



Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México.

Síntesis a 2021

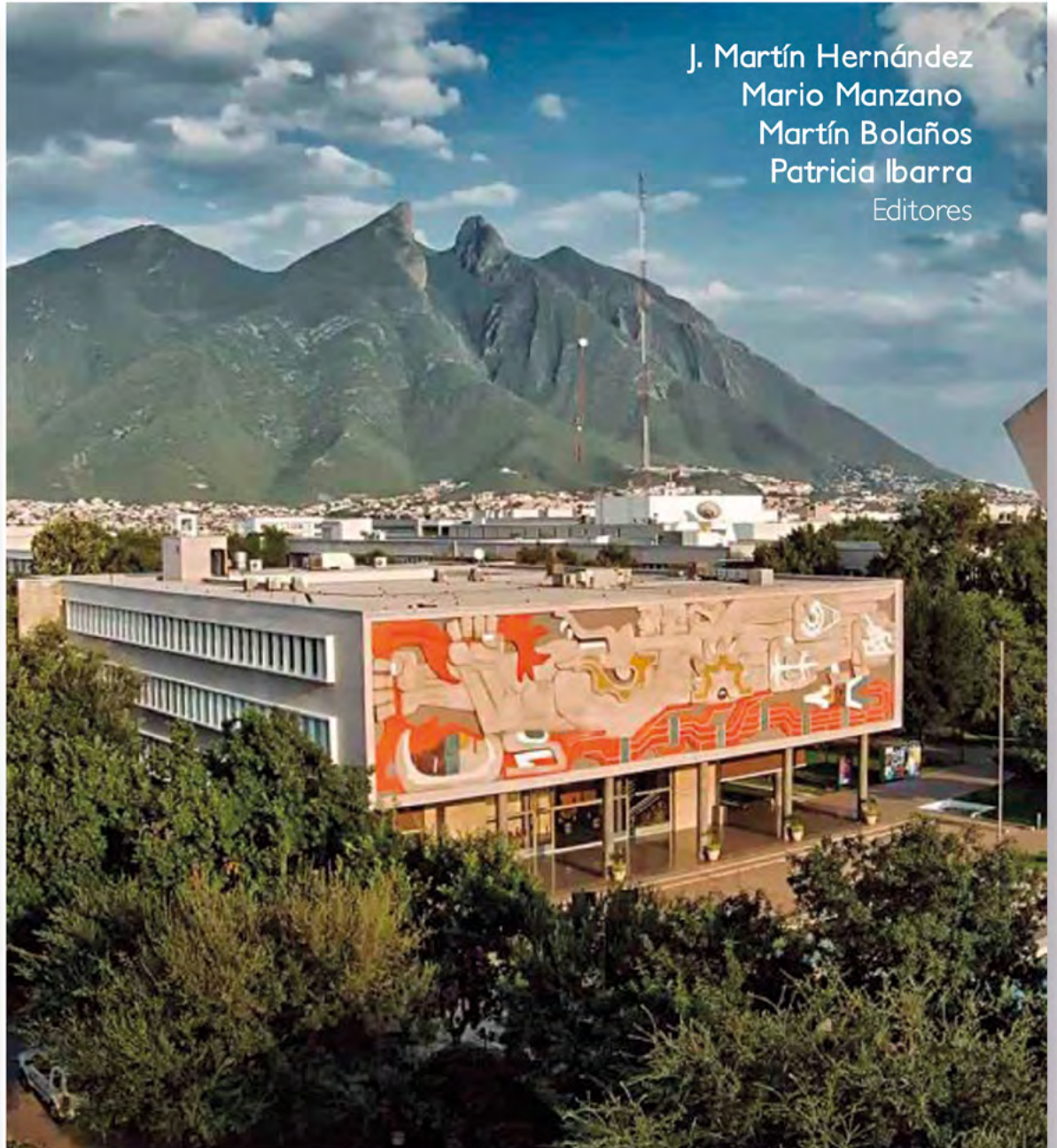
PROGRAMA MEXICANO DEL CARBONO

2021

Año 3

Número 3

J. Martín Hernández
Mario Manzano
Martín Bolaños
Patricia Ibarra
Editores



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL CONACYT



Forma correcta de citar:

Hernández A., J. M., M. G. Manzano, M. A. Bolaños y P. Ibarra (Editores). 2021. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2021. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Tecnológico de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 640 p.

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

www.pmcarbono.org

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

Diseño Gráfico: Oscar J. Velázquez R.

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO DEL CICLO DEL CARBONO Y SUS INTERACCIONES EN MEXICO. Año 3, No. 3, enero - diciembre de 2021. Es una publicación anual editada por el Programa Mexicano del Carbono, A.C., calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México. Tel. +52 (595) 951•2182, www.pmcarbono.org Editor responsable: José Martín Hernández Ayón. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2022-121910292200-102, ISSN 2954-4882. Ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este Número: José Martín Hernández Ayón, Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México, fecha de última modificación, febrero de 2022.

Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2021

J. Martín Hernández, Mario Manzano,
Martín Bolaños y Patricia Ibarra

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono (PMC)

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey

Monterrey, Nuevo León, México

Diciembre 2021

Índice de Revisores

DR. CARLOS ORIÓN NORZAGARAY

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,
Universidad Autónoma de Baja California

DRA. CECILIA CHAPA BALCORTA

Universidad del Mar

DRA. CLAUDIA TEUTLI HERNÁNDEZ

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del
Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida

DR. ENRICO ARTURO YÉPEZ GONZÁLEZ

Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente,
Instituto Tecnológico de Sonora

DR. GILBERTO VELA CORREA

Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Académica Xochimilco

Índice de Revisores

DR. JOSÉ MARTÍN HERNÁNDEZ AYÓN

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,
Universidad Autónoma de Baja California

DRA. MARIELA HADA FUENTES PONCE

Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Xochimilco

DR. OSCAR LUIS BRIONES VILLARREAL

Instituto de Ecología, A. C.

DR. RAMÓN SOSA ÁVALOS

Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas,
Universidad de Colima

DR. FERNANDO PAZ PELLAT

Colegio de Postgraduados

Prólogo

El Programa Mexicano del Carbono se complace en presentar al público, como cada año desde su formación en 2005, la Síntesis Nacional del 2021, obra que conjunta el esfuerzo realizado por numerosos científicos, tanto nacionales como extranjeros, para impulsar la investigación y el avance en el conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México.

Como ya es tradición, durante el XII Simposio Internacional del Carbono en México se presentaron más de 90 contribuciones en las diversas áreas temáticas que conforman el Comité Científico: Atmósfera, Bioenergía, Dimensión Social, Ecosistemas Acuáticos, Ecosistemas Costeros, Ecosistemas Marinos, Ecosistemas Terrestres y Sistemas Agropecuarios. Por segundo año, en respuesta a los eventos mundiales que acontecen en relación a la pandemia, el evento tuvo lugar de manera virtual bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono y el Tecnológico de Monterrey, campus Monterrey.

El Simposio se plateó como propósito incentivar y promover la aportación científica del PMC hacia Soluciones Climáticas Naturales, de la mano con la iniciativa México Economía Limpia 2050 (MEL 2050) y el Tecnológico de Monterrey, incluyendo su expansión hacia los ecosistemas marinos y costeros, de tal manera que se puedan generar oportunidades para detonar mercados de carbono orientados al aprovechamiento sostenible del capital natural de México. Además de evaluar la agenda común de colaboración de México-Estados Unidos-Canadá, en el contexto de CarboNA, para el establecimiento de medidas que permitan continuar con esfuerzos internacionales.

Los trabajos expuestos, todos de excelente calidad académica, se sometieron a la opinión de la comunidad científica, dando lugar a intensas jornadas de discusión, con una visión multidisciplinaria y multi institucional, siempre bajo una óptica de integración del conocimiento de las diferentes áreas sobre el Ciclo del Carbono y sus interacciones. Además, se contó con una importante participación de jóvenes científicos y, teniendo como premisa el interés común, se discutieron los nuevos paradigmas de investigación sobre el Ciclo del Carbono y sus tecnologías de estudio, con la finalidad de continuar con la labor emprendida por sus mentores hace quince años, de desarrollar modelos y estrategias ex profeso para México, acordes con sus necesidades, su realidad política, económica, social y ambiental. Cada investigación aquí plasmada representa, por tanto, el esfuerzo de la comunidad científica por mejorar las condiciones del país.

Se agradece enormemente el interés y entusiasmo en participar en este colectivo científico, y se espera que esta publicación sea un aliciente más para continuar en la consecución de las metas en tan relevante tema.

José Martín Hernández Ayón

Coordinador General

Programa Mexicano del Carbono



CONTENIDO

CAPÍTULO 1

ATMÓSFERA

17

- | | | |
|-----|--|----|
| 1.1 | Respiración del suelo como indicador del avance de la restauración de bosque en un valle aluvial de montaña tropical | 19 |
| 1.2 | Evaluación de Carbono Negro en la ciudad de San Luis Potosí durante el periodo de 2018 al 2020 | 26 |
| 1.3 | Distribución espacial de CO ₂ en la Zona Metropolitana del Valle de México obtenida de mediciones satelitales | 35 |
| 1.4 | Flujos de dióxido de carbono en Ciudad Juárez, Chihuahua | 41 |
| 1.5 | Modelación de turbulencia en la capa límite planetaria empleando CLASS en Valle del Yaqui, México | 47 |
| 1.6 | Variabilidad temporal del intercambio de CO ₂ aire-agua en una laguna costera subtropical semiárida | 53 |
| 1.7 | Propuesta de un sistema portátil de medición de pCO ₂ de costo asequible | 59 |

CAPÍTULO 2

BIOENERGÍA

67

- | | | |
|-----|--|----|
| 2.1 | Cinética de degradación térmica de residuos forestales de <i>Pinus montezumae</i> mediante estudio termogravimétrico | 69 |
|-----|--|----|

CAPÍTULO 3

DIMENSIÓN SOCIAL

75

- | | | |
|-----|--|----|
| 3.1 | De la gobernanza forestal global a la legitimidad de la Estrategia REDD+ en México: Una visión desde los retos jurídicos | 76 |
|-----|--|----|

3.2	Instrumentos de política ambiental y su vinculación a redes comunitarias a partir de la innovación sistémica en el manejo forestal	82
3.3	Proyecto de conservación voluntaria y mitigación natural del cambio climático en el ejido Sisal, Yucatán	88
3.4	Hacia un esquema de asistencia técnica y compensación financiera confiable de reducción de emisiones en el manejo ganadero del país	96
3.5	Estrategia para el análisis objetivo de la generación de mapas del carbono orgánico de los suelos en México: técnicas geoestadísticas e integración de información	104
3.6	Estrategia para el análisis objetivo de la generación de mapas del carbono orgánico de los suelos en México: técnicas multifractales	120
3.7	Iniciativa “Biogeoquímica de los Suelos Mexicanos: Información y Conocimiento”	128

CAPÍTULO 4

ECOSISTEMAS ACUÁTICOS 139

4.1	Concentración y evasión de CO ₂ en el Río Usumacinta, México	140
4.2	Emisiones de CO ₂ en los lagos kársticos tropicales del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas	149
4.3	Almacenes de carbono en dos lagos tropicales de alta montaña, El Sol y La Luna, Nevado de Toluca	156
4.4	Biomasa de los macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña	164

CAPÍTULO 5

ECOSISTEMAS COSTEROS 171

5.1	¿Cómo medir, monitorear y reportar carbono en manglares en restauración?	172
5.2	Estudio del Sistema de carbonatos en la laguna de Términos, Campeche	178
5.3	Mitigación y potencial de captura de carbono aéreo en manglares mexicanos	183



5.4	Conservación del carbono en manglares: herramienta de mitigación al cambio climático en Los Petenes, Campeche	189
5.5	Proyecto de carbono azul Taab Ché: Potencial de mitigación en dos sitios piloto de Quintana Roo, México	195
5.6	Evaluación retrospectiva de la acumulación de carbono orgánico en sedimentos de manglar de sitios contrastantes de la laguna de Términos (Campeche)	201
5.7	Potencial de hidrógeno en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca, México	208
5.8	Flujos de carbono inorgánico disuelto en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México	214
5.9	Dinámica del carbono (almacenamiento y captura) en un transecto del manglar El Playón en Sian Ka'an, Quintana Roo	219
5.10	Pastos marinos como almacenes de carbono en lagunas de ANP's en el Golfo de México y Caribe Mexicano	226
5.11	Instrumentos de conservación para el manejo de los ecosistemas de carbono azul en México	231
5.12	Mapeo de la cobertura y carbono orgánico aéreo en pastos marinos del Parque Costa Occidental Isla Mujeres	238
5.13	Sistema del CO ₂ en condiciones de post-tehuano en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México	247

CAPÍTULO 6

ECOSISTEMAS MARINOS

253

6.1	Intensa desnitrificación en una bahía tropical del Golfo de California	254
6.2	Variabilidad espacial de la pCO ₂ en tres regiones del Pacífico frente a México	260
6.3	Distribución de la biomasa macrofaunal en cuatro localidades del mar profundo del golfo de México	267
6.4	Biogeoquímica del sistema del carbono - oxígeno por incursión del Agua Caribeña al Golfo de México	273
6.5	Sistema de carbono en dos zonas de surgencias en el Sistema Frontal de Baja California Sur en 2019	281

6.6	Distribución superficial de pH y Omega aragonita frente a la bahía de Manzanillo, México, durante abril de 2019	286
6.7	Distribución espacial del estado de saturación de aragonita y pH durante diciembre de 2020 en Isla La Blanca, Oaxaca	292
6.8	Distribución vertical de la hidrología y algunas variables del sistema del carbono en Guaymas 2016 y Mulegé 2017, golfo de California, México	298
6.9	Progresión del calentamiento y la acidificación del océano a largo plazo en el golfo de Tehuantepec	304

CAPÍTULO 7

ECOSISTEMAS TERRESTRES 311

7.1	Guía para la construcción de ecuaciones alométricas: —¿y la validación? — También	312
7.2	Almacén de Carbono Orgánico en suelos forestales restaurados de Ixtacamaxtitlán, Puebla, México	325
7.3	Modelación del carbono orgánico en suelos del Parque Nacional Malinche	331
7.4	Las quemas prescritas y su efecto en el almacenamiento de carbono en ecosistemas forestales en Chiapas, México	337
7.5	Inventario de biomasa y carbono del sistema radicular en un bosque templado de Guerrero, México	343
7.6	Impacto del escarabajo descortezador en la captura y almacenamiento de carbono arbóreo en bosques de Oaxaca, México	349
7.7	Estimación de reservas de carbono en suelo mediante información radar de Sentinel en Huatusco, Veracruz	355
7.8	Efecto del fuego sobre las propiedades de los suelos agrícolas y los stocks de carbono en el sur de Quintana Roo	361
7.9	Efecto de las quemas prescritas en los flujos de carbono del suelo, en los Llanos de Ojuelos Jalisco, Jalisco	368
7.10	Línea base del carbono orgánico del suelo en los bosques del estado de Durango	374
7.11	Servicios ecosistémicos aportados de los recursos forestales en ejido Ojo de Agua de los Montes, Tepezalá, Aguascalientes	381

7.12	Almacén de carbono del bosque tropical seco en respuesta a gradientes de temperatura y precipitación	388
7.13	¿El cambio de pastizal a matorral aumenta el secuestro de carbono en los desiertos mexicanos?	394
7.14	Controles de la respiración del suelo en un ecosistema de matorral xerófilo y parcelas agrícolas	400
7.15	Efecto del crecimiento urbano sobre los reservorios de carbono orgánico en bosques periurbanos	405
7.16	Evaluación del daño en especies arbustivas por quemas prescritas, en los Llanos de Ojuelos, Jalisco	410
7.17	Fertilidad de los suelos cafetaleros bajo sombra de la Sierra Madre de Chiapas, México	415
7.18	Carbono en suelo, en dos sitios de sucesión ecológica del bosque tropical seco de Álamos, Sonora	421
7.19	Dinámica de la producción de hojarasca en dos sitios de bosque tropical seco con diferente estado de sucesión ecológica en el noroeste de México	427
7.20	Almacén de carbono en el suelo de plantaciones forestales de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México	433
7.21	Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: marco teórico general	438
7.22	Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: saturación potencial	448
7.23	Patrones de las relaciones C-N-P-S del fraccionamiento físico de los suelos	458
7.24	Modelo general de la distribución de carbono orgánico en las unidades estructurales de los suelos	470
7.25	Modelo para estimar la distribución de carbono asociado a la masa de los agregados de los suelos	477
7.26	Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos	486
7.27	Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: tasas de cambio dependientes del tiempo	491

7.28	Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo	496
7.29	Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría- <i>q</i> de la calidad	504
7.30	Teoría general de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo	512
7.31	Modelación global de procesos de descomposición y absorción del carbono orgánico de los suelos	520

CAPÍTULO 8

SISTEMAS AGROPECUARIOS 527

8.1	Biocarbón como estrategia para incrementar el rendimiento de trigo y la recarbonización del suelo en Michoacán México	528
8.2	Evaluación del aceite de semilla de calabaza (<i>Curcubita moschata</i>) en la producción ruminal de metano	534
8.3	Emisión de CO ₂ en suelos de pastizales y bosque	540
8.4	Almacén de carbono orgánico en andosoles bajo diferentes sistemas de cultivo de maíz	546
8.5	Balance hídrico del cultivo de trigo bajo diversos esquemas agrícolas en Coahuila de Zaragoza	551
8.6	Estimación de concentraciones de carbono negro en la región cañera noreste de México	558
8.7	Regresión por aprendizaje automatizado para estimar la biomasa de la pradera ofrecida para el pastoreo	565
8.8	Fenotipado de alto rendimiento en atributos fisiológicos relacionados a fotosíntesis para incrementar rendimiento de trigo	571
8.9	Almacenamiento y tasa de acumulación de carbono en sistemas silvopastoriles en Chiapas, México	577
8.10	Emisión de N ₂ O debido al parche de orina de bovinos en un Sistema Silvopastoril con <i>Leucaena leucocephala</i> en la época de estiaje	583
8.11	Una reflexión sobre los inventarios oficiales de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos en México	587



8.12	Efecto de la calidad de la dieta sobre la producción de metano entérico y la eficiencia en el uso de la energía en bovinos de carne	593
8.13	Cuantificación del almacén de biomasa y carbono aéreo en un cafetal bajo sombra diversificada	599
8.14	Almacenamiento de carbono orgánico del suelo en cafetales orgánicos del centro de Veracruz, México	605
8.15	Almacén de carbono en la biomasa aérea de <i>Hevea brasiliensis</i> en cuatro densidades de plantación	609
8.16	Efecto de diferentes variedades de grano de sorgo con alto contenido de taninos sobre la fermentación ruminal y la producción de metano <i>in vitro</i>	615
8.17	Efecto de la adición de aceite de canola en la emisión de metano en bovinos pastoreando praderas tropicales	620
8.18	Mapa Nacional de potencial de captura de carbono en suelos agrícolas	627
8.19	Resiliencia y estabilidad socioecológica de la caficultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas	633



1

Atmósfera

1.1. Respiración del suelo como indicador del avance de la restauración de bosque en un valle aluvial de montaña tropical

Alvarado-Barrientos M. Susana¹; Briones-Sánchez Luis²; Vásquez-Reyes Víctor¹ y López-Barrera Fabiola¹

¹ Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C., Carretera antigua a Coatepec #351, Col. El Haya, CP 91073, Xalapa, Veracruz, México.

² Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio, Col. Jardines de San Manuel, CP 72570, Puebla, Puebla, México

Autor para correspondencia: susana.alvarado@inecol.mx

Resumen

La respiración del suelo (R_s) es uno de los mayores flujos de carbono superficie-atmósfera e indicador de calidad y salud del suelo. Ante la extensiva degradación del suelo y el impulso actual por la restauración ecológica, la R_s puede ser utilizada como indicador del avance y éxito de estas intervenciones. Se presentan los resultados de las primeras mediciones de la R_s en el contexto de un reciente proyecto de restauración (2 años) del bosque mesófilo de montaña en potreros, en un valle aluvial del centro de Veracruz. Se examinó si la R_s es distinta en el sitio de restauración comparada con dos sistemas de referencia (potrero y bosque), y la respuesta de R_s a sus controles biofísicos. Para esto se usó un analizador de gases traza portátil y una cámara opaca cerrada-dinámica durante dos periodos de la temporada seca (dic-feb y abril-mayo de 2021). Se encontró que la R_s del medio día fue mayor y más variable en el potrero ($748 \pm 3.83 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) comparado con el sitio bajo restauración ($4.75 \pm 1.97 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y el bosque ($3.89 \pm 0.77 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Además, se encontró que la respuesta de R_s a controles biofísicos examinados (variables ambientales y propiedades fisicoquímicas del suelo) también fue distinta entre los sitios. Estas mediciones de R_s (y futura modelación de sus controles biofísicos) servirán como línea base para el monitoreo de la dinámica de recuperación del ecosistema, siendo una metodología con potencial de aplicarse en otros proyectos.

Palabras clave: *emisión de CO₂; potrero; bosque mesófilo de montaña; Veracruz.*

Abstract

Soil respiration (R_s) is a main surface-atmosphere carbon flux and an indicator of soil quality and health. In the face of extensive soil degradation and the present momentum for ecosystem and environmental services restoration, R_s may also serve as an indicator of the progress and success of these interventions. The first results of R_s measurements within the context of a recent project (2 years) of cloud forest restoration on paddocks in an alluvial valley of central Veracruz, are presented. It was examined whether R_s of the restoration site was different in comparison with two reference systems (paddock and forest), as well as the response of R_s to its biophysical controls. For this, a portable trace gas analyzer with a closed dynamic opaque chamber were used during two periods of the dry season (Dec-Feb and Apr-May 2021). Midday R_s was higher and more variable at the active paddock ($748 \pm 3.83 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) compared to the site under restoration ($4.75 \pm 1.97 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) and the reference forest ($3.89 \pm 0.77 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Moreover, R_s response to examined biophysical controls (environmental variables and physicochemical soil properties) also showed differences among sites. These R_s measurements (and future modeling of its biophysical controls) will serve as the base line to monitor the ecosystem recuperation dynamics, demonstrating the potential of this methodology to be applied in other restoration projects.

Key words: *CO₂ emission; paddock; cloud forest; Veracruz.*

Introducción

La respiración del suelo (Rs), definida como la emisión de CO₂ desde la superficie del suelo hacia la atmósfera, es uno de los mayores flujos del ciclo del carbono (Bruhwiler *et al.*, 2018; Luo y Zhou, 2010). Dada la actual crisis climática causada por perturbaciones antropogénicas al ciclo del carbono y al balance de energía de la superficie del planeta (IPCC, 2021), es importante identificar y cuantificar las emisiones de gases de efecto invernadero, incluida la Rs, para diseñar e implementar estrategias que contribuyan a reducir dichas emisiones.

El cambio extensivo y/o extremo de uso/cobertura del suelo ha sido identificado como una de las principales causas de la crisis climática (IPCC, 2021). Alteraciones extremas al uso/cobertura del suelo, tales como el cambio de bosque a uso urbano o ganadero, modifican no sólo la cantidad y tipo de vegetación en un sitio, sino también pueden llegar a modificar substancialmente las características físicas, químicas y biológicas del suelo, influyendo directamente en la capacidad del suelo para retener carbono y la cantidad de gases de efecto invernadero que se emiten a la atmósfera (Luo y Zhou, 2010).

Dentro de las soluciones basadas en la naturaleza propuestas para mitigar la crisis climática, y revertir los efectos de los cambios extremos/intensivos en el uso del suelo, se ha propuesto la restauración ecológica (Cohen *et al.*, 2016). Esta comprende una serie de intervenciones humanas para ayudar a la recuperación de la biodiversidad y las funciones de un ecosistema (SER, 2004). La expectativa relacionada al ciclo del carbono es que un sitio restaurado recupere su potencial para asimilar CO₂ de la atmósfera (vía fotosíntesis y producción primaria), retenga carbono lo más posible (vía almacenamiento en biomasa y suelo) y se logre mitigar las emisiones de CO₂ de vuelta a la atmósfera (vía minimizando pérdidas por respiración) (Lal, 2003).

Dado el actual ímpetu por la restauración de bosques, los esfuerzos para evaluar el éxito de estas intervenciones bajo distintas perspectivas se tornan muy relevantes (Wortley *et al.*, 2013). Es así como aún es necesaria más investigación sobre cómo y hasta qué punto la restauración contribuye a rehabilitar servicios ambientales relacionados a la mitigación del calentamiento global (por ej. minimizar emisiones de CO₂ del suelo, aumentar la asimilación de CO₂ atmosférico y el almacenamiento de carbono). La Rs ha sido propuesta como un indicador de la salud de los suelos (Arshad y Martin, 2002), así que puede ser indicativa del éxito de proyectos de restauración en relación con la mitigación del calentamiento global (Harris, 2003; Shi *et al.*, 2019). Pocos estudios consideran este tipo de indicador en etapas iniciales de los proyectos de restauración forestal, evaluando sus cambios no solo en el tiempo, sino comparándolos con los sistemas de referencia positivo (bosque de referencia) y negativo (sitio que representa la degradación inicial). Ambos sistemas de referencia proveen información de cómo ha avanzado la restauración (con respecto al sitio degradado) y de cuánto falta para alcanzar los valores de referencia (con respecto al bosque de referencia).

Considerando lo anterior, con el presente estudio se examinó la Rs en el contexto de la etapa inicial de un proyecto de restauración de un bosque mesófilo de montaña en un potrero ubicado en un valle aluvial en zona de. Específicamente, se evaluó si la reciente restauración forestal difiere en su Rs con respecto a los sistemas de referencia (potrero en uso y bosque) y qué factores biofísicos modulan dichas respuestas.

Materiales y Métodos

Área y sitios de estudio

El área de estudio se ubica en la zona de montaña tropical entre Coatepec y Xalapa, Veracruz, en la vertiente oriental del Cofre de Perote. El clima es semicálido-húmedo. Los sitios bajo restauración y el

pastizal con ganado (REST y PAST, respectivamente) están a 1200 msnm, en el valle aluvial del río Pixquiac (19°28'2.78"N, 96°56'58.48"O). En REST se lleva a cabo un tratamiento de restauración ecológica activa después de haber sido utilizado el sitio para pastoreo de ganado desde hace al menos 80 años. La restauración activa, en su primera etapa finalizada en 2019, consistió en la exclusión del ganado, la remoción selectiva de pasto en el sitio de siembra y la introducción de 640 plántulas de 8 especies del bosque mesófilo de montaña. Esta siembra se realizó en forma de 20 núcleos (15 x 15 m) donde se sembraron 32 árboles por núcleo separados 3 m. Adicionalmente se sembraron en forma lineal 133 árboles de 10 especies nativas cubriendo un total de 399 metros a lo largo del río. Posteriormente se sembraron 72 árboles de más de 3 años en los linderos cada 5 m. En total, en todo el predio, se sembraron 840 árboles de 17 especies. Periódicamente los árboles sembrados son monitoreados y la vegetación herbácea y gramíneas remanentes del potrero alrededor de cada uno es removida con machete. PAST es un pastizal que sostiene ~8 vacas ha⁻¹. Está cubierto por gramíneas, predominantemente *Cynodon nlemfuensis* y *Paspalum dilatatum* con algunos parches dominados por *Panicum máximum* y algunos arbustos y árboles dispersos.

El ecosistema de referencia (BOSQ) se ubica dentro del Santuario del Bosque de Niebla a una altitud de 1320 msnm (19°30'41.38"N, 96°56'12.18"O), en la terraza aluvial de un arroyo de primer orden. La vegetación del sitio es clasificada como bosque mesófilo de montaña (Rzedowski 1978). Entre las especies naturalmente encontradas en el sitio están *Quercus sartorii*, *Quercus germana*, *Dendropanax sp.*, *Trema micrantha*, *Carpinus tropicalis*, *Symplocos sp.*, *Telanthophora grandifolia*, *Piper spp.*, *Palicourea sp.*, *Chamaedorea tepejilote*, *Meliosma alba*, *Philodendron sp.*, *Botrichium decompositum*, y *Selaginella sp.*

Mediciones de Rs en campo

Rs fue medido directamente con un analizador de gases traza infrarrojo portátil (LI-7810, LI-COR) junto con una cámara opaca cerrada-dinámica (Smart Chamber, LI-COR). En cada uno de los sitios (REST, PAST Y BOSQ) se ubicaron tres parcelas rectangulares de 15 x 15m representando la heterogeneidad de la cobertura de vegetación, pero manteniéndolas dentro de la geoforma valle o terraza aluvial. Se instalaron cuatro anillos de PVC (21.34 cm de diámetro y 11.43 cm de altura) por parcela. Los anillos se insertaron entre 8 y 9 centímetros dentro del suelo, dejando 2-3 cm sobresaliendo de la superficie para embonar herméticamente la cámara opaca y evitar así fugas o ingresos de aire a la cámara durante las mediciones. La vegetación que quedó dentro del anillo se recortó para no sobresaliera de la orilla del anillo y así mantener el volumen de aire dentro de la campana lo más uniforme posible en cada punto de medición. Se esperó al menos 24 horas para estabilización de las condiciones del suelo luego de la instalación de los anillos. Se hicieron mediciones en cada anillo un total de 6-8 días, repartidos en dos periodos de la temporada seca del 2021: fría-seca (dic-feb) y cálida-seca (abril-mayo). Esto, para abarcar un amplio rango de temperatura y humedad del suelo y aire, que son los controles biofísicos más importantes de la Rs (Luo y Zhou, 2010). Se midió de 11:30 a 13:30 hora local, en días sin lluvia ni neblina, asumiendo estar midiendo el valor máximo diario de Rs. Se siguió el protocolo standard: midiendo el offset (altura del anillo que sobresale del suelo), colocando la cámara encima del anillo, y con el software interno de la cámara, operado desde un celular, se controló su cierre, las mediciones de concentraciones de CO₂ durante 120 segundos, y su apertura al final para purgar el aire dentro; se realizaron dos repeticiones por punto de medición. Con el software SoilFluxPro (LI-COR) se calculó el flujo de CO₂ del suelo en base a las concentraciones del gas que fue registrando el analizador portátil, corrigiendo el efecto del incremento sincrónico de vapor de agua dentro de la cámara (LI-COR, 2019).

Controles biofísicos de Rs

En cada punto y ocasión en la que se midió R_s , también se midió: la temperatura y el contenido volumétrico de agua en el suelo (superficial: 0-10 cm) con una sonda (HydraProbe, Stevens Water) conectada a la cámara; y, la temperatura y humedad relativa del aire con un sensor portátil (PocketLab Weather, Myriad Sensors). Por otro lado, se tomó una fotografía del interior de los anillos para posteriormente determinar el % de cobertura de la vegetación con la aplicación Canopeo (Oklahoma State University). Por cada parcela se colectaron muestras de suelo superficial distribuidas al azar ($n = 4$) para analizar las propiedades fisicoquímicas: textura, densidad aparente, materia orgánica, contenido total de carbono, nitrógeno y fósforo, capacidad de intercambio catiónico y pH.

Análisis de datos

El diseño experimental del estudio fue anidado: tres sitios (REST, PAST, BOSQ), con cuatro parcelas por cada sitio, y cuatro anillos o puntos de medición de R_s por cada parcela. Con un modelo lineal de efectos mixtos se evaluó si los sitios presentaron R_s distinta tomando en cuenta las medidas repetidas parcela:anillos y el efecto aleatorio del tiempo desde la instalación del anillo. Además, se exploraron las correlaciones entre R_s y las variables ambientales y propiedades fisicoquímicas del suelo disponibles. Se utilizó el software R para todos los análisis estadísticos.

Resultados y Discusión

La distribución de R_s fue significativamente diferente entre los sitios ($L = 163.9$, $df = 6$, $p < 0.001$); Figura 1). El sitio PAST presentó la mayor variabilidad y valores más altos de R_s entre los tres sitios estudiados. Al contrario, el sitio BOSQ presentó la menor variabilidad y valores menores de R_s (Figura 1 y Cuadro 1). Este mismo patrón se presentó al analizar los datos separados por temporada. Estudios anteriores han reportado que la R_s aumenta significativamente con el cambio de bosque a agroecosistemas (Campos 2006; Shi et al. 2019).

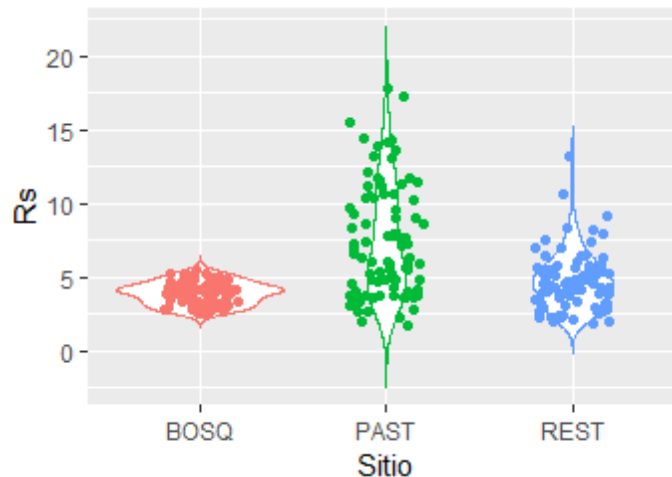


Figura 1. Distribución de los datos de R_s [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$] por sitio: pasto con ganado (PAST), sitio bajo restauración activa (REST) y bosque de referencia (BOSQ).

Como se esperaba por ser los controles biofísicos más importantes de la R_s (Luo y Zhou, 2010), se encontró una fuerte y significativa correlación ($r > |0.4|$ y $p = 0$) entre R_s y la temperatura del suelo y aire ($r = 0.69$ ambas), así como con la humedad relativa del aire ($r = -0.52$). Sin embargo, sorprende que la correlación con el contenido volumétrico de agua en el suelo fue relativamente débil ($r = 0.14$, $p = 0.01$). Otros posibles controles biofísicos examinados que presentaron correlaciones fuertes y significativas con R_s fue el % de cobertura de vegetación ($r = 0.43$), C/N ($r = -0.40$) y el pH ($r = 0.47$).

La respuesta de R_s a la temperatura y contenido de agua en el suelo fue diferente entre los tres sitios (Figura 2). La diferencia en altitud (120 m snm) entre el BOSQ y los otros dos sitios (PAST y REST) causó que el rango de estos controles biofísicos fuera distinto. La temperatura promedio del suelo (y aire) fue consistentemente menor en BOSQ (20.5 (y 21.6) °C) comparado con los otros dos sitios (26.7 (y 28.1) °C) que no variaron entre sí significativamente. Sin embargo, el contenido volumétrico de agua en el suelo no fue afectado por la diferencia de altitud. PAST presentó valores promedio mayores (0.41) comparado con REST (0.27) y BOSQ (0.26).

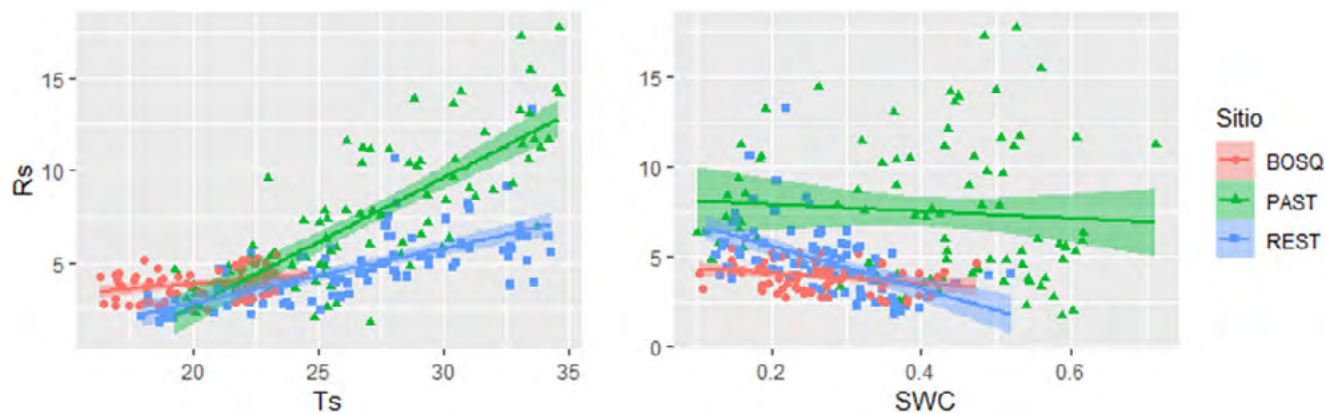


Figura 2. Respuesta de R_s a los dos controles biofísicos principales: temperatura del suelo (T_s [°C]) y contenido volumétrico de agua en el suelo (SWC [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]). Se muestran las curvas de respuesta separadas por sitio.

Además de la altitud, diferencias geomorfológicas entre las dos áreas muy probablemente influyeron en las características del suelo. Particularmente, el suelo superficial de BOSQ es arcilloso mientras que en PAST y REST el suelo contiene más arena y limo. Esto a su vez, produce características fisicoquímicas variantes que no se pueden solamente atribuir al uso del suelo (Fassbender 1994). Sin embargo, se destaca que el sitio REST presentó valores intermedios comparado con los otros dos sitios de referencia excepto que el contenido total de fósforo fue el mayor. PAST presentó el mayor pH y menor % de materia orgánica en el suelo superficial, mientras que BOSQ presentó menor densidad aparente, menor contenido total de fósforo y el mayor CIC (Cuadro 1).

Cuadro 1. Respiración del suelo (R_s), cobertura de vegetación (CVeg) dentro de los anillos y características del suelo superficial de cada sitio bajo estudio: pasto con ganado (PAST), sitio bajo restauración ecológica activa (REST) y bosque de referencia (BOSQ). Se presentan valores promedio \pm SD.

Sitio	R_s [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]	CVeg [%]	Textura suelo	DA [g cm^{-3}]	pH [-]	MO [%]	C/N [-]	P [mg kg^{-1}]	CIC [cmol kg^{-1}]
BOSQ	3.89 \pm 0.77	4.38 \pm 3.52	Arcilloso	0.66	5.20	10.5	11.9	0.8	20.6
REST	4.75 \pm 1.97	3.13 \pm 2.39	Franco-arcilloso	0.96	5.01	9.6	11.8	7.7	14.7
PAST	7.48 \pm 3.83	9.56 \pm 9.58	Franco arcillo-arenoso	0.80	5.74	8.4	10.7	3.4	16.3

DA: densidad aparente; MO: materia orgánica; C/N: relación de carbono total a nitrógeno total; P: contenido de fósforo total; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Considerando lo anterior, es importante ser cauteloso al utilizar BOSQ como ecosistema de referencia para la evaluación del éxito de las intervenciones de restauración ecológica llevada a cabo en REST, al menos en relación las funciones ecosistémicas relacionadas al ciclo del carbono. Cabe resaltar que

encontrar un sitio conservado en las márgenes del río Pixquiác, o uno de orden y a una altitud similar a REST es complicado dada la presión del cambio de uso del suelo por actividades agrícolas y crecimiento urbano de ciudades cercanas (Xalapa y Coatepec).

Conclusiones

La Rs fue distinta en el área en proceso de restauración del bosque mesófilo de montaña con respecto a los sistemas de referencia (positivo y negativo), mostrando valores intermedios a pesar de que las intervenciones de restauración son recientes. Esto muestra el gran potencial de utilizar un indicador funcional como el Rs desde etapas tempranas de los proyectos de restauración con el fin de hacer una evaluación temporal (conforme avanza la restauración) y espacial (comparado con los sistemas de referencia). De acuerdo con estudios anteriores, se encontró que Rs es mayor en sitios manejados (en este caso pastizal) en comparación con el bosque de la misma zona (e.g. Campos 2006). Una limitante general de las comparaciones entre sitios es que no se puede descartar que la diferencia de Rs entre el pastizal y el sitio bajo restauración fue por efecto de diferencias subyacentes entre los sitios (por ej. propiedades fisicoquímicas del suelo y diferentes comunidades de vegetación y (micro)biota del suelo). Por ello la importancia de cuantificar los controles biofísicos de la Rs.

La medición *in situ* de Rs y modelación de sus controles biofísicos, habilitada por equipo portátil como el utilizado en el presente estudio, puede ser una metodología viable para el monitoreo a largo plazo de la recuperación de las funciones relacionadas al ciclo del carbono de ecosistemas bajo restauración ecológica.

Agradecimientos

A Sandra Rocha Ortiz, Karla Tapia Fierro y Ninfa Portilla por realizar análisis de suelo en el LAQSAP del INECOL; a Nestlé S. A. (planta Coatepec) por financiar el proyecto de restauración (número de proyecto 10707) y al administrador del pastizal por permitirnos trabajar en su terreno. Fondos fueron otorgados por el CONACYT (Convocatoria 2019 de Apoyo a la Infraestructura Científica y Tecnológica proyecto 301289).

Literatura citada

- Arshad, M., & Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 153–160
- Bruhwieler, L., Michalak, A., Birdsey, R., Fisher, J., Houghton, R., Huntzinger, D., & Miller, J. (2018). Overview of the global carbon cycle. In *Second State of the Carbon Cycle. A Sustained Assessment Report*, 42-70.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C. and Maginnis, S. (eds.) 2016. *Nature-based solutions to address global societal challenges*. Gland, Switzerland: IUCN. 97pp
- Campos, A. 2006. Response of soil surface CO₂-C flux to land use changes in a tropical cloud forest (Mexico). *Forest Ecology and Management*, 234: 305-312.
- Fassbender, H. W. (1994). *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. IICA, San José, Costa Rica.
- Harris, J.A. 2003. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science*, 54, 801–808. doi: 10.1046/j.1365-2389.2003.00559.x
- IPCC. 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press
- Lal, R. 2003. Offsetting global CO₂ emissions by restoration of degraded soils and intensification of world agriculture and forestry. *Land Degradation & Development*, 309-322.
- LI-COR. 2019. *Using the Smart Chamber Soil Gas Flux Survey Chamber*. LI-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska. 116 pp.
- Luo, Y. y X. Zhou. 2010. *Soil Respiration and the Environment*, Elsevier, San Diego, California, USA.
- SER (Society for Ecological Restoration International). 2004. *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Shi, P., Qin, Y., Liu, Q., Zhu, T., Li, Z., Li, P., . . . Wang, F. 2019. Soil respiration and response of carbon source changes to vegetation restoration in the Loess Plateau, China. *Science of The Total Environment*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135507>

- Wortley, L., Hero, J.-M. and Howes, M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restor Ecol*, 21: 537-543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>
- Zhang, Y., Guo, S., Liu, Q., Jiang, J., Wang, R., & Li, N. (2014). Responses of soil respiration to land use conversions in degraded ecosystem of the semi-arid Loess Plateau. *Ecological Engineering*, 196-205. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.003>



1.2. Evaluación de Carbono Negro en la ciudad de San Luis Potosí durante el periodo de 2018 al 2020

Barrera-López V.A.¹; Galindo-Mendoza M.G.¹ y Contreras-Servín C.¹

¹ Coordinación para la Innovación y aplicación de la ciencia y tecnología CIACyT, UASLP. Av. Sierra Leona 550, Lomas de San Luis, San Luis Potosí, S.L.P.

Autor para correspondencia: valter.barrera@uaslp.mx

Resumen

El carbono negro es un contaminante y forzador climático de vida corta (*SLCP*, por sus siglas en inglés), que contribuye significativamente en el cambio climático principalmente absorbiendo la radiación solar que causa un efecto negativo en la fuerza radiativa terrestre (UNEP, 2012). Este SLCP se ha convertido en uno de los principales objetivos para estrategias de mitigación y en la generación de políticas de control de emisiones en todo el mundo. México es el país número 13 en la lista de países con mayor emisión de CO₂ para el año 2013 (1.37 %). Adicionalmente, se calcularon las emisiones de BC anuales en un valor cercano a 125 millones de toneladas, de las cuales las actividades con mayor emisión representan al sector transporte y al industrial con un valor de 38 %. Por lo anterior, el gobierno de México ha propuesto reducciones de emisiones de BC. El objetivo incondicional es reducir el 51 % del volumen de emisiones para 2030. En el año 2015, diversas instituciones académicas y gubernamentales desarrollaron por primera vez en México una red de carbono negro (Peralta et al., 2019), que se ha encargado de reunir y analizar los diversos muestreos de BC en los últimos años y con ello realizar una base de datos de las concentraciones emitidas de este contaminante. San Luis Potosí es una de las 12 ciudades más habitadas de México y seguirá creciendo en los próximos años. Este trabajo presenta un monitoreo de BC y de otros de sus contaminantes asociados durante 2 años, en sus dos zonas más importantes de la ciudad de San Luis Potosí; en la zona norte durante diciembre del año 2018 a noviembre del 2019 y en la zona sur desde diciembre del 2019 a octubre del 2020, para obtener sus concentraciones temporales de carbono negro equivalente (eBC) mediante el equipo *Aethalometer AE-33* en la ciudad, y evaluando además los efectos asociados de concentraciones durante de la pandemia SARX-COV2.

Palabras clave: *Carbono Negro, Partículas Atmosféricas, Ciudad de San Luis Potosí.*

Abstract

Black Carbon (BC) is a short-lived climate forcer/pollutant (SLCP) that contributes to climate change mainly by absorbing solar radiation that causes a negative radiative force (UNEP, 2012). This SLCP has become one of the key targets for current mitigation strategies and emission control policies all over the world. Mexico places the country at number 13 in the list of countries with the largest volumes of CO₂ emissions in 2013 (1.37 %). Also, determined that BC emissions reached nearly 125 million tons mostly from activities in the transport (38 %) sector and industry. Hence, Mexico Government expect to reduce around 51 % of the BC emissions by year 2030. In year 2015, different governmental and education agencies had developed a first time National Black Carbon Network (Peralta et al., 2019), which have measured BC in the last years to report a first Mexican database of BC concentrations. San Luis Potosi (SLP) is one of the 12 most crowded cities in Mexico, and will be growing in next years. This work presents a two-year monitoring BC and other air pollutants in the two main zones of the San Luis Potosi City; at the north from December 2018 to November 2019, and at the south from December 2019 to October 2020, to obtain direct equivalent black carbon (eBC) concentrations using *Aethalometer AE-33*

and to evaluate the emission rates for this city, including its emissions effects during the pandemic SARX-COV2.

Key words: *Black Carbon, Particulate Matter, San Luis Potosi City.*

Introducción

El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) define cambio climático como una variación estadística en el estado del clima durante un periodo prolongado ocasionado principalmente por actividades humanas; como por la quema de combustibles fósiles. El carbono negro es un compuesto carbonáceo que se deriva de la combustión incompleta tanto de combustibles fósiles como de biomasa, se encuentra contenido principalmente en partículas de fracción fina igual o menor a 2.5 micrómetros de diámetro. Este contaminante se emite de manera directa a la atmósfera y posee características especiales como su capacidad de absorción de luz visible a diferentes longitudes de onda (especialmente a 880 nm), una temperatura de vaporización cercana a los 4000 K, su insolubilidad en agua, así como algunos disolventes orgánicos, y su presencia en forma de agregados en la atmósfera (Bond et al., 2013).

Es considerado a nivel internacional como un nuevo indicador de importancia, pues interrelaciona la contaminación atmosférica y la salud humana con el cambio climático global, su tiempo medio de vida en la atmósfera es de días o semanas; de 4 días a 7 días aproximado (Cape, Coyle & Dumitrean, 2012), además es uno de los aerosoles que ha tomado gran relevancia por su alto potencial de calentamiento global (PCG) debido a que absorbe la energía del sol por unidad de masa en la atmósfera. Existen gran cantidad de fuentes antropogénicas, que lo hacen atractivo para implementar estrategias de corto plazo para reducir el calentamiento global de forma rápida y notoria.

En materia de salud, la exposición a largo plazo de carbono negro puede generar efectos negativos en el sistema respiratorio debido al pequeño tamaño de las partículas, las cuales pueden llegar a la región alveolar, acarreando especies químicas tóxicas depositadas sobre su superficie porosa (Janssen et al., 2011), y en cuanto afecciones respiratorias ocasionadas por exposición aguda o crónica a este contaminante, se han señalado valores críticos de exposición a la población humana (Hoek et al., 2013; Janssen et al., 2011; Clark et al. 2010; Bell et al. 2008 y Kim et al. 2004).

La OMS en el año de 2018, estimó que la exposición a partículas (PM_{2.5}), fue causa de 4,2 millones de muertes prematuras en todo el mundo por año; esta mortalidad se debe a que causan enfermedades cardiovasculares y respiratorias. Igualmente, se señaló que existe una mortalidad asociada por la contaminación del aire 15 % mayor para aquella población que habita en las grandes ciudades con respecto a localidades más pequeñas. Aunado a lo anterior, en México, los últimos indicadores de la secretaria de Salud muestran el incremento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares principalmente en las ciudades más grandes del país (SINAIS, 2014).

Como se mencionó, el gobierno de México se ha propuesto reducir sus emisiones, la meta establecida contempla la reducción no condicionada del 51 % del volumen de sus emisiones para el año 2030 (COP 21, 2015); sin embargo, en nuestro país se cuenta con pocos estudios sobre este contaminante y si el gobierno desea cumplir este objetivo, se necesitan evaluar las principales ciudades del país para conocer la dinámica de este aerosol bajo distintas condiciones meteorológicas, geográficas y económicas de cada región. En este sentido, la Ciudad de San Luis Potosí se encuentra entre las 12 más pobladas, y ha crecido de manera importante en los últimos 5 años, y cuenta con una población mayor a los 1,200,000 habitantes considerando su zona metropolitana. Posee además una gran zona industrial que durante gran parte del año emite sus contaminantes hacia la ciudad (Aragón-Pina et al., 2014), y un alto tránsito vehicular durante todo el año, considerando su ubicación dentro del país. Por otra parte, la ciudad ha presentado una problemática social y ambiental debido a la gran producción ladrillera que se encuentra dentro de la zona urbana, ocasionando la formación de partículas carbonáceas, generadas de la quema de hidrocarburos, biomasa, residuos sólidos urbanos, entre otros para su producción. Además, de industrias

de cal y cemento y otras industrias químicas y de fundición que también se encuentran dentro de la creciente área urbana.

El objetivo de este estudio consiste en evaluar las concentraciones de carbono negro durante los periodos establecidos en las distintas zonas de la ciudad de San Luis Potosí, para conocer la contribución de sus diversas fuentes de emisión y proponer medidas para la reducción de este contaminante del aire.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Zona Norte: Se midió la concentración de Carbono Negro en la estación meteorológica Biblioteca de la secretaria de Gestión Ambiental (SEGAM), ubicada en la zona norte de la ciudad de San Luis Potosí, con coordenadas $22^{\circ}10'26.50''N$, $100^{\circ}59'35.41''O$. Dicha zona presenta características del tipo urbano-residencial, densidad poblacional mediana y afluencia vehicular media; sin embargo, a 2.5 km se encuentra la zona ladrillera más grande de la ciudad con cerca de 100 hornos, también se encuentran diversas industrias químicas y el paso del ferrocarril comercial.

Zona Sur: Se colocó el equipo en la azotea del edificio de la Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades (FCSYH) de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), con coordenadas $22^{\circ}8'37.40''N$, y $100^{\circ}56'56.57''O$. Este sitio se encuentra cercano a la carretera 57, que es la avenida principal por donde transita la mayor parte del transporte de carga y es el paso de entrada principal hacia la ciudad y el punto de salida hacia la zona industrial durante toda la época del año.



Figura 1. Sitios de monitoreo de Carbono Negro en la Ciudad de San Luis Potosí. Fuente: Google Earth, 2021.

Metodología

El equipo utilizado es el *Aethalometer AE-33* que se encarga del monitoreo constante del BC mediante el método óptico, que se utiliza para la determinación en tiempo real de las concentraciones de dicho aerosol. Su funcionamiento consiste en la recolecta continua de partículas, después, la corriente de aire cargada de aerosol se extrae a través de dos puntos de muestra con diferentes tasas de acumulación y se analizan simultáneamente, donde se mide la transmisión de luz a través de la cinta de filtro que contiene la muestra y a través de una parte descargada (punto) de la cinta del filtro que actúa como área de

referencia, en siete longitudes de onda diferentes. (*Aethalometer® Model AE33 User Manual*). Las concentraciones de partículas atmosféricas (PMs), Oxidos de Nitrogeno (NO_x) y Dioxido de Azufre (SO₂), así como las variables meteorológicas, se midieron con los equipos de la secretaria de Gestión del Ambiente (SEGAM) del estado de San Luis Potosí.



Figura 2: Equipo Aethalometer modelo AE-33.

Análisis de Datos:

Los datos del sitio de muestro se filtraron y promediaron en distintos intervalos de tiempo para conocer su dinámica en la ciudad. Se realizaron análisis cuantitativos de las concentraciones durante periodos estacionales según correspondiera el año, así como de forma mensual, para observar asociaciones con otros contaminantes del aire. Además, los datos se promediaron para obtener promedios horarios, diarios y mensuales. La identificación del origen de las emisiones se llevó a cabo mediante el método estadístico de *OPENAIR*. También, se obtuvo información de SINAICA-INECC y su modelación de rosa de los vientos y rosa de contaminantes.

Resultados y Discusión

En el presente trabajo se realizó un monitoreo y análisis del carbono negro en la zona norte en el año 2019, donde se evaluaron los 4 periodos estacionales del año y obteniendo relaciones con las concentraciones de PMs y en la zona sur de San Luis Potosí durante el año 2020, en el último periodo propone la división del año en tres periodos (invierno, primavera y verano) y enfocándolo a la contingencia ocasionada por el virus Sars Cov-2 (Pues coincide con las diversas etapas de avisos de la pandemia). Con la información obtenida de BC, se realizó un análisis de las concentraciones para conocer su relación con las fuentes móviles y sus compuestos traza (SO₂ y NO₂), además de evidenciar las modificaciones de las concentraciones de carbono negro obtenidas mediante las diversas alertas a la población durante esta contingencia. En el cuadro 1., se presentan las concentraciones estacionales para las dos zonas evaluadas en la ciudad de SLP.

Cuadro 1. Concentraciones de BC y Partículas Atmosféricas en SLP durante el periodo de muestreo.

Estación del Año	ZONA NORTE 2019			ZONA SUR 2020		
	PM ₁₀ DUSTTRAK	PM ₁₀ (SEGAM)	BC	PM _{2.5} (SEGAM)	PM ₁₀ (SEGAM)	BC
	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	(µg/m ³)
Estación Fría	43.52	45.64	1.41 (0.24)	-	-	2.75 (0.47)
Estación Fría-Seca	50.55	53.71	1.24 (0.21)	16.59	-	2.76 (0.47)
Estación Calurosa		50.10	0.83 (0.14)	-	35.95	1.61 (0.27)
Estación Lluviosa		40.00	0.94 (0.16)	-	28.16	1.29 (0.22)
Periodo Anual	48.09	47.67	1.11 (0.19)	17.06	33.62	2.04 (0.35)

En el año 2019, la concentración promedio de PM_{10} durante el periodo anual fue de $47.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indicando una mala calidad del aire durante este tiempo de medición. La mayor existencia de partículas atmosféricas PM_{10} fue en la estación seca ($53.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y se debe a factores meteorológicos, pues dicha estación se caracteriza por una nula precipitación y alta estabilidad atmosférica, generando el estancamiento de las partículas atmosféricas cercanas a su fuente de emisión y la resuspensión de partículas en el suelo. Cabe señalar que existieron más de 200 horas con concentraciones por arriba de los $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, generalmente ocasionadas por las ladrilleras que trabajan del lado noreste de la ciudad en periodos de 5 a 10 horas generalmente; sin embargo, al hacer el promedio diario, las concentraciones diarias disminuyen notablemente los valores por las emisiones muy bajas durante las noches. Estas mismas tendencias se pueden ver en la relación de BC con PM_{10} . Respecto al BC se obtuvo un promedio anual de $1.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resaltando episodios altos en todas las estaciones del año, principalmente durante la estación fría y seca.

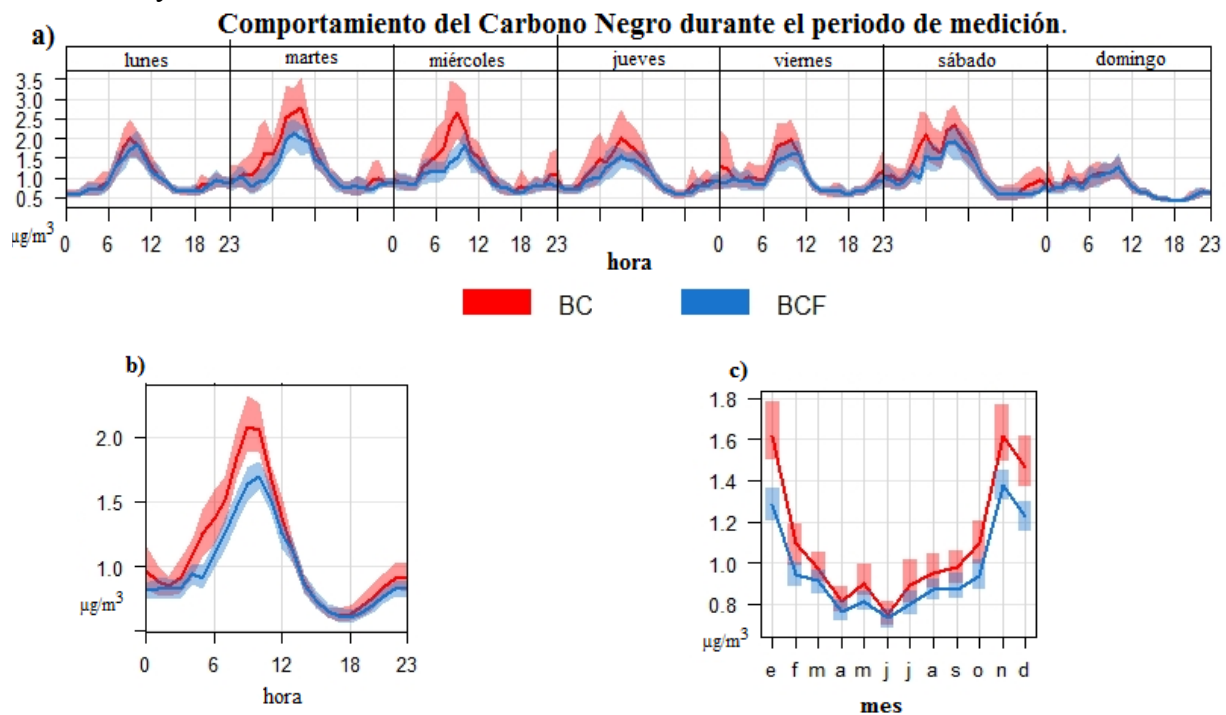


Figura 3. Concentraciones de carbono negro en la zona Norte de SLP durante el año 2019. a) evolución semanal, b) evolución diaria, c) evolución mensual.

En cuanto al año 2020, durante el periodo invernal, aun sin contingencia se observa las altas concentraciones de BC y de $PM_{2.5}$, hacia el centro de la ciudad, ocasionada por el alto tránsito vehicular debido a las fiestas decembrinas y el constante movimiento de la población hacia esa zona y de otras fuentes propias de la temporada como pueden ser los fuegos artificiales. La estación de monitoreo más cercana a donde se colocó el etalometro, es la estación DIF de SEGAM, que posteriormente cambio de medición de $PM_{2.5}$ a PM_{10} y de donde también se tomaron los datos de las concentraciones de SO_2 y NO_x .

Posteriormente, en la etapa de primavera se tuvieron las menores concentraciones de BC, NO_2 y SO_2 esto debido a que fueron las fechas en las que se respetó mayormente el confinamiento por el Covid, por lo tanto no había tanta influencia de vehículos, pero las concentraciones de PM_{10} fueron constantes durante todo el año esto puede ser un indicador de que existen otros tipos de precursores, como compuestos orgánicos de industrias químicas y aquellas partículas procedentes de la industria de cal y cemento, que ambos son abundantes en la ZMSLP. En la Figura 4, se muestran las concentraciones

mensuales de las partículas atmosféricas medidas. Y en la Figura 5, se muestran los comportamientos de partículas atmosféricas diarias promedio para las 3 estaciones del año evaluadas.

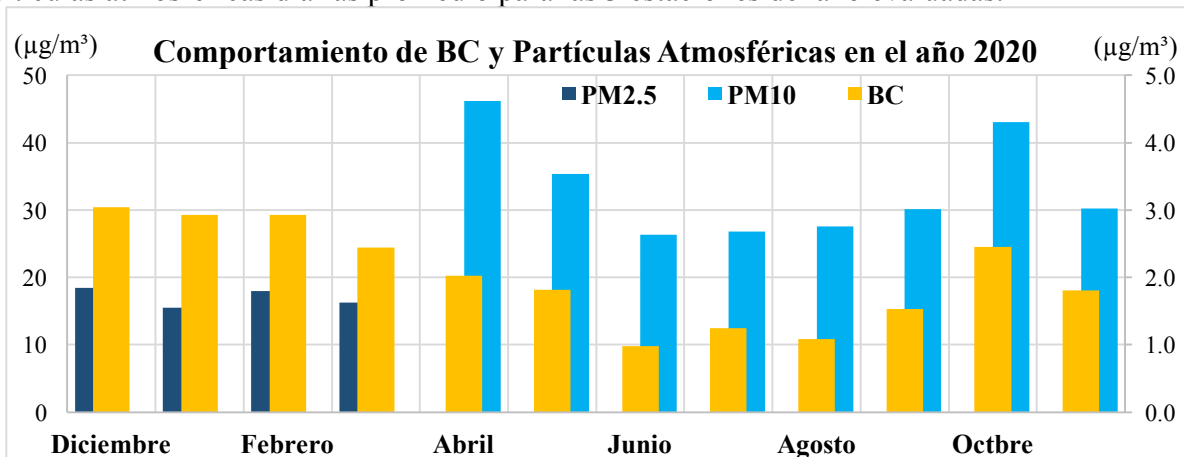


Figura 4. Concentraciones mensuales del BC, PM_{2.5} y PM₁₀ en la Zona Sur de SLP durante el año 2020.

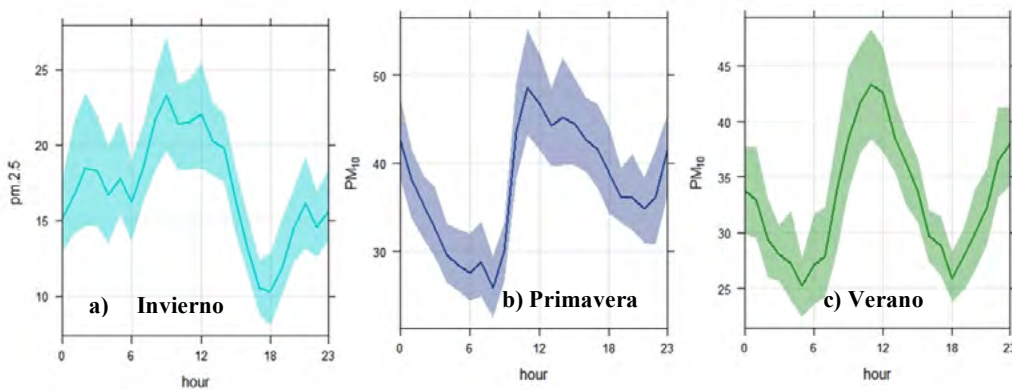


Figura 5. Comportamiento estacional de PMs en la zona sur de SLP. a) PM_{2.5} periodo invernal 2019-2010. b) PM₁₀ periodo primavera 2020. c) PM₁₀ periodo verano 2020.

Respecto al comportamiento de PM_{2.5} para el periodo invernal se observó una alta dispersión a lo largo del día que muestra los efectos de las fuentes móviles y de otras fuentes propias de la temporada, además de altas concentraciones en los horarios de entrada y salida. En cuanto a los efectos del PM₁₀ generados durante la primavera que coincide con los principios del confinamiento relacionado con el Covid, los picos más altos en los que se forman las partículas se registraron a las horas de 12:00-15:00 p.m. esto se le puede atribuir al aumento de temperatura con la subsecuente formación de nuevas partículas que son producidas por el ozono y otros precursores de partículas como compuestos orgánicos volátiles (COVs), otros compuestos orgánicos producidos por la industria química local e incluso la industria de cemento y cal. En el caso de verano sigue un comportamiento y se muestra la disminución de las reacciones producidas por el ozono y el aumento de los otros contaminantes precursores como el NO₂ y SO₂ producidos por el restablecimiento de las actividades cotidianas por llamada la nueva normalidad.

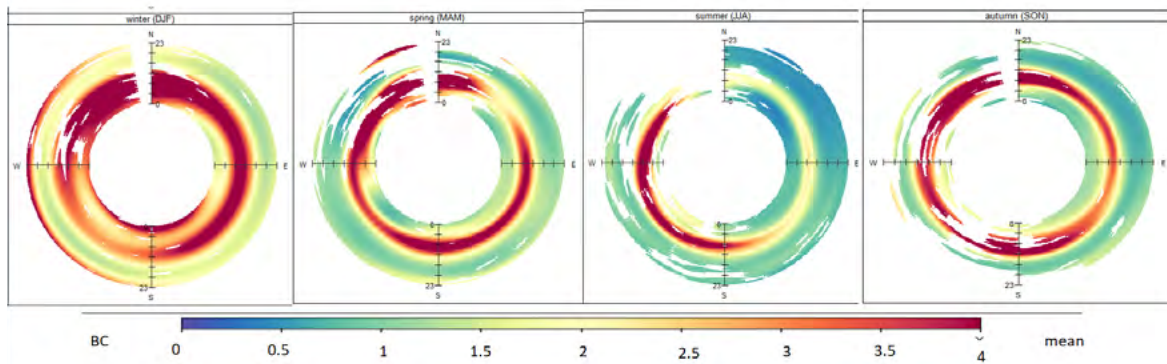


Figura 6. Dispersión anual del BC en la zona sur de SLP durante el año 2020. Dividida en estaciones del año comenzando por invierno, primavera, verano y otoño.

En la Figura 6, se observa la procedencia de las concentraciones de Carbono Negro, para invierno del 2019, las concentraciones se encontraban más altas en la mayor parte de la ciudad debido a que en esa etapa la afluencia de vehículos es mayor, es decir, la actividad de la ciudad era habitual, y alta debido a las fechas decembrina, el uso de pirotecnia y combustibles fósiles. En la etapa de primavera se registró una disminución de las concentraciones de BC en toda la ciudad por el inicio del confinamiento. Para la estación de verano el panorama de la ciudad fue totalmente distinto, con un decremento considerable de las concentraciones de BC debido a que se encontraba en semáforo rojo por la pandemia, y se suspendieron muchas de las actividades cotidianas en gran parte de la ciudad, a excepción de la zona suroeste de San Luis Potosí, que es la misma donde se encuentra la zona Industrial. En otoño se aumentaron las concentraciones con respecto a las estaciones de invierno y verano, y es en esta etapa donde inicia la nueva normalidad en la que el tránsito vehicular y las actividades se reestablecen, pero no en su totalidad, ya que algunos sectores siguen en confinamiento.

A pesar de que efectivamente el BC se redujo durante el año 2020 en la zona sur de San Luis Potosí está en $2.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$, esto es un índice alto para la zona y más considerando que durante al menos 2 periodos las fuentes móviles estuvieron parcialmente confinadas. En el cuadro 2., se hace la comparación de las concentraciones de BC medidas en las dos zonas de SLP, y se hace la comparación con otras ciudades grandes del país en donde en otros años se colectaron datos de BC. Es de considerarse, la densidad poblacional, total de la población y tipo de zona de estudio en cada sitio; no obstante, representan la única información medida en los últimos 10 años en las diversas ciudades de México.

Cuadro 2. Concentraciones de BC registradas en ciudades de México en la última década.

Ciudad	Año de Muestreo	Tipo de Equipo	Tipo de Zona	BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
CDMX - Milagro	2006	AE	Urbana	3.4
CDMX - UNAM	2016	PAX	Urbana	2.95
CDMX - UNAM	2015	PAX	Urbana	2.51
MTY-SNLG	2015	AE-33	Urb.-Industrial	2.44
JAL - Guadalajara	2015	AE	Urbana	2.1
SLP - Zona Sur	2020	AE-33	Urb.-Industrial	2.04
BCN – Tijuana	2010	AE	Semiurbana	1.8
MOR - Cuernavaca	2016	PAX	Urb.-Comercial	1.25
SLP - Zona Norte	2019	AE-33	Semiurb.-Lad	1.11
CHI – Cd. Juarez	2017	AE	Semiurbana	0.99
QRO - Juriquilla	2015	PAX	Semiurbana	0.73

Modificado: Peralta, 2019; Retama 2015.

Conclusiones

Según los indicadores de las directrices de las guías de calidad del aire (AQG) de la organización mundial de la salud (OMS), la ciudad de San Luis Potosí para estos dos años evaluados se encuentra dentro del nivel Objetivo Intermedio 2 (OI-2), con concentraciones medias anuales ($PM_{10} = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $PM_{2.5} = 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), que señala un 9 % de riesgo de mortalidad a largo plazo con relación al nivel de menor que puede ocasionar riesgo a la salud según estas guías. No obstante, estas guías no señalan la toxicidad de la composición en estas concentraciones de partículas.

Los niveles límite propuestos en estudios internacionales de BC causantes de enfermedades crónicas (Bell et al 2008, de 0.72; Kim et al., 2004 de 0.80 y de Clark et al., 2010 de $1.34 \mu\text{g}/\text{m}^3$), son superados en ambos años para la ciudad de SLP y para la mayoría de las ciudades evaluadas en México (Cuadro 2). Por lo que es necesario proponer nuevas medidas para la disminución de este contaminante.

En el caso de SLP, el BC medido en el año 2019 en la zona norte, se obtuvo un promedio anual de $1.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que representa un valor alto por ser un sitio semiurbano y no tener mucho tránsito vehicular; sin embargo, este BC es ocasionado por el sector ladrillero a todo lo largo del año. Como se puede observar en los casi 40 episodios (Concentraciones mayores a $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de BC y más de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , en al menos 5 horas), que sugiere también la modificación de la NOM172-SEMARNAT-2019.

Para el caso del año 2020, el BC anual en la zona sur de San Luis Potosí fue de $2.04 \mu\text{g}/\text{m}^3$, esto es un índice alto debido principalmente al alto tránsito vehicular a pesar de que fue un año atípico donde la mitad de las fuentes móviles estuvieron confinadas durante al menos la mitad del año evaluado, no obstante, a carretera 57 siempre se mantiene con un tránsito alto, lo que señala que con las fuentes de emisión normalizadas el valor de BC sería aún mayor.

Finalmente, las concentraciones de SLP son altas si se comparan con los valores registrados en la ciudad de México (BC varían entre $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y para la ciudad de Monterrey (BC de $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), siendo estas ciudades mucho más grandes en población.

Agradecimientos

A los Proyectos “EVALUACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA PRESENTE EN LAS PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN EL ESTADO DE SAN LUIS POTOSÍ Y SU IMPACTO EN EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA SALUD PÚBLICA. CONACYT -APN2016.” y a “MODELO DE INNOVACIÓN PARA LA IDENTIFICACIÓN Y MONITOREO DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS A TRAVÉS DE TECNOLOGÍA ESPACIAL (AEMB-S-64363)”.

Asimismo, a los alumnos Zermeño Briones Galilea, Cueto Delgadillo Andrea y Zapata Ramírez Juan Daniel. Y a todo el personal de LANGIF-CIACYT-UASLP.

Literatura citada

- Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, T., DeAngelo, B.J., Flanner, M.G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P.K., Sarofim, M.C., Schultz, M.G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S.K., Hopke, P.K., Jacobson, M.Z., Kaiser, J.W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J.P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S.G. y Zender, C.S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 118, 5380–5552. DOI: 10.1002/jgrd.50171
- Cape, J., Coyle, M., Dumitrean, P. (2012). The atmospheric lifetime of black carbon. *Atmospheric Environment* 59: 256-263. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.05.030
- Clark, N., Demers, P., Karr, C., Koehoorn, M., Lencar, C., Tamburic, L., & Brauer, M. (2010). Effect of early life exposure to air pollution on development of childhood asthma. *Environmental Health Perspectives* 118(2): 284–290. DOI: 10.1289/ehp.0900916
- Drinovec, L., Mocnik, G., Zotter, P., Prévôt, A.S.H., Ruckstuhl, C., Coz, C., Rupakheti, M., Sciare, J., Müller, T., Wiedensohler A., Hansen A.D.A. (2015): The “dual-spot” Aethalometer: an improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation. *Atmos. Meas. Tech.*, (8) 1965–1979. DOI: 10.5194/amt-8-1965-2015
- Hoek G., Krishnan R.M., Beelen R., Peters A., Ostro B., Brunekreef B and Kaufman J.D. (2013). Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environmental Health* 12:43. DOI:10.1186/1476-069X-12-43



- Kim, J., Smorodinsky, S., Lipsett, M., Singer, B., Hodgson, A., & Ostro, B. (2004). Traffic-related air pollution near busy roads: the East Bay children's Respiratory Health Study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. 170(5): 520-526. DOI: 10.1164/rccm.200403-281OC
- Janssen, N., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., Van-Bree, L., Ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R., Anderson, H., Brunekreef, B. y Cassee F. (2011). Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM10 and PM2.5. *Environmental Health Perspectives*. 119(2): 1691-1699. DOI:10.1289/ehp.1003369
- Peralta O., Ortíz-Alvarez A., Basaldud R., Santiago N., Alvarez-Ospina H., De la Cruz K., Barrera V., De la Luz Espinosa M, Saavedra I., Castro T., Martínez-Arroyo A., Páramo V. H., Ruíz-Suárez L.G., Vazquez-Galvez F.A., Gavilán A. (2019). Atmospheric black carbon concentrations in Mexico. *Atmospheric Research*. 230:104626. DOI: 10.1016/j.atmosres.2019.104626
- Pineda, L.M. Carbajal, N., A Campos, R.A., Aragón, P.A., García A.R. (2014): Dispersion of atmospheric coarse particulate matter in the San Luis Potosí, Mexico, urban area. *Atmósfera* 27 (1), 5-19. ISSN 0187-6236
- UNEP, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2012): Informe Anual 2011. ISBN: 978-92-807-3246-7

1.3. Distribución espacial de CO₂ en la Zona Metropolitana del Valle de México obtenida de mediciones satelitales.

Campos-Pineda Mixtli¹; Taquet Noémie¹; Stremme Wolfgang¹; Bezanilla Alejandro¹; Lauvaux Thomas²; Ramonet Michel² y Grutter Michel¹

¹ Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

² Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement/Institut Pierre Simon Laplace (LSCE/IPSL), Gif-sur-Yvettes, France.

Resumen

La Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) es el centro urbano más grande en América del Norte, por lo que existe un interés especial en obtener una mejor caracterización de sus emisiones de carbono a la atmósfera. La tercera iteración del sensor satelital *Orbiting Carbon Observatory* (OCO) de la NASA, fue instalado en la Estación Espacial Internacional en el 2019 e incluye un arreglo de espejos (Pointing Mirror Assembly, PMA) que permite la toma de mediciones de un área de ~80 x 80 km en aproximadamente 2 minutos. De esta manera es posible tomar mediciones en forma de mapas, llamados *Snapshot Area Maps* (SAMs), sobre áreas de interés (e.g. volcanes o áreas urbanas). El instrumento OCO-3 ha registrado un número importante de SAMs sobre el área metropolitana y del volcán Popocatepetl durante el 2020. Utilizando data pública del producto OCO-3 Nivel 2 (L2) "Lite EarlyR", disponible en el Goddard Earth Science Data and Information Services Center (GES DISC), hemos construido mapas de la distribución espacial de xCO₂ para esta zona de estudio en el centro de México. La data ha sido filtrada de acuerdo a la recomendación del producto, comparada con columnas de xCO₂ medidas desde la superficie con espectrómetros FTIR en esta región, y promediada utilizando un método de sobremuestreo. La presión superficial es usada en conjunto con el promedio de xCO₂ para calcular las concentraciones dentro de la capa de mezcla (xCO₂^{ML}) con el fin de compensar los efectos del terreno complejo. Este trabajo muestra la utilidad de los SAMs, en cooperación con mediciones tomadas desde superficie, para producir descripciones detalladas de la distribución espacial de CO₂ para un amplio rango de aplicaciones, así como la importancia de sondeos frecuentes sobre fuentes de emisión importantes.

Palabras clave: *dióxido de carbono, capa de mezcla, distribución espacial, productos de datos satelitales, OCO-3*

Abstract

The Mexico City Metropolitan Area (MCMA), located in proximity to an active volcano, is the largest urban center in North America and there is great interest to better characterize its carbon emissions. NASA's Orbiting Carbon Observatory (OCO-3) was installed in the International Space (ISS) in 2019. The inclusion of a Pointing Mirror Assembly (PMA) in this third iteration allows for a new mode of data collection that samples an area of ~80 x 80 km in approximately 2 minutes. This mode is used to collect map-like data, called Snapshot Area Maps (SAMs), over areas of interest (e.g. volcanos or urban areas). The OCO-3 module has collected SAMs over the MCMA and the Popocatepetl volcano throughout 2020. Using data from the public release of OCO-3 Level 2 (L2) "Lite EarlyR" product, available at the Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), we have built maps of the spatial distribution of xCO₂ for these regions. Data is filtered according to the reported quality flag in the data product, compared with ground-based FTIR spectroscopic measurements of column xCO₂ over the MCMA region and averaged with an oversampling method. Surface pressure data with the averaged xCO₂ is used to calculate the concentrations within the mixed layer (xCO₂^{ML}) in order to compensate for the effects of the complex terrain. This work showcases the utility of SAMs in cooperation with ground-

based measurements to produce detailed descriptions of the spatial distribution of CO₂ for a wide variety of applications, as well as the importance of frequent soundings over important emission sources around the world.

Keywords: carbon dioxide, mixing layer, spatial distribution, satellite data product, OCO-3

Introducción

La Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), debido a sus condiciones topográficas y demográficas, representa un sistema de emisión y transporte de CO₂ de interés. Se ha reportado que, en 2016, la ZMVM emitió 52.5 Mt de CO₂ y un total de 62.3 Mt de CO₂ equivalente (SEDEMA, 2018). Estudios sobre transporte (Velasco *et al.*, 2005), fuentes (Velasco *et al.*, 2014), variabilidad (Beramendi-Orosco *et al.*, 2016), y mediciones de columna de CO₂ (Baylon, 2017) han sido realizados por varios grupos de investigación.

El sensor satelital Orbiting Carbon Observatory (OCO) -3 fue lanzado el 4 de Mayo de 2019 e instalado en la Estación Espacial Internacional (IIS) el 9 de Mayo de 2019. El espectrómetro del OCO-3 incluye tres canales espectrales centrados en la banda A de oxígeno molecular y las dos bandas de CO₂ a 1.61 y 2.06 μm . Un sistema adicional de medición, denominado Snapshot Área Map (SAM), permite al OCO-3 tomar una serie de mediciones en un área de 80 x 80 km en un lapso de aproximadamente 2 min (Taylor *et al.*, 2020). Los sitios en los que se realizaron SAMs incluyen volcanes, plantas de energía, y lugares con emisiones significativas de CO₂.

Este estudio tiene como objetivo utilizar el producto de datos satelitales derivado de las mediciones de OCO-3 para determinar la distribución espacial de CO₂ en la ZMVM y comparar los resultados con mediciones de estaciones de observación de columnas de CO₂ mediante espectrómetros FTIR.

Materiales y Métodos

Filtrado y preparación de los datos satelitales

El producto satelital utilizado corresponde a la versión pública de OCO-3 con nivel 2 de procesamiento, denominada “Lite EarlyR”. Esta versión no incluye los espectros de las bandas de O₂ ni de otras bandas, limitándose a la metadata más esencial. Sin embargo, contiene toda la información meteorológica y los resultados del procesamiento de los espectros (e.g. averaging kernels), así como la información de columna total y parcial para xCO₂. De manera adicional, el producto agrega las mediciones de todos los modos de observación y provee de una estimación de la calidad de la medición. La información del producto satelital cuya estimación de calidad fuera aceptable (xco2_quality_flag = 0) se categorizó en una malla 1° x 1°, cubriendo la totalidad del área de la República Mexicana (Figura 1).

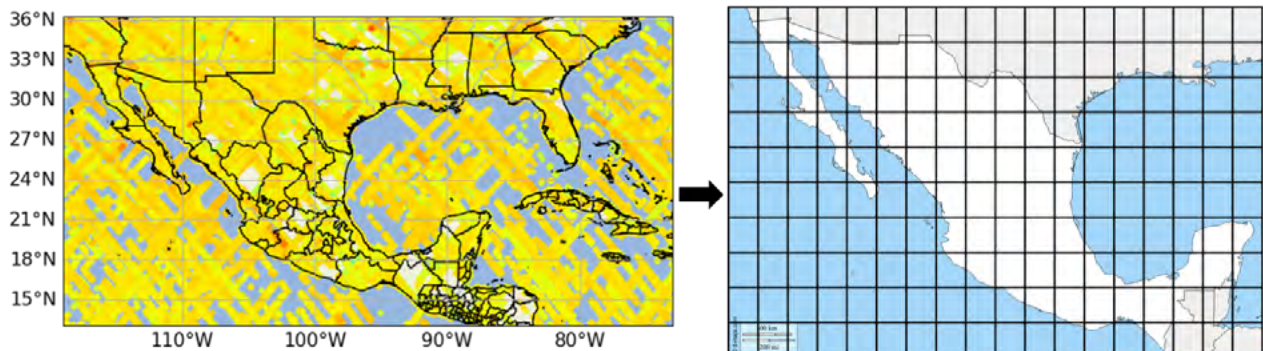


Figura 1. Mapa de mediciones individuales de OCO-3 y su categorización en una malla 1 x 1°.

Sobremuestreo y cálculo de xCO_2^{ML}

Los mapas generados se dividen en mallas de 50 x 50 celdas cubriendo tanto la ZMVM y la región correspondiente al centro de la República Mexicana. Con el fin de homogeneizar la información para su comparación y análisis, se llevó a cabo un promedio con sobremuestreo de los puntos dentro y aledaños a cada celda de la malla (Figura 2). El sobremuestreo se realizó promediando los puntos dentro de un círculo con un radio de 5 o 10 km, dependiendo del área total del mapa generado.

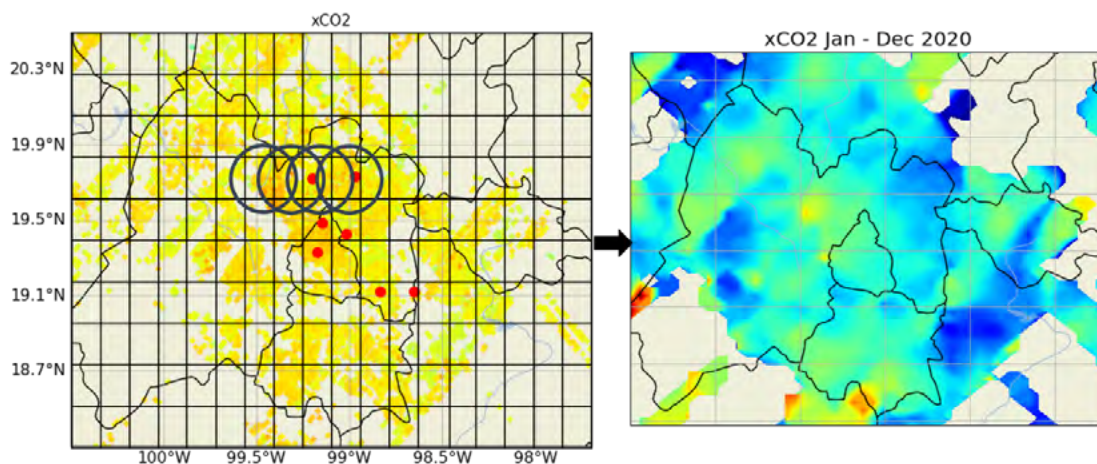


Figura 2. Diagrama de sobremuestreo de las mediciones de OCO-3 y mapa de distribución espacial de xCO_2 en el centro de la República Mexicana.

Las condiciones del terreno son un factor importante en el tamaño de la capa de mezcla y, por lo tanto, en la columna total de xCO_2 medido desde el satélite. Con el fin de observar la distribución de CO_2 debajo de la capa de inversión, se calculó la fracción de CO_2 en la capa de mezcla de acuerdo a la ecuación 1:

$$xCO_2^{ML} = \frac{xCO_2^{OCO3} \cdot p_{surf} - xCO_2^{ALTZ} \cdot p_{surf}^{ALTZ}}{p_{surf} - p_{surf}^{ALTZ}} \quad (1)$$

donde xCO_2^{OCO3} y p_{surf} son el promedio de xCO_2 en la celda y la presión superficial promedio de la celda, respectivamente. La estación de alta elevación ubicada en Altzomoni xCO_2^{ALTZ} provee de la concentración de CO_2 en la columna arriba de la capa de mezcla con su respectiva presión superficial p_{surf}^{ALTZ} .

Resultados y Discusión

Se obtuvieron un total de 3594 mediciones para mallas con celdas de 1.5 x 1.5 km, de los cuales 3426 corresponden a SAMs. Para las mallas con celdas de 5 x 5 km, de un total de 9483 mediciones satelitales, 7895 corresponden a SAMs. La Figura 3 muestra una comparación entre mediciones de columna total realizadas desde superficie y las mediciones satelitales, en donde se puede observar una buena correspondencia. Las mediciones fueron realizadas entre 6:00 y 18:00 horas en tiempo local, debido a que la ISS tiene una órbita de precesión. Sin embargo, la mayor parte de las mediciones fueron tomadas en los meses de Marzo, Abril, Junio, y Octubre. De esta manera, pueden realizarse mapas de distribución anual de CO_2 , pero no hay suficiente información para estudiar la variabilidad estacional.

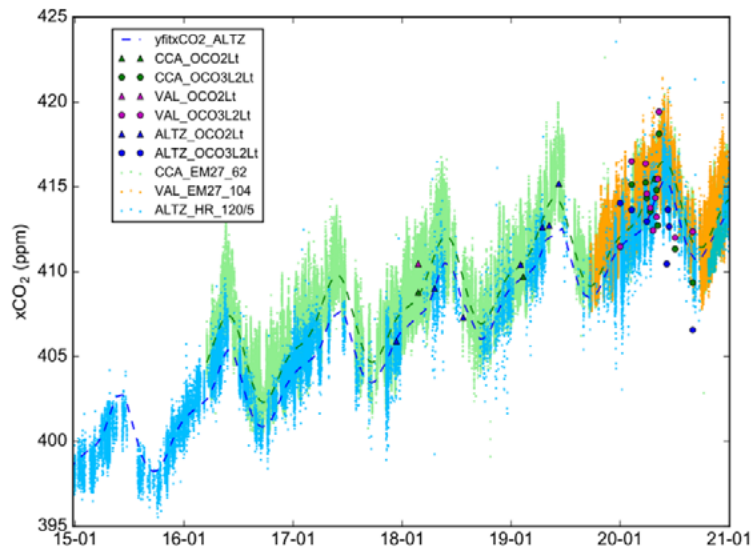


Figura 3. Comparación de las mediciones satelitales con mediciones FTIR de estaciones al norte de la Ciudad de México (VAL), al sur en el Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM (CCA), y en la estación de alta elevación Altomoni (ALTZ).

El Observatorio Atmosférico Altomoni, por ser una estación de altura (4,000 m s.n.m.) provee de información de la atmósfera libre (i.e. arriba de la capa de mezcla), lo que permite calcular la concentración de CO_2 en la capa de mezcla ($x\text{CO}_2^{\text{ML}}$) a partir de las mediciones de columna total. Mapas de la distribución de $x\text{CO}_2$ y $x\text{CO}_2^{\text{ML}}$ se muestran en la Figura 4. La mejora en la resolución de los mapas con celdas de $1.5 \times 1.5 \text{ km}$ tiene como consecuencia un incremento en el error en la estimación de CO_2 en la capa de mezcla debido a los accidentes del terreno, los cuales generan variabilidad en la estimación de la presión superficial. No obstante, el cálculo de $x\text{CO}_2^{\text{ML}}$ permite observar la distribución del CO_2 dentro de la capa de inversión, correspondiente a la distribución de CO_2 al que está expuesto la población de la ZMVM.

Dado que el número de mediciones satelitales en Marzo y Abril tienen una distribución espacial similar y la hora en la que los SAMs se llevaron a cabo es después del mediodía, se puede hacer una comparación entre estos dos meses. Como puede observarse en la Figura 5, la concentración de CO_2 en la capa de mezcla es menor durante el mes de Abril a pesar de que la columna total aumenta según el ciclo estacional. Una posible explicación de esta diferencia es el menor tráfico vehicular y actividad urbana debido a las restricciones causadas por la pandemia del SARS-CoV-2.

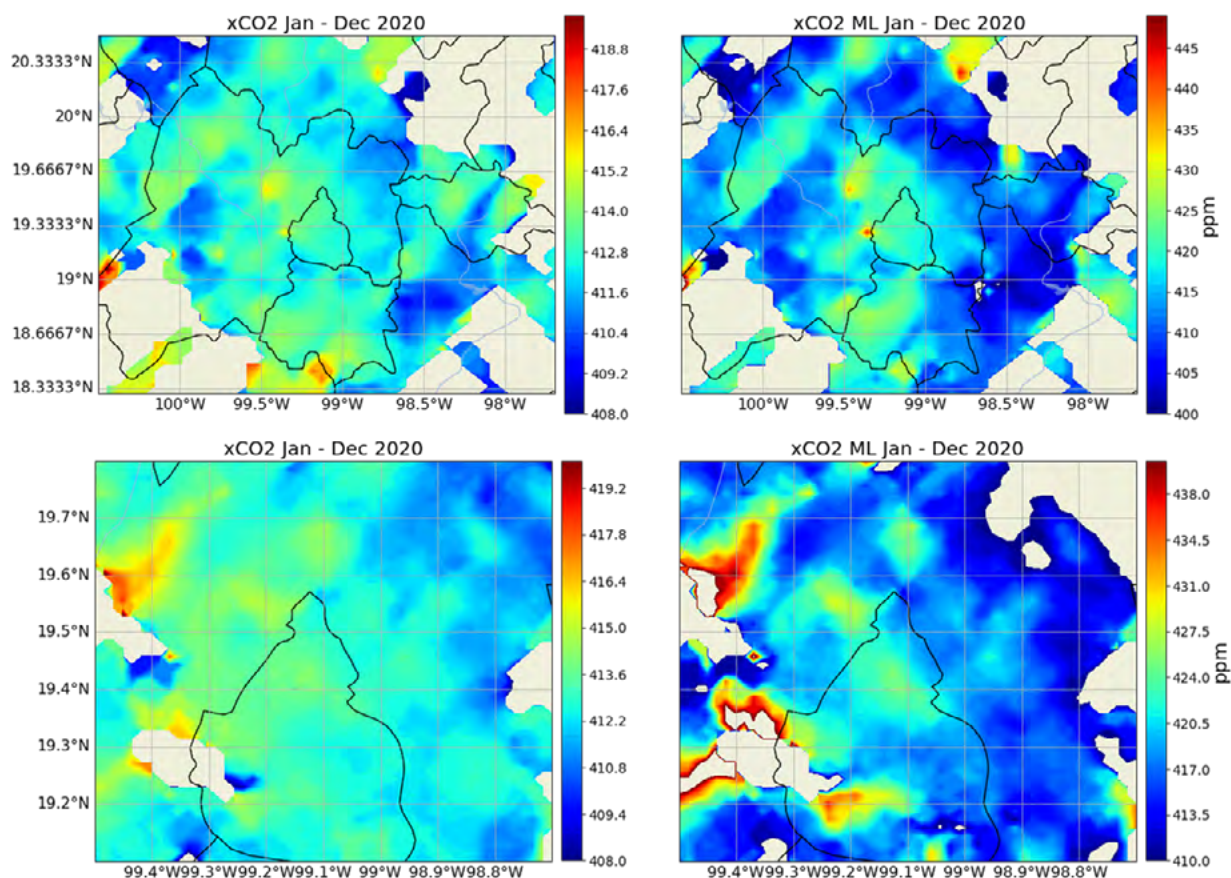


Figura 4. Promedio anual de la distribución espacial de $x\text{CO}_2$ y $x\text{CO}_2^{\text{ML}}$ para la región del centro de la República Mexicana (arriba) y la ZMVM (abajo).

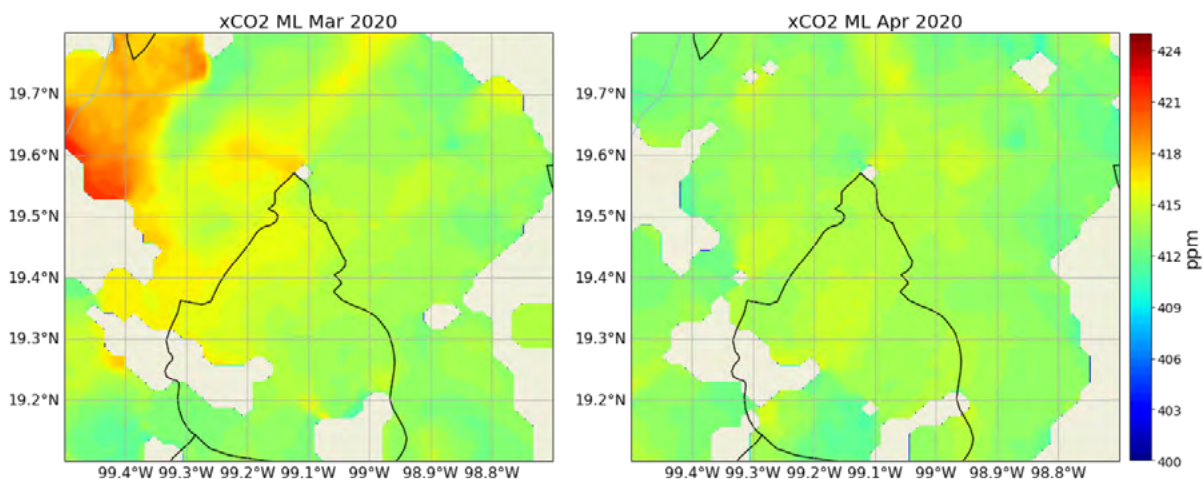


Figura 5. Comparación $x\text{CO}_2^{\text{ML}}$ entre Marzo y Abril de 2020 para la ZMVM.

Conclusiones

Mapas representando la distribución espacial de CO_2 para la ZMVM y la región del centro de la República Mexicana se generaron tanto para la columna total como para la capa de mezcla. Aunque es posible observar la distribución relativa de las concentraciones CO_2 durante el año 2020, la variabilidad en la cantidad de mediciones realizadas durante los diferentes meses del año no permite un análisis de la distribución estacional de CO_2 . La distribución horaria de las mediciones indica que es necesario un filtrado adicional para eliminar sesgos debido a la variabilidad diurna del CO_2 en la capa de mezcla. Por

otro lado, es posible notar una reducción en CO₂ entre marzo y abril, correspondientes al inicio de las restricciones tomadas frente a la pandemia del SARS-CoV-2. Sin embargo, para establecer una conclusión más precisa en este sentido, es necesario tomar en cuenta además las condiciones meteorológicas de ambos meses. Estos mapas preliminares obtenidos utilizan mayoritariamente mediciones satelitales tomadas utilizando SAMs del OCO-3, demostrando el potencial de este nuevo modo de medición para revelar información espacial y estacional de la variabilidad de CO₂ en áreas metropolitanas.

Agradecimientos

Este proyecto ha sido financiado por CONACYT a través de los proyectos 275239 con la ANR de Francia y 290589 con la AEM. La operación de los equipos en las estaciones es en parte financiada por la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (RUOA) de la UNAM. MCP agradece a la DGAPA-UNAM por el apoyo durante la estancia posdoctoral.

Referencias

- Baylon, J. 2017. CO₂ en el Centro de México por Espectroscopia Infrarroja de Absorción Solar. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- Beramendi-Orosco, L., G. Gonzalez-Hernandez, A. Martinez-Jurado, A. Martinez-Reyes, A. Garcia-Samano, J. Villanueva-Diaz, F. J. Santos-Arevalo, I. Gomez-Martinez y O. Amador-Muñoz. 2016. Temporal and Spatial Variations of Atmospheric Radiocarbon in the Mexico City Metropolitan Area. *Radiocarbon* 57:363-375 DOI:10.2458/azu_rc.57.18360.
- SEDEMA. 2018. Inventario de Emisiones de la Ciudad de México 2016. México City: Direccion General de Gestión de la Calidad del Aire, Direccion de Programas de Calidad del Aire e Inventario de Emisiones.
- Taylor, T., A. Eldering, A. Merrelli, M. Kiel, P. Somkuti, C. Cheng, R. Rosenberg, B. Fisher, D. Crisp, R. Basilio, M. Bennett, D. Cervantes, A. Chang, L. Dang, C. Frankenberg, V.R. Haemmerle, G.R. Keller, T. Kurosu, J.L. Laughner, R. Lee, Y. Marchetti, R.R. Nelson, C.W. O'Dell, G. Osterman, R. Pavlick, C. Roehl, R. Schneider, G. Spiers, C. To, C. Wells, P.O. Wennberg, A. Yelamanchili, S. Yu. 2020. OCO-3 early mission operations and initial (vEarly) XCO₂ and SIF retrievals. *Remote Sensing of Environment* 251:112032 DOI:10.1016/j.rse.2020.112032.
- Velasco, E, S. Pressley, E. Allwine, H. Westberg y B. Lamb. 2005. Measurements of CO₂ fluxes from the Mexico City urban landscape. *Atmospheric Environment* 39:7433-7446 DOI:10.1016/j.atmosenv.2005.08.038.
- Velasco, E., R. Perrusquia, E. Jiménez, F. Hernández, P. Camacho, S. Rodríguez, A. Retama y L.T. Molina. 2014. Sources and sinks of carbon dioxide in a neighborhood of Mexico City. *Atmospheric Environment* 97:226-238 DOI:10.1016/j.atmosenv.2014.08.018.

1.4. Flujos de dióxido de carbono en Ciudad Juárez, Chihuahua

Pérez-Ruiz Elí R.^{1†}; Vázquez-Gálvez Felipe A.¹; Hernández-García Yazmín G.¹; Flores-Tavizón Edith¹ y Ortíz-Álvarez Abraham²

¹ Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Av. del Charro no. 450 Nte. Col. Partido Romero CP 32310, Ciudad Juárez, Chihuahua.

² Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Blvd. Adolfo Ruíz Cortines 4209, Jardines en la Montaña, 14210, Coyoacan, Ciudad de México.

† Autor para correspondencia: eli.perez@uacj.mx

Resumen

La urbanización es el signo más evidente de cambios antropogénicos en la superficie terrestre. La modificación de las características de la superficie puede alterar considerablemente las interacciones superficie-atmósfera, por lo que es necesario entender la dinámica de los flujos de materia y energía en ecosistemas urbanos, particularmente los flujos de dióxido de carbono (FC). En el presente estudio, se analizan resultados preliminares de FC en un campus universitario en Ciudad Juárez, Chihuahua. Los FC fueron medidos mediante la técnica de covarianza de vórtices, durante el año 2020. Se obtuvieron valores diarios de FC, así como ciclos diurnos para la totalidad del periodo de estudio y las distintas estaciones del año. Durante las estaciones frías (invierno y otoño), valores elevados dominan el comportamiento de FC, coincidiendo con el periodo de alto consumo de gas natural por uso de calefacción, quema de biomasa y una vegetación dormante. Por el contrario, durante las estaciones cálidas (primavera y verano), FC diario disminuye a valores cercanos a la neutralidad, e inclusive existiendo días con captura neta de CO₂. Días laborales mostraron valores elevados de FC coincidentes con periodos de alta actividad antropogénica, mientras una disminución en FC es clara durante los fines de semana, independientemente de la temporada. Los datos del presente estudio muestran tendencias claras en la dinámica de FC, sin embargo, un procesamiento y análisis más profundos son aún necesarios para elucidar de manera más clara y precisa el comportamiento de FC en el sitio de estudio.

Palabras clave: *flujos de carbono; zonas áridas; covarianza de vórtices*

Abstract

Urbanization is the clearer sign of anthropogenic changes in Earth's surface. Modification of surface characteristics can modify significantly the surface-atmosphere interactions, hence, an understanding of the dynamic of matter and energy fluxes in urban ecosystems is needed, particularly carbon fluxes (FC). In this study, preliminary results of FC in a university campus in Ciudad Juárez, Mexico are analyzed. FC was measured using the eddy covariance technique during 2020. Daily values, as well as diurnal cycles for the entire study period and the different seasons were obtained. During cold seasons (winter and fall), high values dominate the behavior of FC, matching the period with higher natural gas consumption and biomass burning due to heating and a dormant vegetation. Contrary, during hot seasons (spring and summer), daily FC decreases to values close to neutrality, and even showing days with net CO₂ uptake. Weekdays showed high values of FC matching periods of high anthropogenic activity, while a decrease in FC is clear during weekends, independently of the season. Data presented in this study shows clear trends in the dynamic of FC, however, a deeper processing and analysis is still needed to elucidate in a clearer and more accurate way the behavior of FC in the study site.

Keywords: *carbon fluxes; arid zones; eddy covariance*

Introducción

La urbanización es el signo más claro del efecto de los cambios antropogénicos en la superficie terrestres, ya que no solo representa un cambio en las condiciones originales del terreno, si no también modificaciones a la interacción de la superficie con la atmósfera (Oke, 1988; Velasco y Roth, 2010). La introducción de materiales con mayor impermeabilidad y propiedades térmicas distintas al medio naturales, así como la remoción de vegetación pueden modificar significativamente los flujos de dióxido de carbono (CO_2) y agua y el balance energético de la superficie (Perez-Ruiz et al., 2020).

Mientras que en ecosistemas naturales los flujos de CO_2 (FC) están dominados por procesos naturales propios de la vegetación y el suelo, como fotosíntesis y respiración, en los ecosistemas urbanos dichos flujos son una combinación de factores biológicos, antropogénicos e hidrometeorológicos. En estos el incremento de fuentes de CO_2 y la disminución de sumideros naturales, generan que las ciudades sean típicamente consideradas fuentes netas de CO_2 a la atmósfera (Pataki et al., 2006; Crawford et al., 2011).

En los últimos años ha crecido el interés por entender la dinámica de los flujos superficie-atmósfera en ambientes urbanos, en los que la alta heterogeneidad espacial juega un papel preponderante (Velasco et al., 2016). En ese sentido, las zonas áridas y semiáridas han recibido menor atención en comparación a zonas templadas y tropicales, a pesar de que la tasa de urbanización en estas zonas es más pronunciada y comprende aproximadamente el 30% de la población mundial. En este estudio, presentamos los primeros resultados de mediciones de FC en uno de los campus universitarios de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. El objetivo es mostrar un primer análisis de la dinámica temporal de FC en Ciudad Juárez, Chihuahua.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en Ciudad Juárez, Chihuahua, mediante la medición de flujos de en el campus de los Institutos de Ingeniería y Tecnología (IIT) y de Arquitectura, Diseño y Arte (IADA) de la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (Figura 1). El sitio corresponde a una zona climática local (Local Climate Zone) de tipo 6 (LCZ6, Open midrise, Stewart y Oke, 2012), dominado por edificios académicos de máximo tres pisos, zonas peatonales, estacionamientos y vegetación esparcida, rodeado de calles de tráfico mediano a alto, zonas residenciales y almacenes industriales. El sitio está registrado en la red de sitios de monitoreo de flujos Ameriflux como MX-Iit: Instituto de Ingeniería y Tecnología – UACJ (<https://ameriflux.lbl.gov/sites/siteinfo/MX-Iit>).

Obtención y procesamiento de datos

Los FC fueron medidos utilizando la técnica de covarianza de vórtices (Eddy covariance) durante el 2020. El sistema de covarianza de vórtices consistió en un analizador de gases infrarrojo (LI-7500, LiCor Biosciences) para la medición de concentraciones de CO_2 , y un anemómetro sónico tridimensional (CSAT-3, Campbell Scientific) para medir velocidad y dirección del viento en sus tres componentes espaciales, así como temperatura del aire. El sistema se instaló a 21.3 m de altura. Las mediciones adicionales de variables meteorológicas fueron obtenidas, incluyendo radiación neta, temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, entre otras, aunque no son mostrada en el presente estudio.

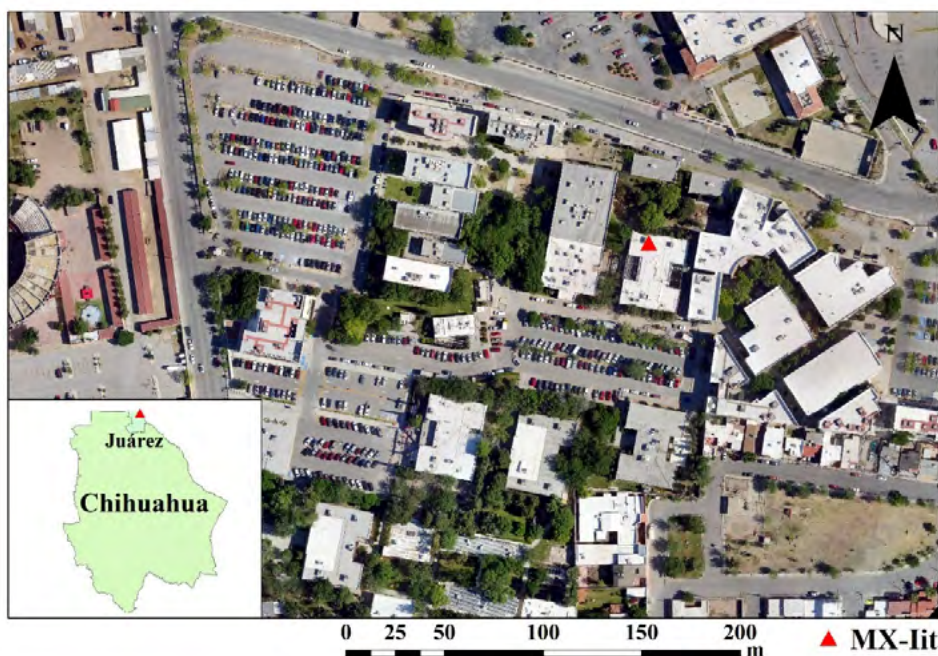


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio MX-Iit.

Los datos de alta frecuencia fueron recolectados a 10 Hz y procesados en promedios de 30 minutos utilizando el software EddyPro 7.0.6 (LiCor Biosciences), utilizando las correcciones básicas sugeridas por la comunidad internacional de medición de flujos. Estas incluyen correcciones por estabilidad y fluctuación de densidades, rotación de coordenadas, remoción de retrasos en la señal, correcciones de respuesta de frecuencia de mediciones y estimación de calor sensible utilizando temperatura sónica. Los promedios procesados fueron filtrados para excluir mediciones durante eventos de precipitación, para direcciones del viento contrarias a la posición de los instrumentos y para valores mayores a tres desviaciones estándar de la media. Por el carácter preliminar del presente estudio, no se utilizó filtrado por velocidad de fricción, ni se realizó un llenado de huecos. Adicionalmente, no se llevó a cabo una evaluación del cierre del balance energético para comprobar la precisión de los datos, por lo que los resultados mostrados en este resumen deben de ser tomados con cautela.

Para realizar un análisis preliminar de la dinámica de FC, se obtuvieron valores diarios de FC, así como ciclos diurnos para el total del periodo de estudio, así como para las distintas estaciones del año. Adicionalmente, se obtuvieron ciclos diurnos para los días de alta actividad antropogénica (semana laboral) y días de baja actividad antropogénica (fines de semana).

Resultados y Discusiones

La Figura 2 muestra los valores diarios de FC durante los días con mediciones disponibles durante el año 2020. Si bien existen algunos huecos debido a malfuncionamiento del equipo, las diferencias son notorias en diferentes periodos del año. Por convencionalidad, un FC positivo representa emisión de CO_2 a la atmósfera, mientras valores negativos representan captura de CO_2 por la superficie. Durante los meses de invierno, valores elevados de FC dominan el comportamiento de FC, coincidiendo con el periodo de alto consumo de gas natural, dado por uso de calefacción, quema de biomasa, transporte y una vegetación predominantemente dormante. A medida que las temperaturas aumentan y la vegetación reverdece durante primavera y verano, FC diario disminuye a valores cercanos a la neutralidad, e inclusive existiendo días con valores negativos (captura neta). Si bien la disminución de FC puede obedecer al incremento de la actividad de la vegetación, esta también coincidió con la baja de actividad debido a la pandemia de COVID-19. Con el arribo de un nuevo invierno, los valores de FC diarios

aumentan de nuevo. Si bien es difícil elucidar el efecto real del aumento de la vegetación en la disminución de flujos durante primavera-verano debido a la pandemia, una disminución es aún esperada, aunque probablemente en menor magnitud.

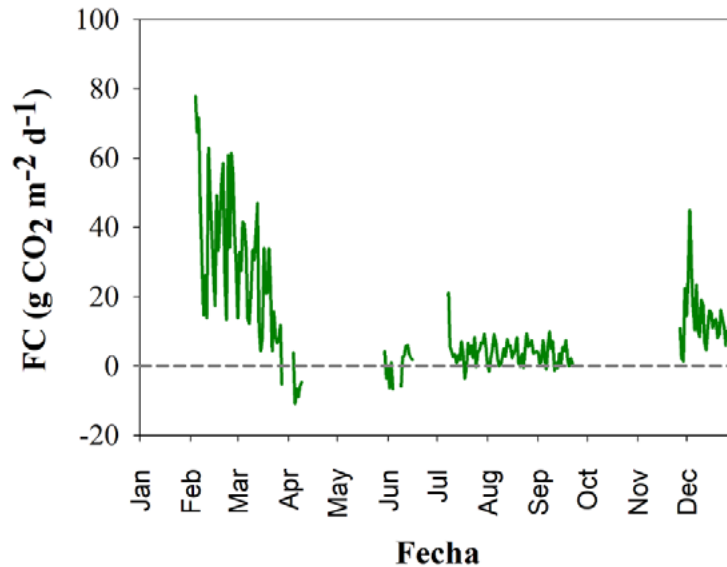


Figura 2. Valores diarios de FC durante 2020.

Cuando comparamos los ciclos diurnos de FC para días laborales y fines de semana, para la totalidad del periodo de estudio (Figura 3), podemos notar diferencias importantes, particularmente durante las horas del día. Durante las horas de la noche, valores en rangos similares ocurren sin importar el nivel de actividad y a diferentes alturas de la capa de mezclado. Por el contrario, valores altos de FC son vistos durante el día en la semana laboral, coincidentes con las horas de mayor actividad vehicular y peatonal de la zona. En el caso del fin de semana, una disminución de las actividades antropogénicas parece permitir que la vegetación pueda contrarrestar las emisiones de CO₂ durante las horas de mayor actividad de la vegetación (alrededor de mediodía).

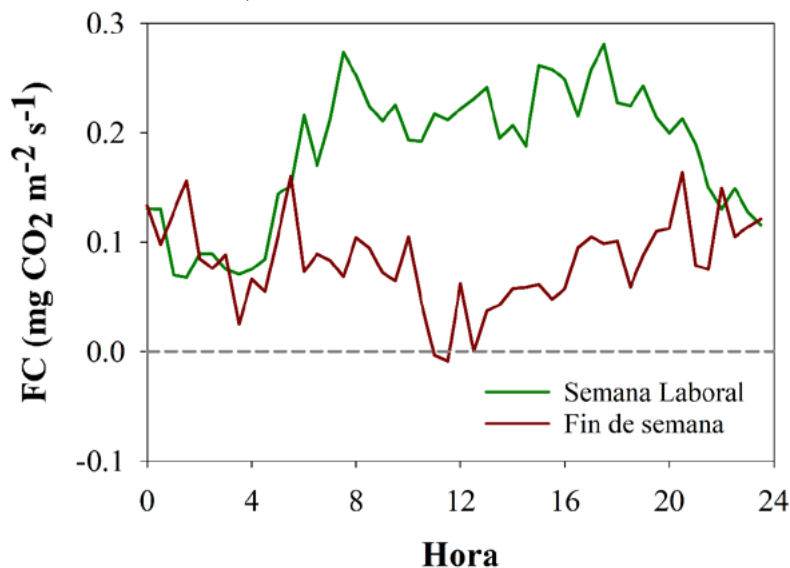


Figura 3. Ciclo diurno promedio de FC para semana laboral y fin de semana durante todo el periodo de estudio.

Al separar los ciclos diurnos para las distintas estaciones del año (Figura 4) podemos diferenciar aún más la evolución diurna entre la semana laboral y los fines de semana, así como la estacionalidad propia del sitio de estudio. Una disminución clara en FC es notoria independiente de la temporada, sin embargo,

durante el invierno y el otoño la presencia de flujos predominantemente positivos es clara, evidenciando la preponderancia de emisiones de CO_2 y la falta de actividad de la vegetación que contrarreste emisiones así como una tendencia a valores más bajos de la capa de mezclado. Por el contrario, durante la primavera y el verano, un incremento de la actividad de la vegetación durante las horas del día es suficiente para contrarrestar las emisiones de CO_2 . Incluso durante la semana laboral y los picos de emisiones durante horas pico son más evidentes y concuerdan con lo esperado, por tener un rompimiento de la capa límite durante el medio día y una mayor convección por el calentamiento del suelo.

Conclusiones

La medición de FC es una herramienta fundamental para entender la dinámica de emisiones y captura de CO_2 en ecosistemas naturales y urbanos. Los datos preliminares del presente estudio muestran una dinámica de FC diferenciada por la estacionalidad de las actividades antropogénicas y la vegetación del sitio de estudio. Durante las temporadas frías (invierno y otoño), una combinación de uso de gas natural para calefacción, quema de biomasa, transporte y una vegetación en estado de dormancia, genera periodos de emisiones altas de CO_2 . Por el contrario, durante las estaciones cálidas, una menor emisión de CO_2 alcanzó a ser contrarrestada por un incremento en la actividad de la vegetación, sin embargo, una posible disminución de movilidad urbana debido a la pandemia de COVID-19 podría haber contribuido a la disminución en las cargas de CO_2 a la atmósfera y una disminución en FC.

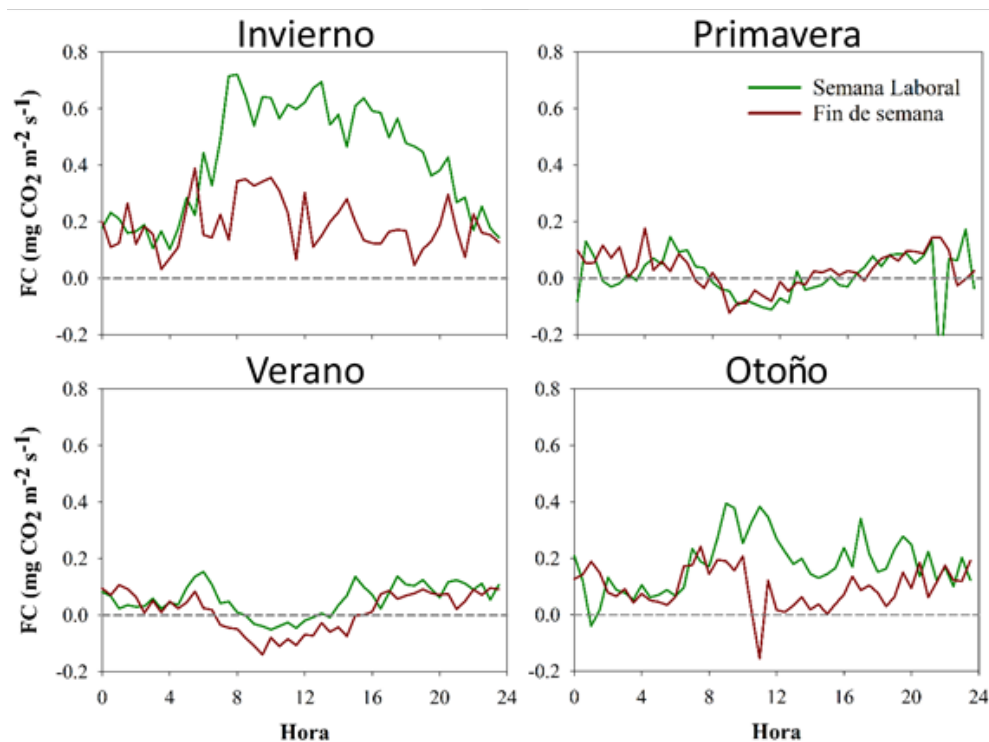


Figura 4. Ciclos diurnos promedio de FC para semana laboral y fin de semana durante las cuatro estaciones del año.

Los ciclos diurnos de FC para semana laboral y fines de semana evidencian claramente la influencia de la afluencia vehicular y peatonal, así como las variaciones en la dinámica de la capa límite planetaria y por ende en FC. Se observa por tanto mayores emisiones de FC durante la semana laboral y una disminución clara durante los fines de semana, independientemente de la temporada. Si bien los datos del presente estudio muestran tendencias claras en la dinámica de FC, un procesamiento y análisis más profundos son aún necesarios para elucidar de manera más clara y precisa el comportamiento de FC en el sitio de estudio.



Agradecimientos

El presente trabajo es parte de los trabajos fruto del convenio general de colaboración entre el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y la Universidad Autónoma de Ciudad Juárez UACJ/AG/CV-4/2016.

Literatura citada

- Crawford B, Grimmond CSB, Christen A. Five years of carbon dioxide fluxes measurements in a highly vegetated suburban area. *Atmospheric Environment*. 2011; 45(4): 896–905.
- Oke TR. The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*. 1988; 12: 471–508.
- Pataki DE, Alig RJ, Fung AS, Golubiewski NE, Kennedy CA, McPherson EG, et al. Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*. 2006; 12(11): 2092–2102.
- Perez-Ruiz ER, Vivoni ER, Templeton, NP. 2020. Urban land cover type determines the sensitivity of carbon dioxide to precipitation in Phoenix, Arizona. *PLoS ONE*. 15(2); e0228537
- Velasco E, Roth M. Cities as net sources of CO₂: Review of atmospheric CO₂ exchange in urban environments measured by eddy covariance technique. *Geography Compass*. 2010; 4(9): 1238–1259.
- Velasco E, Roth M, Norford L, Molina LT. Does urban vegetation enhance carbon sequestration?. *Landscape and Urban Planning*. 2016; 148: 99–107.

1.5. Modelación de turbulencia en la capa límite planetaria empleando CLASS en Valle del Yaqui, México

Sotelo-Amavizca Karen¹; Gaxiola-Ortiz Francisco¹; Benítez-Valenzuela Lidia I.¹; Rojas-Robles N.E.¹; Yepez, E.A.¹ y Sánchez-Mejía Zulia M.¹

¹Departamento de Ciencias de Agua y medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.
Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

Los modelos atmosféricos son una herramienta muy útil para describir los flujos e interacción de la atmósfera y el suelo a través de diversos parámetros, especialmente cuando no hay observaciones disponibles. La estabilidad atmosférica y por ende la turbulencia es uno de los parámetros que influye en procesos de dispersión de partículas, corrientes ascendentes, el nivel donde se condensan las nubes (LCL) y el desarrollo de la capa límite planetaria (PBL), cuyo análisis permite conocer el transporte de partículas y los fenómenos meteorológicos de una región. Por otro lado, en uno de los centros agrícolas más importantes del país el Valle del Yaqui, no se cuenta con información sobre procesos atmosféricos o la calidad de aire. En este trabajo se presenta un primer ejercicio aplicando el modelo matemático CLASS (Chemistry Land-surface Atmosphere Soil Slab model) para el estudio de la estabilidad atmosférica y las variables relacionadas con turbulencia. Se simuló en el software CLASS un total de 6 casos de estabilidad empleando la clasificación de Pasquill-Gifford para seleccionar las variables de entrada, y se compararon los datos de la LCL contra los observados por la estación micrometeorología en el Valle del Yaqui. Se observaron diferencias en el desarrollo de la LCL entre casos, sin embargo, no en el desarrollo de la PBL. El calor latente dominó los flujos turbulentos durante el periodo de estudio invierno-primavera.

Palabras clave: *CLASS; altura de condensación; capa límite planetaria*

Abstract

Atmospheric models are a very useful tool to describe the fluxes and interactions of the atmosphere and the soil through various processes and feedbacks, especially when no observations are available. Atmospheric stability and therefore turbulence is one of the processes that influences particle dispersion processes, updrafts, the lifting condensation level (LCL) and the development of the planetary boundary layer (PBL), such analysis is key to understand particle transport and meteorological phenomena of a region. On the other hand, in one of the most important agricultural centers in the country, the Yaqui Valley, there is no information on atmospheric processes or air quality. In this work a first exercise is presented applying the mathematical model CLASS (Chemistry Land-surface Atmosphere Soil Slab model) for the study of atmospheric stability and variables related to turbulence. A total of 6 stability cases were simulated in the CLASS software using the Pasquill-Gifford classification to select the input variables, and the LCL data were compared against those observed by the micrometeorology station in the Yaqui Valley. Differences were observed in the development of LCL between cases, however not in the development of PBL. Latent heat dominated the turbulent fluxes during the winter-spring study period.

Keywords: *CLASS; lifting condensation level; planetary boundary layer*

Introducción

En zonas agrícolas, las prácticas relacionadas con el manejo del suelo (*e.g.* como la preparación del terreno), y el estado fenológico del cultivo pueden resultar en importantes fuentes de dispersión de Material Particulado (MP) al aire dicho proceso está a su vez relacionado con la estructura del suelo, humedad en el suelo y los factores climáticos (Akbar-Khanzadeh et al., 2012; Funk et al., 2008). Así mismo se ha establecido que, en la capa límite planetaria (PBL, la parte más baja de la tropósfera, por sus siglas en inglés planetary boundary layer) la dinámica y concentraciones de especies químicas se relacionan con procesos en la superficie terrestre (Helbig et al., 2021; Vilà-Guerau de Arellano et al., 2015). Los modelos de dispersión atmosférica de contaminantes, se basan en la descripción matemática de los procesos atmosféricos, en los que los efectos como la concentración de contaminantes se generan por causas como la evolución de las partículas en el aire, la dinámica de la atmósfera y las fuentes de emisión (Paas & Schneider, 2016).

El software de modelación CLASS (Chemistry Land-surface Atmosphere Soil Slab model, <https://classmodel.github.io/>) permite establecer las interacciones entre la atmósfera y la superficie de la Tierra, siendo una herramienta efectiva para caracterizar variables de la turbulencia en la atmósfera, y desarrollo de la capa límite planetaria medidas que ayudan a entender la dispersión de partículas en la atmósfera (Vilà-Guerau de Arellano et al., 2015). Entre las aplicaciones se ha utilizado para analizar la interacción entre el suelo y los procesos meteorológicos en un ecosistema de sabana (Tonzi Ranch, Ione, California). El modelo proporcionó un punto de partida para la comprensión y establecimiento de las principales causas de incertidumbre de los flujos en el balance de energía de la superficie, el flujo de dióxido de carbono y la dinámica de la capa límite planetaria (Ma et al., 2013).

La región del Valle del Yaqui (Sonora) es un área de desarrollo agrícola, donde esta actividad es la principal fuente económica, y una de las más importantes a nivel nacional (Lares-Orozco et al., 2016). Se ha observado que en regiones con agricultura intensiva hay una estrecha relación con la emisión de polvos arrastrados del suelo hacia la atmósfera y con un potencial para absorber y transportar materiales orgánicos e inorgánicos (Shukla & Márgez, 2014). Actualmente, el Valle del Yaqui carece de un sistema de monitoreo continuo de calidad de aire, o un observatorio atmosférico para caracterizar la dinámica de la PBL, por lo que los modelos brindan información útil para entender la interacción entre el agrosistema y la atmósfera. El objetivo del presente trabajo fue experimentar con el modelo CLASS empleando datos micrometeorológicos y escenarios de estabilidad atmosférica obteniendo como resultado información de la altura de la PBL, nivel de condensación de las nubes (LCL) y flujos turbulentos (calor sensible y calor latente).

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la región del Valle del Yaqui (Figura 1), ubicada en el noroeste del país en el estado de Sonora, México. Al norte se encuentra Ciudad Obregón, y al sur limita con el Valle del río Mayo; entre los paralelos 27°10' y 27°50' N.

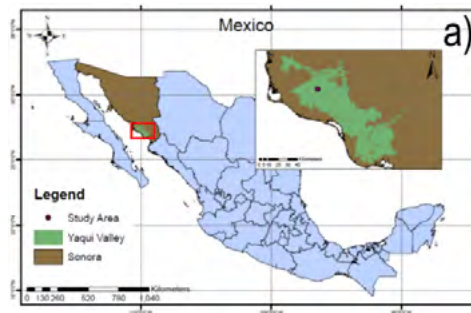


Figura 1. Valle del Yaqui Sonora, México; el punto rojo indica la ubicación del observatorio ecohidrológico en el Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui (Gaxiola-Ortiz et al., 2021).

Instrumentación

El Instituto Tecnológico de Sonora estableció un observatorio ecohidrológico en colaboración con el Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui (Lat: 27.411167°, Long: -110.134731°, GMT/UTC -7) que cuenta con una estación meteorológica integrada (ClimaVUE™50, Campbell Scientific, USA), una cámara trampa Moultrie (Modelo MCG-13271, PRADCO Outdoor Brands), sensores de humedad de suelo SoilVUE10 (Campbell Scientific, USA) y Cosmic-Ray Neutron Sensor (Hydroinnova, USA). Se realizó el monitoreo y recolección de datos micrometeorológicos e imágenes de la fenología y horizonte de cielo por un periodo de dos años de 2019 a 2021 durante el cultivo invierno-primavera de trigo (*Triticum sp.*). Los datos se colectaron a una frecuencia temporal de 1 hora. Recientemente se ha instalado un Eddy Covariance compuesto por un 3-D anemómetro sónico (Gill Instruments, UK) y un LI-7500DS (Licor, Nebraska, USA).

Modelo Conceptual

La energía total recibida en la superficie terrestre (R_n) se absorbe (G) en función de las características por ejemplo un terreno recién preparado en contraste con un cultivo desarrollado (Figura 2). El calor restante se particiona en latente (LE) o sensible (H), que se emplea en la turbulencia atmosférica y en el desarrollo de la PBL y LCL, la humedad del suelo juega un papel importante en la partición de este calor (Helbig et al., 2021). Cuando hay energía de turbulencia en la atmósfera es inestable, y esto puede resultar en el transporte de partículas dependiendo de las características de la superficie.

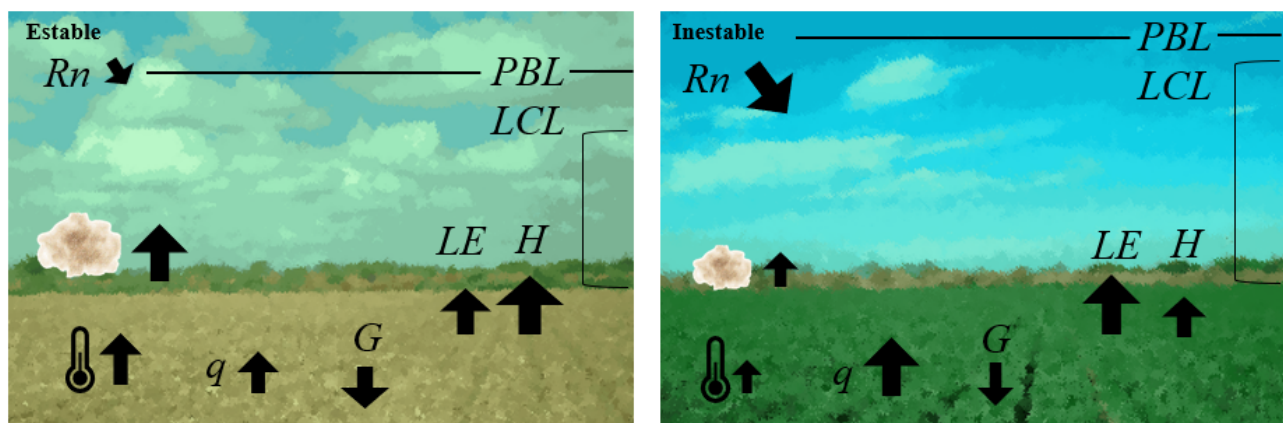


Figura 2. Modelo conceptual de dispersión en Valle del Yaqui en condición estable e inestable. Las variables son PBL (capa límite planetaria), LCL (altura de condensación de las nubes), R_n (radiación neta), LE (calor latente), H (calor sensible), G (calor almacenado en el suelo), q (humedad específica), temperatura superficial, nube de partículas que pueden ser dispersadas en la atmósfera. El tamaño de las flechas indica magnitud según el caso de estabilidad atmosférica.

Análisis de datos y modelación

Para determinar los niveles de estabilidad atmosférica se utilizaron los datos de la estación micrometeorológica de radiación solar y velocidad de viento y la metodología establecida por Pasquill y Gifford modificada, donde las estabilidades atmosféricas son clasificadas en seis categorías, A (altamente inestable o convectiva), B (moderadamente inestable), C (levemente inestable), D (neutral), E (moderadamente estable) y F (extremadamente estable). La estabilidad G es incluida para representar el viento bajo condiciones nocturnas donde las condiciones son estables (Mohan, 1998). El proceso de modelación se realizó a través del software CLASS (<https://classmodel.github.io/>), donde se utilizaron los datos de temperatura potencial y humedad específica para condiciones diferentes de estabilidad y se analizó el desarrollo de la capa límite planetaria y la energía disponible para procesos de turbulencia.

Cuadro 1. Datos micrometeorológicos de entrada para el modelo CLASS, en base a la clasificación modificada de Pasquill-Gifford (P-G).

<i>Clasificación P-G</i>	<i>Fecha (día juliano)</i>	<i>Temperatura potencial</i>	<i>Humedad específica</i>	<i>Radiación neta</i>
		K	g kg ⁻¹	Wm ⁻²
A	08/12/2020 (347)	297.8	8.4	474.2
A-B	13/02/2021 (44)	294.5	12.2	581.0
C	21/11/2020 (316)	306.9	12.4	413.4
C-D	01/03/2021 (60)	294.7	6.7	308.6
D	24/11/2020 (329)	297.7	9.9	-58.1
E	15/03/2021 (74)	296.6	9.5	648.5

Resultados y discusión

Se analizaron los resultados de las corridas de 6 condiciones de estabilidad atmosférica. En cuanto a la altura de la PBL (Figura 3.a), no se detectó cambio ni en el comportamiento ni en la magnitud al cambiar las condiciones iniciales, esto puede estar relacionado con que los días seleccionados se encuentran dentro de la transición invierno-primavera y no hay cambios tan contrastantes de la humedad específica q , la cual si varía estacionalmente para esta zona semiárida (Benítez-Valenzuela et al., 2021). Sin embargo, si se observan cambios entre los casos de estudio para la altura de condensación de las nubes (LCL), y los flujos de turbulencia (Figura 3.b,c,d).

Los flujos de calor sensible son menores con respecto a los flujos de calor latente durante (Figura 3 c,d), esto relacionado a la R_n disponible para cada caso explorado, observamos como en marzo hay un ligero incremento en R_n y es claro el impacto en la magnitud de ambos flujos turbulentos.

Los resultados del ejercicio de modelaje nos sugieren no necesariamente por que se inicie con condiciones estables se verá disminuido el calor H y LE (Figura 3 c,d,caso E, línea amarilla), sin embargo si tiene un efecto en la altura de la LCL (Figura 3b), en donde su desarrollo se ve atenuado con respecto a otras condiciones iniciales.

Durante el caso C (levemente inestable) se observó la mayor altura de la LCL, posiblemente relacionado con que había mayor temperatura potencial que en el resto de los casos, a pesar de que el H no es significativamente mayor.

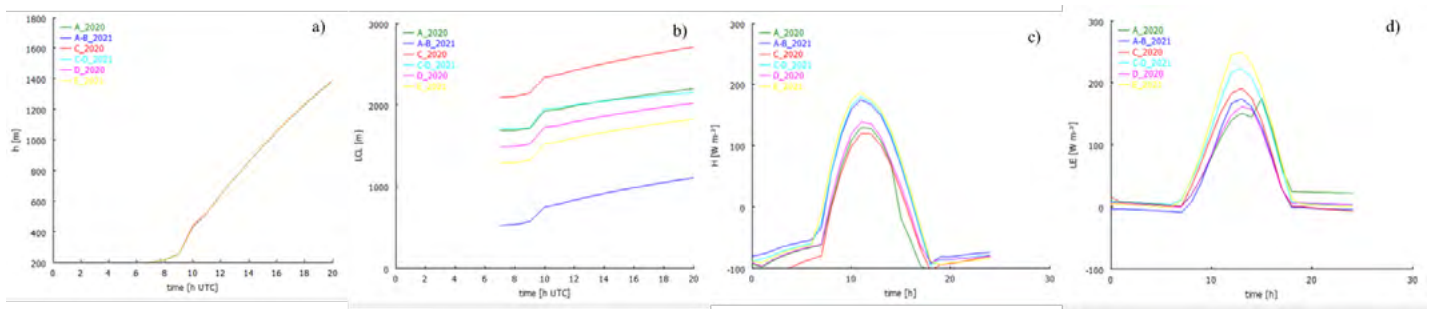


Figura 3. Simulación para cada caso de estabilidad de Pasquill-Gifford a) la altura de la capa límite planetaria (h), b) el nivel de condensación de las nubes (LCL), c) el calor sensible (H), y d) el calor latente (LE).

En cuanto al desempeño del modelo, se realizó una comparación con la LCL estimada utilizándolos datos de la estación meteorológica y la metodología de Stull (Stull., 2011), se observa sobreestimación del CLASS a valores bajos y una subestimación a valores altos (Figura 4). Este desempeño podría mejorar implementando en el modelo CLASS el esquema de superficie en donde se contemple la dinámica de la fenología de la vegetación y humedad de suelo.

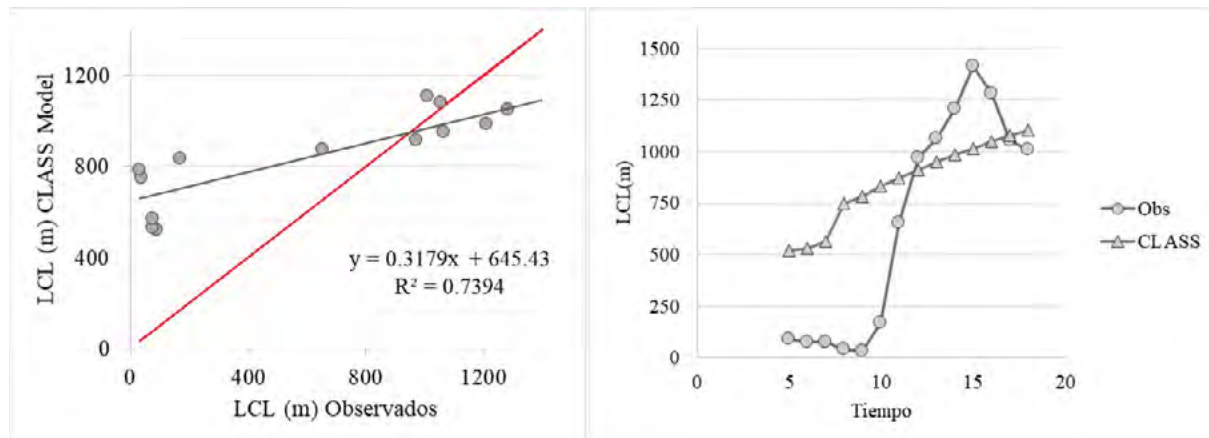


Figura 4. Comparación de la estimación del nivel donde condensan las nubes (LCL) salida de CLASS y modelo empírico de Stull (2011).

Conclusión

El ejercicio de modelaje nos reveló que el modelo es sensible pequeños cambios en la temperatura potencial y humedad específica que son utilizadas para estimar el nivel en donde se condensan las nubes (LCL), y observamos diferencias entre casos de estabilidad. Sin embargo, no se observaron diferencias en la altura o forma de la capa límite planetaria. Por otro lado, sí se observó diferencias en la magnitud de los flujos turbulentos para cada caso. Sigüentes pasos incluyen validar los resultados de calor sensible y latente con datos observados del sistema de covarianza de vórtices, y seleccionar las condiciones meteorológicas con mayor dispersión de polvos reveladas por las fotografías del paisaje.

Agradecimientos

Fondo SEP-CONACYT proyecto CB-2016-286494-T-2986 por el apoyo en el financiamiento de este proyecto y la beca a Karen Sotelo.



Literatura citada

- Akbar-Khanzadeh, F., Ames, A., Bisesi, M., Milz, S., Czajkowski, K., & Kumar, A. (2012). Particulate Matter (PM) Exposure Assessment—Horizontal and Vertical PM Profiles in Relation to Agricultural Activities and Environmental Factors in Farm Fields. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 9(8), 502–516. <https://doi.org/10.1080/15459624.2012.695216>
- Benítez-Valenzuela, L. I., Figueroa-Espinoza, B., Helbig, M., Rey-Sanchez, C., Rojas-Robles, N. E., Silva-Ontiveros, C. A., Uuh-Sonda, J. M., Yépez-González, E. A., & Sanchez-Mejia, Z. M. (2021). Land/Sea breeze influence on atmospheric stability and turbulent fluxes over a subtropical semiarid coastal lagoon in the Gulf of California. *Land-Atmosphere Interactions Workshop*. <https://doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.4891618>
- Funk, R., Reuter, H. I., Hoffmann, C., Engel, W., & Öttl, D. (2008). Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33(12), 1851–1863. <https://doi.org/10.1002/esp.1737>
- Gaxiola-Ortiz, F., Álvarez-Yépiz, J. C., Franz, T., Garatuzza-Payan, J., Guevara, M., Peñuelas-Rubio, O., Rosolem, R., Torres-Velázquez, J., Yépez, E. A., & Sanchez-Mejia, Z. (2021). Soil moisture drydown curves after flooding events across an irrigated farmland. *Land-Atmosphere Interactions Workshop*. <https://doi.org/http://doi.org/10.5281/zenodo.4891953>
- Helbig, M., Gerken, T., Beamesderfer, E. R., Baldocchi, D. D., Banerjee, T., Biraud, S. C., Brown, W. O. J., Brunzell, N. A., Burakowski, E. A., Burns, S. P., Butterworth, B. J., Chan, W. S., Davis, K. J., Desai, A. R., Fuentes, J. D., Hollinger, D. Y., Kljun, N., Mauder, M., Novick, K. A., ... Richardson, A. D. (2021). Integrating continuous atmospheric boundary layer and tower-based flux measurements to advance understanding of land-atmosphere interactions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 307, 108509. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108509>
- Lares-Orozco, M. F., Robles-Morúa, A., Yépez, E. A., & Handler, R. M. (2016). Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, 127, 522–532.
- Ma, S., Baldocchi, D. D., Vila-Guerau Arellano, J., Osuna, J. L., & Wharton, S. (2013). Surface Energy Balance: Lessons Learned from Modeling Simulations and Field Measurements at an Oak-grass Savanna in California. *AGU Fall Meeting Abstracts, 2013*, B54A--06.
- Mohan, M. (1998). Analysis of various schemes for the estimation of atmospheric stability classification. *Atmospheric Environment*, 32(21), 3775–3781. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00109-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00109-5)
- Paas, B., & Schneider, C. (2016). A comparison of model performance between ENVI-met and AUSTAL2000 for particulate matter. *Atmospheric Environment*, 145, 392–404. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.031>
- Shukla, M. K., & Márquez, J. P. F. (2014). Material particulado diseminado al realizar dos tipos de labranza en un suelo agrícola del Valle de Mesilla, Nuevo México. *Terra Latinoamericana*, 32(3), 241–249.
- Stull, R. (2011). Meteorology for scientists and engineers. *Brooks/Cole*, 2.
- Vilá-Guerau de Arellano, J. V. G., van Heerwaarden, C. C., van Stratum, B. J., & van den Dries, K. (2015). *Atmospheric Boundary Layer: Integrating Air Chemistry and Land Interactions*. Cambridge University Press.

1.6. Variabilidad temporal del intercambio de CO₂ aire-agua en una laguna costera subtropical semiárida

Ocegueda-Pintado Guillermo A.¹; Barreras-Apodaca Aylin C.; Benítez-Valenzuela Lidia I.¹; Herrera-Silveira J.A.^{2,3}; Figueroa-Espinoza Bernardo^{4,3}; Uuh-Sonda Jorge M.^{4,3}; Silva-Ontiveros Crhistian A.⁵; Yépez-Enrico A.¹ y Sánchez-Mejía Zulia M.¹

¹ Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

² Departamento de Recursos del Mar, CINVESTAV, Unidad Mérida, Yucatán, México

³ Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera

⁴ Instituto de Ingeniería, Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Universidad Nacional Autónoma de México, Yucatán, México.

⁵ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C., Unidad Guaymas, Sonora, México

Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

La capacidad de los océanos y zonas costeras de almacenar carbono en ecosistemas como manglares, marismas y pastos marinos se ha denominado como Carbono Azul. Por ello, resulta indispensable estudiar y contar con mediciones continuas de los flujos verticales de CO₂ entre los cuerpos de agua y la atmósfera, así como entender los controladores ambientales que regulan dicho proceso ecosistémico. Con la técnica Covarianza de Vórtices (EC, del inglés Eddy Covariance) se obtuvieron datos de la laguna costera subtropical semiárida del Estero El Soldado (ESS) durante el 2019 y 2020; en la época de desarrollo de *Zostera marina*. La diferencia entre ambos periodos, fue que este macrófito sumergido estuvo ausente en el 2020. Concluimos que el EES funciona como un sumidero de carbono y dicha cualidad no depende de la presencia de *Z. marina*; además, el intercambio de CO₂ aire-agua está principalmente asociado a factores físicos como la altura de la columna de agua (r^2 0.96), sin embargo, esto puede cambiar año con año.

Palabras clave: *Carbono azul, pasto marino, eddy covariance*

Abstract

The capacity of the oceans and coastal areas to store carbon in ecosystems such as mangroves, marshes, and seagrasses has been called Blue Carbon. Therefore, it is vital to study and take continuous measurements of the air-water CO₂ fluxes, as well as, to understand the environmental drivers that regulate this ecosystem processes. With the eddy covariance technique, data was collected in a subtropical semiarid coastal lagoon Estero El Soldado (ESS) during 2019 and 2020 during the *Zostera marina* development period. The difference between both periods is that this submerged macrophyte absent in 2020. We conclude that the EES functions as a carbon sink and this quality is not subject to the presence of *Z. marina*. Furthermore, the air-water exchange of CO₂ is largely linked to physical factors such as the height of the water column (with an r^2 0.96), however this may change from year to year.

Key words: *Blue carbon, seagrass, eddy covariance*

Introducción

En las últimas décadas se ha reconocido el importante papel que juegan los ecosistemas costeros, como los manglares, en la mitigación natural del cambio climático (Griscom et al., 2017; Sarmiento & Gruber, 2013; Takahashi et al., 2002). Su importancia es tal que al carbono que capturan y almacenan se le ha denominado “*carbono azul*” (Howard et al., 2014; McLeod et al., 2011).

Diversos estudios se pueden realizar para caracterizar el papel del Carbono Azul en los ecosistemas. Uno de ellos es el análisis de los flujos verticales de materia y energía empleando la técnica de covarianza de vórtices (EC, del inglés Eddy Covariance) (Granados-Martínez et al., 2020; Knox et al., 2018; Tokoro et al., 2014). En ecosistemas intermareales con presencia de vegetación acuática sumergida (e.g. pastos marinos), los flujos de CO₂ en la interfase atmósfera-agua se ven influenciados por factores biológicos como la producción neta del ecosistema (Polsenaere et al., 2012); factores químicos como la solubilidad del CO₂ debido a la temperatura del agua (Van Dam et al., 2020); y factores físicos, destacando la velocidad de fricción (u^*) (Barreras-Apodaca, 2020). A escala global se ha determinado que la dinámica de marea juega un papel importante en el intercambio de estos flujos (Van Dam et al., 2021).

A pesar de que las lagunas costeras son un ecosistema con el potencial de mitigar los efectos del cambio climático, existe un déficit de información sobre cómo funcionan dichos ecosistemas con respecto al intercambio de gases. En especial, existe muy poca literatura sobre las estimaciones del flujo de CO₂ en la matriz aire-agua, y su variabilidad espacial y temporal en zonas tropicales y subtropicales semiáridas como el Golfo de California.

El objetivo del presente estudio es analizar la variabilidad temporal de los flujos de CO₂ aire-agua en una laguna costera subtropical semiárida y su correlación con variables ambientales, a través de la técnica de covarianza de vórtices y mediciones micrometeorológicas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La laguna costera Estero El Soldado (EES) (27°57.248' N, 110°58.350' W) se ubicada en la bahía de Bacochibampo, Sonora, al noroeste de México en el Golfo de California (Figura 1a, b). Obtuvo el título de Área Natural Protegida en 2006 y a partir del 2011 entró a la lista de sitios RAMSAR (No.1982). El clima local es desértico caliente (BWh según Köppen-Geiger; Barreras-Apodaca, 2020).

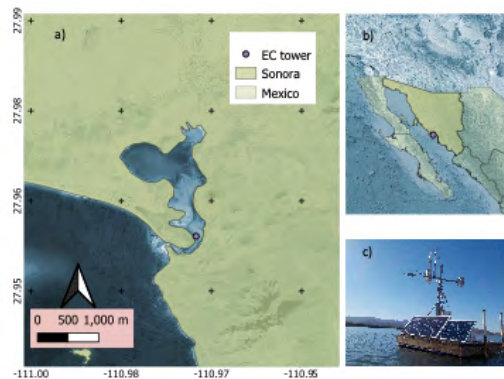


Figura 1. a) Localización del Estero El Soldado (EES), punto morado indica la ubicación de la estación de monitoreo. b) Ubicación en el noroeste de México en la zona central del Golfo de California. c) Muelle flotante con sistema de covarianza de vórtices.

Se instaló un sistema de covarianza de vórtices (EC) en conjunto con un sistema de medición de variables micrometeorológicas, y ambientales. Se colectaron datos de acuerdo a la fenología de crecimientos de los pastos marinos en la región de enero a junio (Meling-López & Ibarra-Obando, 1999), en el 2019 y 2020. Durante el primer año de monitoreo hubo una pradera de pastos marinos (*Zostera marina*) mientras que en el 2020 la pradera se desplazó quedando fuera de la zona de monitoreo por el sistema de (EC). El movimiento de dichas praderas está relacionada a la hidronímica y dispersión de semillas (Ruiz-Montoya et al., 2012).

Medición de flujos CO₂ aire-agua

El sistema EC se instaló en un trípode micrometeorológico (Figura 1c) que se fijó a un muelle flotante, el cual cuenta con la estructura para evitar el movimiento en el plano horizontal. El movimiento vertical (sincronizado con la marea) se observó utilizando un acelerómetro (HOBO Pendant G UA-004-64 Data Logger, Onset Computer Corporation, EE. UU.) (Benítez-Valenzuela & Sanchez-Mejia, 2020).

Los instrumentos instalados en el sistema EC fueron un anemómetro sónico (WindMaster 2329-701-01, Gill Instruments, UK) orientado al sureste (230°), un analizador de gases en infrarrojo (IRGA; infrared gas analyzer, LI7500DS, LI-COR Biosciences Inc., USA) y un Smartflux-3 data logger (LI-COR Biosciences Inc., USA). Los sensores estuvieron a una altura constante de 1.87 m sobre la superficie del agua, obteniendo datos a 10 Hz.

Los flujos de CO₂, H₂O y energía se calcularon siguiendo las recomendaciones del protocolo por la comunidad de Ameriflux. Se utilizó EddyPro® Software 6.2.2 (LI-COR Biosciences Inc., USA) para el procesamiento de datos obtenidos.

Medición de variables ambientales

La Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR, por sus siglas en inglés) fue estimada usando la radiación de onda corta entrante (SWin Wm²) medidas con un radiómetro (SN-500, Apogee Instruments Inc., USA) colocado a 1 m sobre la superficie del agua y orientado al sur-suroeste. La humedad relativa se midió con el sensor de humedad relativa y de temperatura (HMP45, Vaisala, FIN). Los sensores se conectaron a un CR1000X (Campbell Sci., USA). Los datos fueron colectados a una frecuencia de 1 dato/min y estuvieron sincronizados al sistema Smartflux-3 para promediarse en bloques de 30 min.

La temperatura del mar y la atmósfera, junto con la altura de la columna de agua (WCH por sus siglas en inglés) fueron medidas cada 30 minutos con un sensor localizado al fondo de la columna de agua (1 metro de profundidad) (HOBO® U20L Water Level logger and Temperature, Onset Computer Corporation, USA). La salinidad se colectó a la misma frecuencia (HOBO® Salinity logger and Temperature, Onset Computer Corporation, USA).

Control de calidad para datos

Los datos crudos son pre-tratados (eliminación de picos) y post-tratados (prueba de estacionalidad y turbulencia), se eliminan los datos que no cumplan con el criterio de calidad 0 que se refiere a excelente (Foken et al., 2006). Para el resto de las variables se utilizó una probabilidad de distribución normal para estimar cualquier rango de probabilidad por encima de 2 desviaciones estándar, los datos fuera de la distribución son eliminados de la base.

Análisis estadísticos y relaciones empíricas

El software MATLAB R2016b fue utilizado para realizar análisis de series de tiempo y estadísticas, así se definió la tendencia de las variables a escala diurna y diaria. De igual forma fue utilizado para implementar los análisis de ANOVA y Tukey para encontrar diferencias significativas a diferente escala temporal (diaria, mensual, anual).

Los modelos entre el flujo vertical de CO₂ aire-agua y los parámetros ambientales se llevaron a cabo utilizando una ecuación de 2^{do} grado. Con ayuda de la herramienta cftool (MATLAB R2016b) se obtuvieron los coeficientes (del ajuste cuadrático) con un intervalo de confianza del 95%.

Resultados y Discusión

Comparación del flujo de CO₂ aire-agua y variables ambientales.

Los datos concluyen que durante periodos de medición la laguna funciona como sumidero de CO₂ durante el día, mientras que durante la noche muestra una emisión neta a la atmósfera. La mayor captura de dióxido de carbono se observa de 10 hr a 14 hr con $-2.3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en 2019 y con $-3 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para el 2020 (Figura 2). Aunque no hay diferencias significativas ($p > 0.05$) entre ambos años, se nota ligeramente una mayor magnitud de captura en el 2020. Esto podría resultar contraintuitivo, ya que es natural pensar que la presencia de pastos marinos incrementaría la asimilación de CO₂.

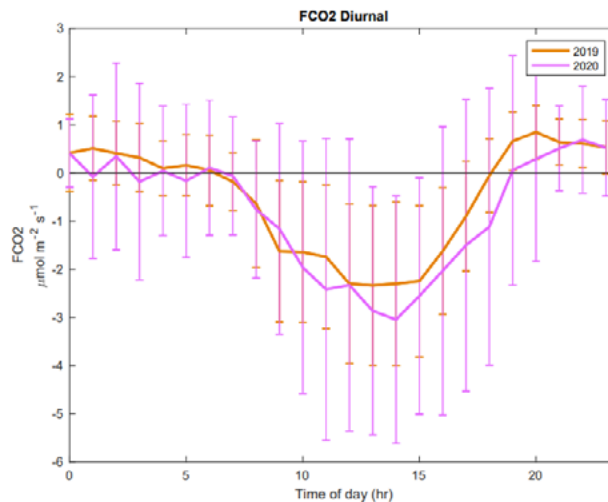


Figura 2. Ciclo diurno del flujo de CO₂ aire-agua. 2019 con presencia de pastos marinos y 2020 sin presencia.

Relaciones empíricas entre variables ambientales y el flujo de CO₂ aire-agua

El flujo vertical de CO₂ aire-agua tiende a ser negativo (captura) al incrementar PAR, u^* , la temperatura del aire y agua, mientras lo contrario sucedió (flujo positivo) al incrementar la WCH y la salinidad (Figura 3), resultando en una emisión del CO₂ del agua a la atmósfera. En 2019 las variables atmosféricas, PAR y velocidad de fricción (u^*), tuvieron la mejor correlación, mientras que en 2020 los controladores ambientales acuáticos, WCH y Salinidad, fueron los que mayor influencia tuvieron.

En algunos trabajos previos (Barreras-Apodaca, 2020) han indicado que el controlador con mayor correlación reportado fue u^* mientras que en otros fue la dirección del viento y la WCH (Van Dam et al., 2021). Van Dam et al., (2021) reportan que la latitud no es factor que afectó la asimilación de CO₂ a la columna de agua, a diferencia de las mareas que pueden importar o exportar carbono inorgánico disuelto entre los cuerpos de agua, afectando los niveles de carbono almacenado concluyendo, que las variables ambientales físicas juegan un papel importante en el intercambio gaseoso. Adicionalmente, es importante considerar otros elementos vivos en la columna de agua como el fitoplancton y microfitobentos.

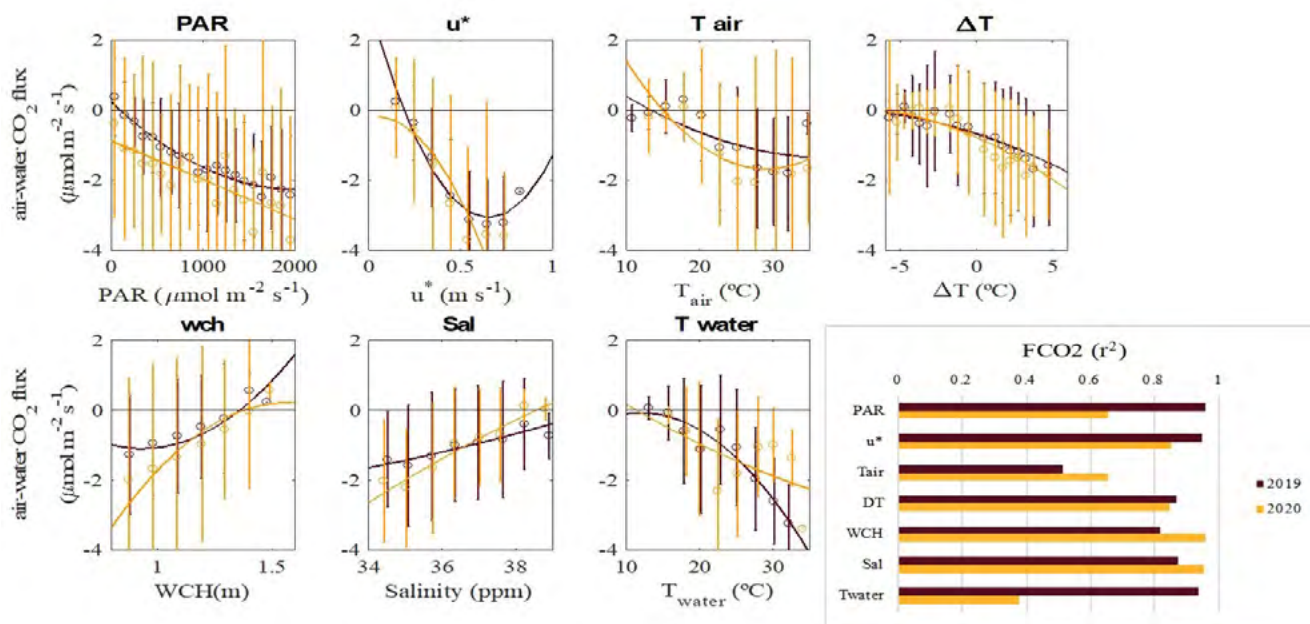


Figura 3. Modelos empíricos y r^2 para cada variable para el 2019 y 2020. PAR: Radiación Fotosintéticamente Activa, u^* : Velocidad de fricción, T_{air} y T_{water} : Temperatura del aire y agua respectivamente, $\Delta T = T_{air} - T_{water}$, wch: altura de la columna de agua, Sal: Salinidad.

Conclusiones

La laguna costera EES funciona como sumidero de carbono durante los meses de enero a julio tanto en el 2019 como en 2020 ($-0.95 \pm 1.66 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y -1.41 ± 2.7 respectivamente).

Una limitante de este estudio es no poder discernir el papel que juegan los pastos marinos por sí solos, es necesario seguir estudiando tal ecosistema para tener un mayor conocimiento de la variabilidad temporal y espacial del intercambio de CO_2 en la interfaz aire-agua. Así como otros componentes del ecosistema que se relacionan con el flujo de CO_2 en los cuerpos acuáticos como fitoplancton y microfítobentos.

La importancia relativa de las variables ambientales que controlan el intercambio de CO_2 en la interfaz aire-agua cambian entre los años estudiados, por lo que sería interesante evaluar también dicho proceso durante diferentes estaciones del año y al largo plazo.

Agradecimientos

Agradecemos al fondo sectorial CONACYT- SEMARNAT 278608 por financiar este proyecto personal de CEDES por garantizar los permisos de acceso y apoyo al Estero El Soldado y a los guardaparques por su apoyo logístico.

Literatura citada

- Barreras-Apodaca, A. C. (2020). *Air-sea CO₂ flux: observations using eddy covariance in a semi-arid coastal lagoon from the Gulf of California*. Instituto Tecnológico de Sonora.
- Benítez-Valenzuela, L. I., & Sanchez-Mejia, Z. M. (2020). Observations of turbulent heat fluxes variability in a semi-arid coastal lagoon (Gulf Of California). *Atmosphere*, 11(6), 15–17. <https://doi.org/10.3390/atmos11060626>
- Foken, T., Mauder, M., Mahrt, L., & Munger, J. W. (2006). *Post-Field Data Quality Control Chapter 9 POST-FIELD DATA QUALITY CONTROL*. February 2015. <https://doi.org/10.1007/1-4020-2265-4>
- Granados-Martínez, K., Yépez, E., Sanchez-Mejia, Z. M., Gutiérrez-Jurado, H., & Méndez-Barroso, L. (2020). Tidal Flood Controls on Phenology Modulating Energy and CO₂ fluxes in a Semi-arid Mangrove of the Northwestern Mexico. *JGR: Biogeosciences*, in review.



- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., ... Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(44), 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M., & Newsletter, N. W. (2014). Coastal Blue Carbon. *Conservation International*, 36(1), 180. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2015.10.en>
- Knox, S. H., Windham-Myers, L., Anderson, F., Sturtevant, C., & Bergamaschi, B. (2018). Direct and indirect effects of tides on ecosystem-scale CO₂ exchange in a brackish tidal marsh in Northern California. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(3), 787–806.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Meling-López, A. E., & Ibarra-Obando, S. E. (1999). Annual life cycles of two *Zostera marina* L. populations in the Gulf of California: Contrasts in seasonality and reproductive effort. *Aquatic Botany*, 65(1–4), 59–69. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00031-5)
- Polsenaere, P., Lamaud, E., Lafon, V., Bonnefond, J. M., Bretel, P., Delille, B., Deborde, J., Loustau, D., & Abril, G. (2012). Spatial and temporal CO₂ exchanges measured by Eddy Covariance over a temperate intertidal flat and their relationships to net ecosystem production. *Biogeosciences*, 9(1), 249–268. <https://doi.org/10.5194/bg-9-249-2012>
- Ruiz-Montoya, L., Lowe, R. J., Van Niel, K. P., & Kendrick, G. A. (2012). The role of hydrodynamics on seed dispersal in seagrasses. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1257–1265. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1257>
- Sarmiento, J. L., & Gruber, N. (2013). Oceanic carbon cycle, atmospheric CO₂, and climate. *Ocean Biogeochemical Dynamics*, 1–99.
- Takahashi, T., Sutherland, S. C., Sweeney, C., Poisson, A., Metzl, N., Tilbrook, B., Bates, N., Wanninkhof, R., Feely, R. A., Sabine, C., & others. (2002). Global sea-air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 49(9–10), 1601–1622.
- Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E., Tada, K., Watanabe, K., Montani, S., Kayanne, H., & Kuwae, T. (2014). Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation. *Global Change Biology*, 20(6), 1873–1884. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.12543>
- Van Dam, B., Lopes, C. C., Polsenaere, P., Price, R. M., Rutgersson, A., & Fourqurean, J. W. (2020). Water temperature control on CO₂ flux and evaporation over a subtropical seagrass meadow revealed by atmospheric eddy covariance. *Limnology and Oceanography*, 1–18. <https://doi.org/10.1002/lno.11620>
- Van Dam, B., Polsenaere, P., Barreras- Apodaca, A., Lopes, C., Sanchez- Mejia, Z., Tokoro, T., Kuwae, T., Loza, L. G., Rutgersson, A., Fourqurean, J., & Thomas, H. (2021). Global Trends in Air- Water CO₂ Exchange Over Seagrass Meadows Revealed by Atmospheric Eddy Covariance. *Global Biogeochemical Cycles*, 35(4). <https://doi.org/10.1029/2020GB006848>

1.7. Propuesta de un sistema portátil de medición de pCO₂ de costo asequible

Uribe-López Alicia G.¹; Norzagaray-López C. Orión²; Hernández-Ayón J. Martín¹; Estudillo-Zamora Eliseo¹ y Santander-Cruz Jonatan¹

¹ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada - Tijuana No. 3917, CP 22860, Ensenada, Baja California.

² Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada – Tijuana No. 3917, CP 22860, Ensenada, Baja California.

Autor para correspondencia: alicia.uribe@uabc.edu.mx

Resumen

A pesar de que existen diferentes técnicas para medir la pCO₂ marina en los últimos años ha sido resaltada la eficiencia de los sensores de infrarrojo no dispersivos (NDIR, por sus siglas en inglés). Los sistemas NDIR puede ser construido usando componentes simples y de costo moderado, lo que ha promovido un creciente número de sistemas comerciales para realizar muestreos *in situ*. En este trabajo se describen los resultados de un sistema de medición de pCO₂ con un sensor NDIR de bajo costo (~100 dólares) y un microcontrolador Arduino, y la evaluación de su capacidad de medir con una estabilidad suficiente para ser aceptada por la comunidad científica. El desempeño del sensor se considera bueno, debido a su alta repetibilidad en la medición de gases de referencia y precisión adecuada para aplicaciones educativas o acuícolas. El porcentaje de error obtenido fue de ± 20.9 ppm (± 8.1 %).

Palabras clave: *sistema del CO₂; pCO₂; Sensores NDIR; Arduino.*

Abstract

Even though there are different techniques to measure marine pCO₂, in recent years the efficiency of non-dispersive infrared (NDIR) sensors has been highlighted. NDIR systems can be constructed using relatively simple and inexpensive components, which has led to a growing number of commercial systems for *in situ* sampling. This paper describes the results of a pCO₂ measurement system with a low-cost (~\$100) NDIR sensor and an Arduino microcontroller, and the evaluation of its ability to measure with sufficient stability to be accepted by the scientific community. The performance of the sensor is considered good, due to its high repeatability in the measurement of reference gases and accuracy suitable for educational or aquaculture applications. The error percentage obtained was 8.1 %, which is equivalent to ± 20.9 ppm.

Key words: *CO₂ system; pCO₂; NDIR Sensors; Arduino.*

Introducción

La presión parcial del dióxido de carbono (pCO₂) puede ser utilizada para cuantificar de manera más directa los cambios del CO₂ en la superficie del mar y el flujo de CO₂ entre el océano y la atmósfera. Con esta información es posible detectar tendencias a largo plazo en el sistema del CO₂ en el océano e identificar zonas que pueden estar actuando como fuentes o sumideros de CO₂ gas, así como zonas vulnerables a experimentar estos cambios de largo plazo (Cai, 2011; Chen *et al.*, 2013; IPCC, 2013).

Los sensores de pCO₂ se presentan como una herramienta sumamente valiosa debido a la facilidad de recolección de datos *in situ*, facilitando la investigación de la variabilidad natural de la química del carbono en la zona costera (Clarke *et al.*, 2017; Fietzek *et al.*, 2014; Jiang *et al.*, 2014; Macovei *et al.*,

2021; Pereira *et al.*, 2017). Sin embargo, estos sensores suelen ser inaccesibles para muchos debido a su elevado costo y además pueden requerir conocimientos específicos de utilización (Ge *et al.*, 2014; Hill, 2018).

La forma más común de medir la $p\text{CO}_2$ en el agua de mar sin utilizar sensores costosos es mediante un muestreo discreto del agua y el posterior análisis de dos de los cuatro parámetros del sistema de carbonatos ($p\text{CO}_2$, carbono inorgánico disuelto, alcalinidad total o pH) que luego se utiliza para calcular un valor final de $p\text{CO}_2$ (Dickson *et al.*, 2007). Sin embargo, en muchas ocasiones es imposible tomar muestras discretas o medir las variables adecuadamente, o bien, la resolución espacial o temporal del muestreo es limitada.

Considerando que actualmente la comunidad científica dedicada a investigar flujos de CO_2 requiere de mediciones de $p\text{CO}_2$ de alta calidad (GOA-ON, 2019), se ha propuesto el cumplimiento de requisitos importantes, mismos que deben ser considerados a la hora de diseñar sistemas de medición de la $p\text{CO}_2$ (*i.e.*, exactitud y precisión) y, dado que un factor común de tipo de sistemas de medición es su elevado costo, el objetivo principal de este proyecto es desarrollar un prototipo de un sistema de medición de $x\text{CO}_2$ autónomo de bajo costo, el cual pueda utilizarse con propósitos científicos y/o educativos.

Materiales y Métodos

Desarrollo de un sistema de medición de $p\text{CO}_2$ de costo accesible

Considerando lo planteado por la comunidad científica enfocada a mediciones de $p\text{CO}_2$ en la zona costera (Pierrot *et al.*, 2009; Pierrot y Steinhoff, 2019), se propuso un sistema que cuantifique la concentración de CO_2 ($x\text{CO}_2$; ppm) mediante un analizador no dispersivo de infrarrojo (NDIR, por sus siglas en inglés).

El sensor NDIR seleccionado para este trabajo fue el modelo JX-CO2-102 (Figura 1; de aquí en adelante mencionado como JX) de uso industrial con un costo aproximado de 50 dólares. De acuerdo con sus fabricantes, su precisión es de ± 50 ppm (al medir a 25°C). Para controlar este sensor (*i.e.*, comunicación y obtención de información) se diseñó un arreglo de componentes, que incluyó una placa de Arduino UNO, acoplado a un reloj en tiempo real (DS3231, ArduinoMXSLP) y un módulo de lectura para tarjetas microSD como registrador de datos (*i.e.*, datalogger; TM-37, TM).

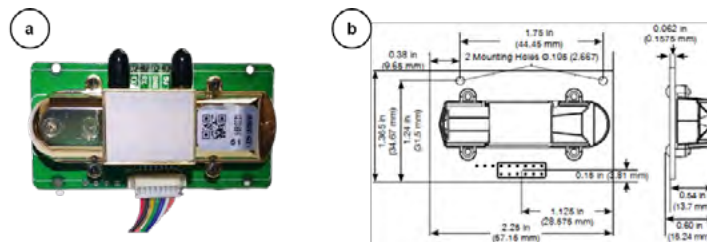


Figura 1. Sensor de $x\text{CO}_2$ utilizado durante el proyecto (a) y sus dimensiones (b). A pesar de que el fabricante no describe explícitamente el funcionamiento interno del sensor (emplea tecnología NDIR, pero sin detallar las características de la fuente de IR o detectores), al tener una sola celda de medición del $\text{CO}_{2\text{gas}}$, el principio de funcionamiento se asume que es similar al modelo comercial LI840a de LI-COR Biosciences. En la imagen se muestra los dos tapones color negro cubriendo la entrada y salida del gas, así como la celda de medición (tapa blanca).

Experimento para evaluar el desempeño del sensor de $x\text{CO}_2$

Para evaluar el desempeño del sensor JX, esto es, valorar la estabilidad en las mediciones, el tiempo de acondicionamiento, la variabilidad (ruido) en las mediciones del sensor, la precisión y exactitud, se realizó un experimento de 2.5 d en el laboratorio cuantificando las concentraciones de $x\text{CO}_2$ ambientales (*i.e.*, atmósfera dentro del Laboratorio de CO_2 en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California), a una tasa de 1 dato por segundo.

Las primeras 24 h del experimento fueron catalogadas como el acondicionamiento del sensor JX, de acuerdo con lo recomendado para sensores con sus características (T6613, TELAIRE, USA).

Como parte del experimento, se midieron de manera intermitente en cuatro ocasiones dos gases de concentración conocida de CO₂ (xCO₂; a manera de subestándares): (a) nitrógeno (N₂) con una concentración de cero partes por millón y (b) un tanque de aire comprimido con una concentración de 475 ppm. El tanque subestándar con el valor nominal de 475 ± 0.32 ppm fue determinado a partir de mediciones realizadas en el Laboratorio de CO₂ utilizando un sensor para medir xCO₂ (LI7000, LI-COR Biosciences, USA), y utilizando la calibración con un solo valor de referencia (*i.e.*, N₂ libre de CO₂ y vapor de agua) propuesto por el fabricante.

Los datos obtenidos con el sensor (series de tiempo de xCO₂ con eventos de mediciones de subestándares) presentaban una elevada variabilidad de alta frecuencia (denominada ruido en este trabajo). Con el fin de reducir dicha variabilidad, se aplicó un filtro a partir de una media móvil (filtro de paso bajo), y con la serie de tiempo filtrada se realizó una recalibración de datos con los dos gases de concentración conocida (subestándares). Posteriormente se calculó la estadística descriptiva (media, desviación estándar, valor máximo, valor mínimo y error estándar). Adicionalmente, se cuantificó el flujo de aire, la temperatura y la humedad relativa del microambiente dentro de la carcasa en donde se encontraba el sensor JX (Figura 2). El procesado y graficado de datos se llevó a cabo en el software MATLAB.

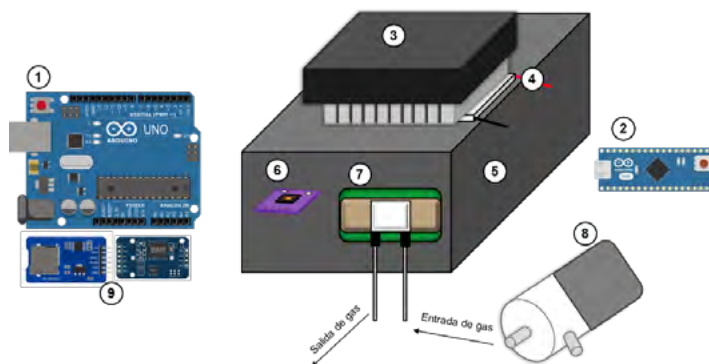


Figura 2. Esquema de la instalación del sistema de xCO₂ con aditamentos: microcontrolador Arduino UNO (1) conectado a lector de tarjeta micro SD, RTC DS3231 (9) y sensor JX (7); sensor de humedad relativa y temperatura (6) controlado con el microcontrolador Arduino NANO (2) que a su vez controla el ventilador (3) y celda Peltier (4); housing (5) y microbomba de aire (8).

Resultados y Discusión

Evaluación de curva de calibración usando gases

Como se mencionó previamente, se realizaron mediciones de gases con concentraciones de CO₂ conocidos para evaluar la exactitud del sistema. Estas pruebas se realizaron en el laboratorio y consistían en pasar directamente al sensor el gas en cuestión durante un tiempo determinado, repetir con el otro gas para finalmente regresar a la medición del CO₂ ambiental.

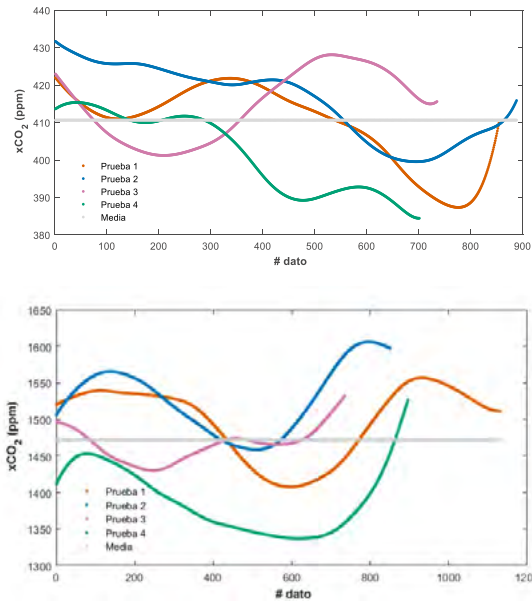


Figura 3. Series de tiempo de pruebas de gases. Se muestran datos filtrados de cuatro eventos de medición durante el experimento (líneas de colores), así como el promedio de las series de tiempo (línea gris). Tanto en las mediciones del N₂ (a; valor esperado = 0 ppm) como del subestándar (b; valor esperado = 475 ppm) se observa un corrimiento (offset).

Con estos resultados se realizó una calibración de dos puntos y se obtuvo una ecuación lineal que posteriormente se aplicó a mediciones de CO₂ ambiental. Los resultados se muestran en la Figura 3 y en la Cuadro 1.

Cuadro 1. Estadística descriptiva obtenida de las pruebas con gases. Se observa un corrimiento/offset en las mediciones del N₂ (valor esperado = 0 ppm) y subestándar (valor esperado = 475 ppm). DE = Desviación estándar; EE = Error estándar.

Gas	# Prueba	Media (ppm)	DE (ppm)	EE (ppm)	Min	Max	# Obs.
N ₂	1	409.3	10.6	0.4	387.3	422.0	846
	2	415.7	9.6	0.3	399.6	431.7	883
	3	414.6	9.3	0.3	401.2	428.1	726
	4	401.6	10.5	0.4	384.4	415.4	701
Subestándar	1	1498.2	49.0	1.5	1407.5	1556.8	1130
	2	1528.1	46.2	1.6	1458.5	1606.0	851
	3	1465.4	22.5	0.8	1430.0	1532.4	735
	4	1390.1	45.7	1.5	1336.8	1526.5	896

En las pruebas del gas con cero CO₂, se presentaron medias de 409.3 ± 10.6 ppm, 415.7 ± 9.6 ppm, 414.6 ± 9.3 ppm y 401.6 ± 10.5 ppm, respectivamente. Por otro lado, en las pruebas con el gas subestándar fueron de 1498.2 ± 49 ppm, 1528.1 ± 46.2 ppm, 1465.4 ± 22.5 ppm y 1390.1 ± 45.7 ppm, respectivamente. Lo anterior indica que el sensor presentaba un corrimiento (offset), el cual fue distinto para cada gas; sin embargo, presento una buena precisión (repetibilidad).

Posteriormente, se calculó el error tomando como referencia las concentraciones de los gases subestándar y comparándolos con los datos del muestreo post-calibración (n= 4), obteniendo un ± 8.1 %, lo cual equivale a ± 20.9 ppm.

Recalibración de datos crudos del sensor JX usando curvas de calibración

Con los resultados obtenidos de los 4 eventos de medición de gases conocidos del sistema de medición de $x\text{CO}_2$ (Figura 4a), se realizaron curvas de calibración mediante una regresión lineal, con el objetivo de calibrar los datos medidos con el sensor JX ($n = 4$).

En total, se compararon 2 datos de valores medidos contra 2 valores esperados, con lo cual se obtuvo la siguiente ecuación, $y = 0.464x - 188.91$ ($p < 0.05$, $n = 4$). En donde x es el dato crudo medido con el sensor JX. La regresión presentó un coeficiente de correlación (r) de 0.99, un coeficiente de determinación (r^2) del mismo valor, y valores $p < 0.05$ para el intercepto, pendiente y modelo de regresión, por lo cual se consideró estadísticamente significativa.

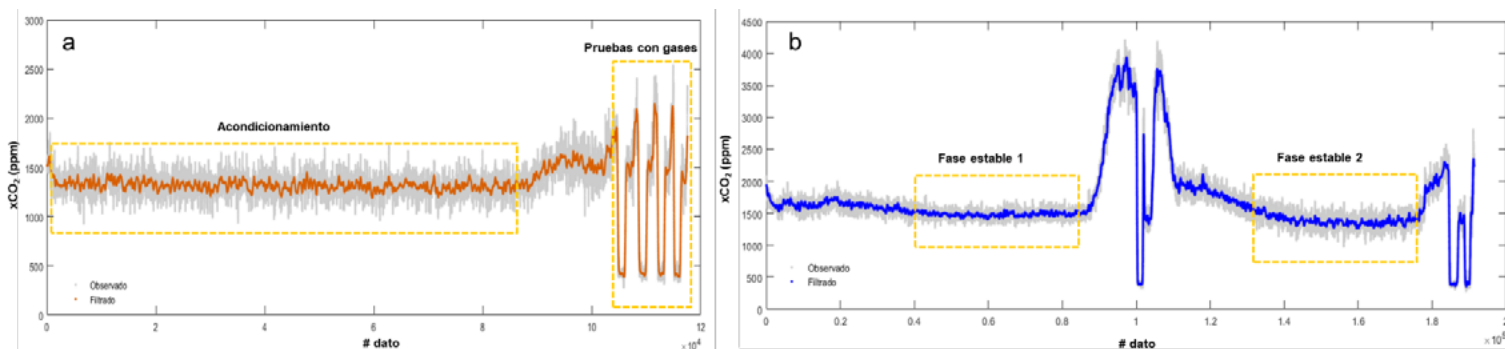


Figura 4. Series seleccionadas para evaluar la estabilidad del sensor JX: (a) Datos del muestreo donde se evaluó la etapa de acondicionamiento y las pruebas con gases; (b) Datos del muestreo donde se seleccionaron dos periodos “estables”. Los puntos grises representan los datos crudos (sin filtrar), mientras que los puntos azules y naranjas representan los datos filtrados con una media móvil con ventana de tiempo de 3 min.

Comparación de precisión y exactitud de valores pre y post-calibración

Para evaluar la calidad de los datos del sensor JX y su posible aplicación para fines oceanográficos, se evaluaron distintos métodos para verificar su capacidad de respuesta (*i.e.* precisión y exactitud; Figura 4b). Los métodos de procesamiento efectuados fueron: (a) eliminación del ruido de fondo mediante medias móviles (pre-calibración) y (b) una calibración de dos puntos con gases de concentraciones de CO_2 conocidas. Un segundo experimento de 2 d permitió identificar distintas etapas en las series de tiempo, las cuales fueron definidas/identificadas con base en su patrón temporal o variabilidad. Se definió como fase estable a dos series de datos cuya variabilidad era baja.

Con el primer análisis (pre-calibración) se logró filtrar gran parte del ruido de fondo del muestreo, lo que incrementó la precisión (Cuadro 2). El segundo análisis (post-calibración), mejoró notablemente tanto la precisión como la exactitud de los datos. Por lo tanto, puede considerarse al sensor JX como una opción viable y certera para la medición de CO_2 atmosférico.

Cuadro 2. Media y desviación estándar (DE) de los datos de las dos fases estables antes (PRE) y después (POST) de la calibración por gases. Los datos de precalibración ya habían sido filtrados mediante una media móvil de 3 minutos.

Datos	Media (ppm)		DE (ppm)	
	PRE	POST	PRE	POST
Fase estable 1	1487.0	481.2	28.4	12.7
Fase estable 2	1375.1	431.3	50.5	22.5

Aplicaciones del sensor JX

De acuerdo con lo reportado por la Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos (GOA-ON, por sus siglas en inglés), los datos de algunas variables oceanográficas relevantes (*i.e.*, temperatura, salinidad, variables del sistema del CO₂) se pueden dividir según se precisión en: *weather*, que requiere una incertidumbre estándar relativa del 10% y *climate*, la cual exige una incertidumbre estándar relativa del 1%. En términos de pCO₂, en la categoría *weather* se encuentran los datos con una incertidumbre relativa de aproximadamente el 2.5%, la cual se considera una precisión alcanzable con los mejores sensores autónomos y se utiliza para identificar cambios a corto plazo en la dinámica del carbono. Para la categoría *climate*, sin embargo, los datos de pCO₂ deberán encontrarse a una incertidumbre relativa del 0.5%.

En el caso del sensor JX, de acuerdo con lo obtenido en este trabajo, no es recomendable su uso para realizar mediciones de xCO₂ orientadas a estudiar procesos de variación del tipo *climate*, sin embargo, podría evaluarse su uso en estudios orientados a la categoría *weather* y/o aplicarse a experimentos de fotosíntesis o respiración de organismos (Comeau *et al.*, 2017).

Normalmente, para cuantificar el carbono en sistemas acuícolas se realiza la recolecta de muestras discretas de agua y después de medir dos de las cuatro variables del sistema del CO₂, la pCO₂ es calculada (Bhattacharyya *et al.*, 2019; Faria *et al.*, 2017). Algo interesante sería proponer sensores de costo relativamente bajo como el JX, y aplicarlos a sistemas de cultivo. Esto podría incluso reducir costos de manejo de laboratorio y reactivos.

Conclusiones

En general, el sensor JX es capaz de reconocer y registrar con precisión las variaciones de pCO₂ y además, el acoplamiento con microprocesadores comerciales permitió almacenar los datos de forma autónoma.

Su desempeño se considera aceptable para estudios tipo *weather*, debido a su alta repetibilidad en la medición de los gases de referencia y precisión adecuada para aplicaciones educativas o acuícolas.

Se identificó el porcentaje de error del sensor, con un valor de 8.1 %, el cual equivale a ± 20.9 ppm.

Debido a su tamaño reducido, costo accesible y la facilidad para conseguir sus aditamentos, se considera que este sensor es asequible y podría ser aplicado en múltiples campos, dentro y fuera de la oceanografía.

Para su aplicación tanto en ambientes controlados como en campo, se recomienda ampliamente: (1) utilizar gases con concentración conocida (*i.e.*, gases estándar) para realizar calibraciones post-muestreo, (2) considerar el intervalo de medición propuesto por el fabricante (0-5000 ppm), (3) considerar el periodo de acondicionamiento del sensor (en este caso fue de 24 h), y (4) considerar el uso de filtros para reducir la variabilidad (e.g., medias móviles con filtro de paso bajo).

Agradecimientos

Agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de maestría otorgada a AGUL (CVU: 930796). Este estudio fue parcialmente financiado por el CONACyT y el Fondo Sectorial para la Educación (CB-2017-18-A1-S-21581 a CONL).

Literatura citada

- Bhattacharyya, S., Chanda, A., Hazra, S., Das, S., and Choudhury, S.B. (2020). Effect of nutrient alteration on pCO₂(water) and chlorophyll-a dynamics in a tropical aquaculture pond situated within a Ramsar site: a microcosm approach. *Environmental science and pollution research international*, 27(4): 4353–4364.
- Cai, W.J. (2011). Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annual review of marine science*, 3:123–145.
- Chen, C.-T.A., Huang, T.-H., Chen, Y.-C., Bai, Y., He, X. and Kang, Y. (2013). Air–sea exchanges of CO₂ in the world's coastal seas. *Biogeosciences*, 10: 6509–6544.
- Clarke, J. S., Achterberg, E. P., Connelly, D. P., Schuster, U. and Mowlem, M. (2017). Developments in marine pCO₂ measurement technology; towards sustained in situ observations. *Trends in Analytical Chemistry*, 88: 53–61.
- Comeau, S., Carpenter, R.C. and Edmunds, P.J. (2017). Effects of pCO₂ on photosynthesis and respiration of tropical scleractinian corals and calcified algae. *ICES Journal of Marine Science*, 74(4):1092–1102.
- Dickson, A.G., Sabine, C.L., and Christian, J. R. (2007). Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. North Pacific Marine Science Organization.
- Faria, A.M., Soraia, F., Lopes, A.F., Oliveira, A.P., Gonçalves, E.J. and Ribeiro, L. (2017). Effects of high pCO₂ on early life development of pelagic spawning marine fish. *Marine and Freshwater Research*, 68: 2106–2114.
- Fietzek, P., Fiedler, B., Steinhoff, T. and Körtzinger, A. (2013). In situ quality assessment of a novel underwater pCO₂ sensor based on membrane equilibration and NDIR spectrometry. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, 31: 181–196.
- Ge, X., Kostov, Y., Henderson, R., Selock, N. and Rao, G. (2014). A low-cost fluorescent sensor for pCO₂ measurements. *Chemosensors*, 2: 108–120.
- GOA-ON (Global Ocean Acidification Observing Network). (2019). Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) Implementation Strategy, 2019. www.goa-on.org
- Hill, K.S. (2018). Development of a low-cost marine pCO₂ sensor to characterise the natural variability of coastal carbonate chemistry in the context of global change. Tesis de doctorado. Universidad de Glasgow.
- IPCC. (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [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.
- Jiang, Z.-P., Hydes, D.J., Hartman, S.E., Hartman, M.C., Campbell, J.M., Johnson, B.D., Schofield, B., Turk, D., Wallace, D., Burt, W.J., Thomas, H., Cosca, C., and Feely, R. (2014). Application and assessment of a membrane-based pCO₂ sensor under field and laboratory conditions. *Limnol. Oceanogr. Method.*, 12: 264–280.
- Macovei, V.A., Voynova, Y.G., Becker, M., Triest, J. and Petersen, W. (2021). Long-term intercomparison of two pCO₂ instruments based on ship-of-opportunity measurements in a dynamic shelf sea environment. *Limnol Oceanogr Methods*, 19: 37–50.
- Pereira, E., Schuster, U., Rérolle, V., Brown, P., Gkritzalis, T., Downing, B., Simpson, K., Lønborg, C., Carlin, G., Aßmann, S. and Spaulding, R. (2017). Biogeochemical Parameters: pCO₂. A user's guide for selected autonomous biogeochemical sensors. An outcome from the 1st IOCCP International Sensors Summer Course [Lorenzoni, L., M. Telszewski, H. Benway, A. P. Palacz (eds.)]. IOCCP Report No. 2/2017. 31–42 pp.
- Pierrot, D., Neill, C., Sullivan, K., Castle, R., Wanninkhof, R., Luger, H., Johannessen, T., Olsen, A., Feely, R.A. and Cosca, C.E. (2009). Recommendations for autonomous underway pCO₂ measuring systems and data-reduction routines. *Deep-Sea Research Part II*, 56:512–522.
- Pierrot, D. and Steinhoff, T.. (2019). Installation of autonomous underway pCO₂ instruments onboard ships of opportunity. NOAA Technical Report, OAR-AOML-50. 31 pp.

The background features a grid of hexagons in various shades of red and white. A large, bold red number '2' is positioned on the left side, partially overlapping the hexagonal pattern. The overall design is clean and modern, with a focus on geometric shapes and a warm color palette.

2 Bioenergía

2.1. Cinética de degradación térmica de residuos forestales de *Pinus montezumae* mediante estudio termogravimétrico

Alvarado-Flores José J.¹; Ávalos-Rodríguez María L.²; Rutiaga-Quiñones José G.¹ y Alcaraz-Vera Jorge V.³

¹ Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Santiago Tapia 403, CP 58030, Morelia, Michoacán, México.

² Centro de Investigación en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, C.P. 58190, Morelia, Michoacán, México.

³ Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Santiago Tapia 403, CP 58030, Morelia, Michoacán, México.

Autor para correspondencia: doctor.ambientalista@gmail.com

Resumen

Se ha realizado un estudio sobre la pirólisis de residuos de madera de *Pinus montezumae*, procedente de una zona del occidente de México, utilizando el análisis TGA para determinar los parámetros cinéticos como la energía de activación (E_a) y el factor de frecuencia (Z) a diferentes velocidades de calentamiento en atmósfera de N_2 . Las muestras fueron calentadas desde 25°C hasta 800°C a diferentes velocidades de calentamiento ($5 - 30^\circ\text{C min}^{-1}$). La E_a se calculó utilizando el modelo matemático de Flynn-Wall-Ozawa. El valor de la E_a con respecto a la conversión revela que la pirólisis del pino se transforma a través de una cinética más compleja y de múltiples etapas. Esta investigación permitirá tomar decisiones en el futuro y, posiblemente, llevar a cabo este proceso en un reactor de biomasa y, por tanto, la producción de H_2 para la generación de energía a través de una celda de combustible.

Palabras clave: análisis TGA; residuos forestales; modelo libre iso-conversional; pirólisis.

Abstract

A study was carried out on the pyrolysis of *Pinus montezumae* wood residues from an area in western Mexico, using TGA analysis to determine kinetic parameters such as activation energy (E_a) and frequency factor (Z) at different heating rates in N_2 atmosphere. The samples were heated from 25°C to 800°C at different heating rates ($5 - 30^\circ\text{C min}^{-1}$). E_a was calculated using the Flynn-Wall-Ozawa mathematical model. The value of E_a with respect to conversion reveals that pine pyrolysis is transformed through more complex, multi-stage kinetics. This research will allow future decisions to be made and possibly carry out this process in a biomass reactor and thus the production of H_2 for power generation through a fuel cell.

Key words: TGA analysis; forest residues; free model iso-conversion; pyrolysis.

Introducción

Hoy en día, la biomasa se considera una de las principales fuentes de energía, así como una de las nuevas alternativas que se han puesto en marcha para intentar reducir la cantidad de emisiones contaminantes de CO_2 , SO_x , NO_x y partículas producidas durante los procesos de producción de energía (Soto *et al.*, 2010). Dado el escenario actual en el que el desarrollo y el bienestar están directamente relacionados con el consumo de energía, hay que tener en cuenta los recursos de producción, especialmente los que están bien distribuidos geográficamente, los renovables, los respetuosos con el medio ambiente y los que contribuyen al balance de CO_2 . Esto permitirá la generación de energía en



determinados dispositivos de última tecnología, como las celdas de combustible, con especial énfasis en las de óxidos sólidos (SOFC), que pueden generar electricidad a partir del uso de gases (H_2 , CH_4) procedentes de la combustión de biomasa o de residuos agrícolas, industriales e incluso urbanos (vertederos). La biomasa lignocelulósica cumple estas condiciones (Frombo *et al.*, 2009). La biomasa puede transformarse térmicamente a través de diversos procesos térmicos como la licuefacción, la gasificación y la pirólisis. El proceso de pirólisis se remonta a los egipcios, cuando se producía alquitrán para calafatear barcos y para ciertos agentes de embalsamamiento (Mullaney *et al.*, 2002). La conversión termoquímica por pirólisis, es una de las formas de energía no nuclear más prometedoras para el futuro próximo a partir de la producción de diversos compuestos químicos como el bio-oil (Jankovik, 2014; Mohan *et al.*, 2006). La pirólisis es un proceso termoquímico capaz de convertir la biomasa en gases (gases no condensables), líquidos (gases condensables) y sólidos (sólidos residuales o bio-carbón), que pueden utilizarse como fuentes de energía (Da Silva *et al.*, 2018). Con el fin de estandarizar los procesos pirolíticos a escala industrial para la producción de biocombustibles a partir de estas fuentes renovables, la aplicación de tecnologías modernas para la obtención de portadores de energía y el desplazamiento de los combustibles obtenidos a partir de materiales fósiles y, en consecuencia, la reducción de los agentes contaminantes, es necesario conocer a profundidad lo que ocurre en el proceso térmico. Uno de los principales aspectos a conocer es la cinética de las reacciones en la pirólisis del material lignocelulósico, siendo ésta la base fundamental para el diseño de la zona de reacción del proceso.

El análisis termogravimétrico (TGA), es un método bien establecido en la determinación de las características de pérdida másica y su cinética de reacción asociada. Dependiendo de la exactitud y del tratamiento adecuado de los datos, en este tipo de análisis, es posible llegar a escalar los resultados a plantas pirolíticas para la producción de diversos biocombustibles como el bio-oil. En este sentido, y basándose en ciertos modelos matemáticos, para la determinación de los parámetros cinéticos como la energía de activación y factor pre-exponencial, se pueden utilizar métodos no isotérmicos, que utilizan múltiples velocidades de calentamiento y pueden proporcionar estimaciones fiables. Tal es el caso del método integral denominado Flynn-Wall-Ozawa (FWO) (Ozawa, 1965). De esta manera, el objetivo de esta investigación es aplicar el modelo matemático de FWO para determinar los parámetros cinéticos (energía de activación y factor pre-exponencial) de la degradación térmica del *Pinus montezumae* (*P. montezumae*) en atmósfera inerte de nitrógeno.

Materiales y Métodos

Se tomaron muestras al azar, de origen conocido, en diferentes talleres de San Juan Nuevo Parangaricutiro, Michoacán, México, con las debidas precauciones para evitar la contaminación con otros tipos de madera y otras sustancias como disolventes, asegurando que sólo los residuos (aserrín) de *P. montezumae*, representaran cada muestra. En el proceso térmico completo se considera: el secado, la devolatilización, así como los eventos que ocurren en la formación de carbón. Cada una de las muestras se colocó en contenedor en un lugar seco a temperatura ambiente ($25^{\circ}C$) durante 2 días para eliminar la humedad superficial con la que llega la muestra. Posteriormente, se procedió a la molienda del grano fino. Una vez seca, se realizó un tamizado para obtener muestras con un tamaño de partícula de aproximadamente 400 μm . Finalmente, la biomasa se llevó a una estufa para secar a $115^{\circ}C$ de seguimiento hasta obtener un peso constante. Después de la preparación de cada muestra y con un tamaño de partícula uniforme, se utilizó un analizador termogravimétrico PerkinElmer STA 6000 para realizar la degradación gradual de cada muestra a diferentes velocidades de calentamiento ($\beta = 5, 10, 15, 20, 25$ y $30^{\circ}C/min$) en un rango de temperatura de $25 - 800^{\circ}C$. Todas las degradaciones térmicas se realizaron en una atmósfera inerte de nitrógeno de alta pureza (99.99%).

El método FWO es uno de los métodos más comunes y ampliamente aceptados en la comunidad científica para calcular los parámetros termo-cinéticos a partir de datos experimentales. Considerando a velocidad de calentamiento (B), el factor de frecuencia (A), la energía de activación (Ea), la constante de

los gases ideales (R) y la temperatura absoluta (T), la ecuación (1) que representa el método de FWO se muestra a continuación:

$$\ln\beta = -1.052 \frac{Ea}{R} * \frac{1}{T} + \ln\left(\frac{0.0048A Ea}{R}\right) \quad (1)$$

donde β , es la velocidad de calentamiento ($^{\circ}\text{C}/\text{min}$), Ea , es la energía de activación, (kJ/mol), T , es la temperatura absoluta (K), A , es el factor de frecuencia (min^{-1}) y R , es la constante de los gases ideales ($\text{J}/(\text{K}.\text{mol})$).

De acuerdo a la ecuación anterior, al graficar el $\ln\beta$ frente a $1/T$ a diferentes velocidades de calentamiento, se deben obtener líneas rectas paralelas para cada grado de conversión (α). El valor de la energía de activación aparente se calcula a través de la pendiente de dichas líneas.

Debido a que la gran mayoría de los análisis térmicos se realizan a una velocidad de calentamiento constante, se ha implementado un enfoque más útil para la integral de Arrhenius en condiciones experimentales de un programa de temperatura lineal (Lyon, 1997). En este sentido, para ampliar estos resultados de la determinación inequívoca de los parámetros cinéticos de Arrhenius, se ha establecido el método iso-conversional cuya expresión final es:

$$Z = \frac{\beta*(Ea+2RT_{\alpha})*e^{Ea/RT_{\alpha}}}{RT_{\alpha}^2} \quad (2)$$

donde: Z , es el factor de frecuencia (min^{-1}), β , es la velocidad de calentamiento ($^{\circ}\text{C}/\text{min}$), Ea , es la energía de activación (kJ/mol) y T_{α} , es la temperatura (K), donde se alcanza la máxima conversión (α) de la derivada del TGA es decir la curva DTG.

Resultados y Discusión

De acuerdo a la Figura 1, el proceso principal de pirólisis se desarrolla en un rango de aproximadamente $200 - 400^{\circ}\text{C}$ para todas las velocidades de calentamiento. las principales reacciones consisten en la ruptura de enlaces glicosídicos con la consiguiente despolimerización parcial del componente celulósico de la madera. En esta región (pirólisis activa), hay dos picos que en la literatura se identifican como la descomposición de la hemicelulosa y la celulosa, mientras que la lignina se descompone en ambas regiones de pirólisis activa y pasiva sin picos característicos (Gašparovič *et al.*, 2010). Al final, la lignina se descompone a un ritmo más lento y produce la máxima carbonización. La comparación entre los picos de la hemicelulosa, la celulosa y la lignina muestra diferente altura y posición, lo que indica la influencia de la distribución de los compuestos orgánicos e inorgánicos en el proceso de degradación térmica del *P. montezumae*. Tal como en nuestros resultados, varios investigadores reportan que, la hemicelulosa se descompone a una temperatura baja ($180 - 340^{\circ}\text{C}$) que la celulosa ($230 - 450^{\circ}\text{C}$) y la lignina ($> 500^{\circ}\text{C}$) (White *et al.*, 2011).

Para determinar los parámetros cinéticos, se han seleccionado los valores del grado de conversión (α) donde el coeficiente de correlación, R^2 , fue superior a 0.90 para todas las curvas a diferentes velocidades de calentamiento y localizando la temperatura correspondiente. El gráfico del método Flynn-Wall-Ozawa (FWO), $\ln\beta$ versus $1/T$, se muestra en la Figura 2. A partir de un valor α de 0.20 y hasta un valor de 0.70, se observó un valor de R^2 mayor a 0.90. Se calculó un promedio de 0.9948. Tal como lo exige este método, las líneas son paralelas y conservan prácticamente el mismo grado de inclinación. A partir de la pendiente de las líneas, el promedio de la Ea fue de $151.8 \text{ kJ}/\text{mol}$, lo que demuestra que los resultados experimentales obtenidos a partir del TGA coinciden con los resultados del método isoconversional para un valor de conversión dado de 0.20 a 0.70. La variabilidad de los valores de Ea al aplicar este método, confirma la complejidad del proceso de degradación. Resultados similares han sido reportados en otros estudios cinéticos de procesos térmicos en residuos forestales para varias especies de pinos. Por ejemplo, en *Pinus insignis*, se encontró un cambio en la energía Ea en el rango de $62 - 206 \text{ kJ}/\text{mol}$ (Amutio *et al.*, 2012). Da Silva *et al.* reportaron el mecanismo cinético de *Pinus elliotii* y calcularon una Ea promedio de $145.24 \text{ kJ}/\text{mol}$ [**Error! Marcador no definido.**].

El factor de frecuencia (Z) promedio, presentó una variación de $4.61E + 09$ hasta $4.50E + 09$. De acuerdo con la literatura, este valor del factor de frecuencia es bajo, sin embargo, los factores bajos suelen indicar una reacción superficial, pero si la reacción no depende de la superficie, el factor bajo puede indicar una estructura más densificada. Los factores elevados suelen indicar un complejo menos densificado. Pueden obtenerse factores aún más elevados (tras la corrección del área superficial) si los complejos tienen movimiento más libre en la superficie. Dado que las concentraciones en el sólido no son controlables en muchos casos, ha sido conveniente que la magnitud del pre-exponencial sea una indicación de la molecularidad. Esto parece ser cierto sólo para las reacciones no controladas por la superficie que tienen factores de frecuencia bajos ($<10^9 \text{ s}^{-1}$). Tales reacciones (si son elementales) sólo pueden ser bimoleculares (Turmanova *et al.*, 2008).

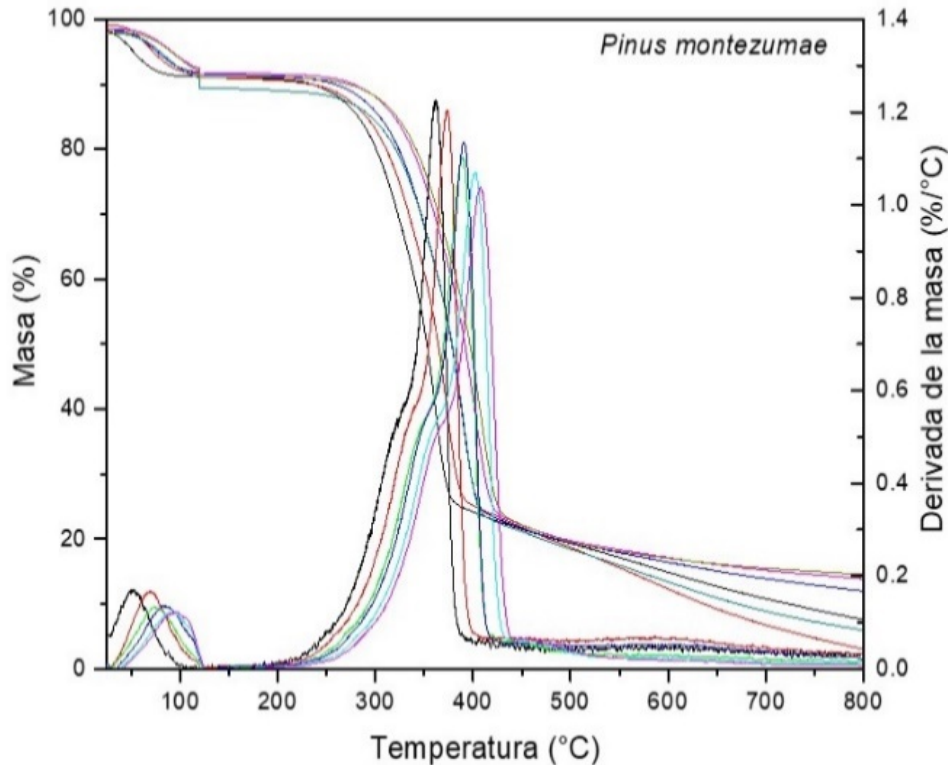


Figura 1. Curvas del análisis termogravimétrico y análisis térmico diferencial del *Pinus montezumae* a diferentes velocidades de calentamiento en atmósfera inerte de nitrógeno.

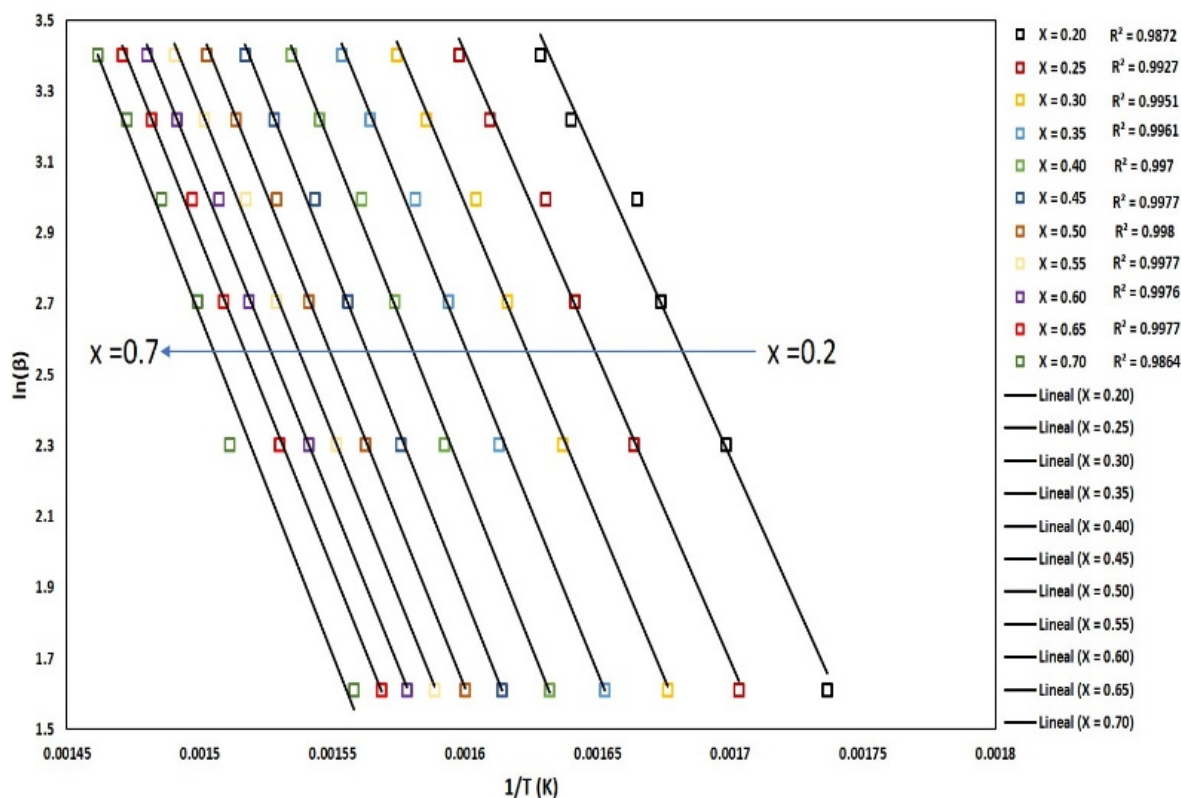


Figura 2. Aplicación del modelo integral de Flynn-Wall-Ozawa para el cálculo de la energía de activación.

Conclusiones

La cinética del proceso pirolítico del *Pinus montezumae*, se ha estudiado en atmósfera inerte mediante análisis termogravimétrico para determinar sus parámetros cinéticos más representativos, como la energía de activación y el factor de frecuencia. Aproximadamente hasta 250°C se produce una pérdida del 10 al 15% de la masa, correspondiente a la primera etapa, es decir, la pérdida de agua y extractivos. De 250°C a 400°C se libera la mayor parte de las sustancias volátiles, descomponiéndose principalmente la hemicelulosa y la celulosa, con una pérdida de masa de aproximadamente el 80%. A temperaturas superiores a 400°C, el proceso de pirólisis aumenta para formar un residuo sólido (carbón vegetal) y el contenido de volátiles disminuye de forma drástica. La energía de activación media determinada por el método OFW es de 151.8 kJ/mol. Para el rango $\alpha = 0.20 - 0.70$, además se presentó una excelente correlación ($R^2 > 0.97$). Con estos resultados es posible pensar en la realización de un reactor pirolítico con biomasa residual de *Pinus montezumae*.

Agradecimientos

A la Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera dependiente de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el apoyo técnico para la elaboración de esta investigación.



Literatura citada

- Amutio, M.; Lopez, G.; Aguado, R.; Artetxe, M.; Bilbao, J.; Olazar, M. Kinetic study of lignocellulosic biomass oxidative pyrolysis. *Fuel*. 2012, 95, 305-311.
- da Silva, J.; Alves, J.; de Araujo, W.; Andersen, S.; de Sena, R. Pyrolysis kinetic evaluation by single-step for waste wood from reforestation. *Waste Manage.* 2018, 72, 265-273.
- Frombo, F.; Minciardi, R.; Robba, M.; Rosso, F.; Sacile, R. Planning woody biomass logistics for energy production: A strategic decision model. *Biomass and Bioenergy*. 2009, 33, 372-383.
- Gašparovič, L.; Koreňová, Z.; Jelemenský, L. Kinetic study of wood chips decomposition by TGA. *Chem. Pap.* 2010, 64, 174-181.
- Janković, B. The pyrolysis process of wood biomass samples under isothermal experimental conditions-energy density considerations: application of the distributed apparent activation energy model with a mixture of distribution functions. *Cellulose*. 2014, 21, 2285-2314
- Lyon, R. An integral method of nonisothermal kinetic analysis. *Thermochim. Act.* 1997, 297, 117-124.
- Mohan, D.; Pittman, C.; Steele, P. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energ. Fuel*. 2006, 20, 848-889.
- Mullaney, H.; Farag, I.; La Claire, C.; Barrett, C. Technical, environmental and economic feasibility of bio-oil in New Hampshire's north country. New Hampshire Industrial Research Center. 2002.
- Ozawa, T. A new method of analyzing thermogravimetric data. *B. Chem. Soc. Jpn.* 1965, 38, 1881-1886
- Soto, N.; Machado, W.; López, D. Determinación de los parámetros cinéticos en la pirólisis del pino ciprés. *Quim. Nova*. 2010, 33, 1500-1505.
- Turmanova, S.; Genieva, S.; Dimitrova, A.; Vlaev, L. Non-isothermal degradation kinetics of filled with rice husk ash polypropylene composites. *Express Polym. Lett.* 2008, 2, 133-146.
- White, J.; Catallo, W.; Legendre, B. Biomass pyrolysis kinetics: a comparative critical review with relevant agricultural residue case studies. *J. Anal. Appl. Pyrol.* 2011, 91, 1-33.



3 Dimensión Social

3.1. De la gobernanza forestal global a la legitimidad de la Estrategia REDD+ en México: Una visión desde los retos jurídicos

Ávalos-Rodríguez M. Liliana¹; Keith Michael McCall¹; Alvarado-Flores José J.²; Alcaraz-Vera Jorge V.³

¹ Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México.

² Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Santiago Tapia No. 403, colonia Centro, C.P. 58000 Morelia, Michoacán, México.

³ Instituto de Investigaciones Económicas y Empresariales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Santiago Tapia No. 403, colonia Centro, C.P. 58000 Morelia, Michoacán, México.

Autor para correspondencia: lic.ambientalista@gmail.com

Resumen

La pérdida de bosque ha motivado a impulsar estrategias que desaceleren las tasas de deforestación y degradación forestal, muchos países han adoptado en sus legislaciones locales estas estrategias y esto ha motivado a superar el punto de inflexión para recuperar sus bosques. La deforestación y degradación forestal no son problemas nuevos, estos han estado presentes en la sociedad desde las actividades productivas de esta, se ha agudizado debido a la cantidad de espacio utilizado para acelera procesos productivos y de consumo. Al 2020 se estima que México posee entre el 30 y el 40% de terreno cubierto por bosque, es decir, de superficie forestal que es la tierra con rodales naturales o arboles plantados de al menos 5 metros *in situ*, sean productivos o no y se excluye a las masas arbóreas en sistemas productivos agrícolas. Estas tendencias han sido motivadas por mecanismos internacionales que promueven el mejoramiento del bosque a través de la reducción de las emisiones por degradación y deforestación forestal, conservación y gestión sostenible del bosque y aumento de las reservas forestales de carbono. Este estudio tiene como objetivo analizar los esquemas de gobernanza forestal global que reflejan los acuerdos y compromisos internacionales como REDD+ y que han sido incorporados en las políticas locales a través del marco jurídico que le otorga legitimidad local. Los principales hallazgos sugieren que la Estrategia Nacional de REDD+ presenta retos jurídicos que pueden limitar su eficacia porque cuestionan la legitimidad de su alcance. Se ha concluido que, existen retos jurídicos que pueden atenderse para alcanzar la optimización de la Estrategia REDD+ en México.

Palabras clave: *legitimidad, gobernanza forestal, REDD+, ENAREDD+*

Abstract

The loss of forest has motivated to promote strategies to slow down deforestation and forest degradation rates, many countries have adopted these strategies in their local legislations and this has motivated to overcome the inflection point to recover their forests. Deforestation and forest degradation are not new problems, they have been present in society since the productive activities of this, it has worsened due to the amount of space used to accelerate production and consumption processes. By 2020 it is estimated that Mexico has between 30 and 40% of land covered by forest, i.e., forest area, which is the land with natural stands or planted trees of at least 5 meters *in situ*, whether productive or not, excluding tree masses in agricultural production systems. These trends have been motivated by international mechanisms that promote forest improvement through the reduction of emissions from forest degradation and deforestation, conservation and sustainable forest management, and increase of forest carbon stocks. This study aims to analyze the global forest governance schemes that reflect international agreements and commitments such as REDD+ and that have been incorporated into local policies through the legal framework that gives it

local legitimacy. The main findings suggest that the National REDD+ Strategy presents legal challenges that may limit its effectiveness because they question the legitimacy of its scope. It has been concluded that there are legal challenges that can be addressed to achieve the optimization of the REDD+ Strategy in Mexico.

Key words: *legitimacy, forest governance, REDD+, ENAREDD+, ENAREDD+, forest governance*

Introducción

La estrategia internacional conocida como REDD+ busca promover la mejoría del bosque a partir de la reducción de las emisiones por degradación y deforestación forestal, conservación y gestión sostenible del bosque y aumento de las reservas forestales de carbono (Petkova et al., 2011).

Esta estrategia internacional surge a partir de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) que ha impulsado iniciativas de mitigación y/o adaptación al cambio climático.

Se sabe que los principales motores de pérdida del bosque son la degradación forestal y la deforestación, en la primera existe un adelgazamiento del dosel, es decir, una reducción de la densidad de árboles en cierta zona, pero estos cambios suelen ser temporales, porque en la degradación forestal se espera que los árboles vuelvan a crecer; mientras que en la deforestación existe una conversión permanente del bosque ante un uso alternativo del suelo. Esta conversión es la eliminación total de los árboles.

En América Latina se estima que las causas de pérdida de bosque derivan principalmente de la deforestación, cerca de 3.5 millones de hectáreas, así como de agricultura itinerante (conversión del bosque para la agricultura que posteriormente se abandona para que ellos bosques vuelvan a crecer), se estima cerca del 1.4 millones de hectáreas. Así mismo se estima que por la producción forestal (por ejemplo, la obtención de productos de papel) se pierden cerca de 0.5 millones de hectáreas; así mismo, por incendios forestales se pierde cerca de 0.2 millones de hectáreas de bosque (Curtis et al., 2018).

Sin embargo, se ha observado que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) son mayores en la degradación forestal que en la deforestación (FAO, 2010; Baccini et al., 2017; Pearson et al., 2017; Skutsch et al., 2017).

Lo cierto es que, los bosques contribuyen en los sistemas de vida, en diversas escalas porque proporcionan no solo bienes sino también servicios ambientales. Se sabe que miles de personas dependen del bosque y de ellos obtienen sus recursos para subsistir, ya sea en empleo, alimento, identidad cultural, etc., manteniendo un equilibrio ecosistémico y reduciendo los GEI (Larson y Petkova, 2011).

Un acercamiento a la comprensión del bosque se logra a partir de la gobernanza forestal porque permite conocer qué bosques se deben usar, para qué se deben usar, quienes deben usarlos y cómo deben usarlos a fin de contribuir a la disminución de la deforestación y degradación del bosque y aumentar las reservas de carbono.

Indican Larson y Petkova (2011) que, "las relaciones institucionales, las políticas y los patrones de desarrollo inciden en la gobernanza forestal e influyen en el éxito de REDD+" (Larson y Petkova, 2011:12).

Desde el sentido multisectorial existe el enfoque intersectorial que resuelve conflictos de interés en la distribución de uso de la tierra entre actores del paisaje y procesos enmarcados en REDD+ y desde el enfoque intrasectorial se resuelven temas de propiedad, uso y acceso a recursos forestales y temas de interés público de los bosques desde una perspectiva legal (legalidad).

Se han considerado como elementos de gobernanza forestal la forma de tomar decisiones imparciales, transparentes y justas; el respeto a los derechos; el garantizar que las decisiones sean benéficas para la población y los bosques (distribución justa de beneficios); la sostenibilidad del bosque y, la promoción de reformas legales que impulsen acciones en contra de la deforestación y degradación del bosque.



Valkeapää y Karppinen, (2013) mencionan que la gobernanza forestal requiere de instituciones consolidadas y mecanismos de evaluación en donde el Estado sea solo coordinador de redes a fin de motivar la legitimidad de la política (Valkeapää y Karppinen, 2013).

En el caso de México, se tienen esquemas de gobernanza forestal a partir de la política, una de ellas es la Estrategia Nacional de REDD+ que se impulsa desde antes el 2010 pero hasta el 2017 se consolida la preparación de la estrategia. Misma que pasó por diversos foros de consulta entre comunidades con la idea básica de que estas comunidades sean agentes directos de participación en la implementación de REDD+ para legitimar la propiedad del bosque.

Uno de los aspectos que ha buscado incorporar y fortalecer la Estrategia Nacional es la efectividad de los marcos jurídicos institucionales, mismos que le otorgan un respaldo de legalidad para buscar la legitimidad de la estrategia, es decir, el reconocimiento y aceptación de esta.

Bajo este contexto, presente estudio tiene como objetivo analizar los esquemas de gobernanza forestal global que reflejan los acuerdos y compromisos internacionales como REDD+ y que han sido incorporados en las políticas locales a través del marco jurídico que le otorga legitimidad local.

Materiales y Métodos

Se realizó un análisis de las premisas generales sobre los principios de legalidad y legitimidad para identificar el enlace con el esquema de buena gobernanza forestal en la comprensión de la degradación forestal en el occidente de México, considerando el esquema de FODA en el análisis del marco legal que en materia forestal es vigente en México.

Resultados y Discusión

Desafíos jurídicos para la Estrategia Nacional de REDD+ en México

En México, se han llevado a cabo acciones para atender los compromisos internacionales de mitigación y adaptación al cambio climático, bajo líneas estratégicas que buscan promover el desarrollo rural sustentable bajo en carbono mediante el reconocimiento de los procesos de deforestación y degradación de los bosques. Una de las principales acciones impulsada en el 2010 y presentada en 2017, es la Estrategia Nacional para implementar el mecanismo REDD+ (Reducción de emisiones por deforestación, reducción de emisiones por degradación forestal, manejo sostenible de los bosques, conservación y aumento de existencias de carbono en los bosques), mejor conocida como ENAREDD+ que busca su éxito a través de la participación de todos los actores que intervienen en el manejo integrado del territorio, porque “es a través de la participación de la sociedad en la toma de decisiones y en diferentes niveles y espacios, que se construye una política forestal” acorde a la realidad (CONAFOR, 2017a).

Una de las figuras emblemáticas de participación de la sociedad, han sido los Consejos Forestales. La LGDFS (2018) dispone la existencia de estos órganos a nivel nacional y estatal. La distinción que ha sido cuestionada por comunidades forestales, es que el Consejo Nacional Forestal (CONAF) es un órgano de asesoría, supervisión, vigilancia, evaluación y seguimiento de la planeación y aplicación de los criterios e instrumentos de la política forestal cuyo presidente es el titular de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y de manera supletoria el titular de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), además, el secretario técnico es nombrado por funcionarios federales de estas mismas instituciones, recordando que, la CONAFOR es un organismo descentralizado de la SEMARNAT.

La misma LGDFS (2018) dispone la existencia de Consejos Estatales Forestales como órganos de consulta y de asesoramiento. Disposición que ha sido cuestionada por las comunidades forestales al resaltar que la anterior LGDFS del 2003 establecía la existencia no solo de Consejos Estatales, sino Regionales que consideraban las dinámicas territoriales de acuerdo a los procesos de integración de regiones y no solo de entidades federativas. Además, sugieren que, en 2003 la LGDFS ofrecía mayor

participación en de los consejos estatales en la planeación, supervisión y evaluación de la política forestal y aprovechamiento, conservación y restauración de los recursos forestales; así como intervención en las normas oficiales mexicanas lo que motivaba a los consejos a fortalecer su participación que iba más allá de la mera consulta y asesoramiento.

A pesar de que la LGDFS es relativamente reciente, existen diversas cuestiones que se encuentran en la mesa de los tomadores de decisiones y de las comunidades forestales, recientemente en el 2020 ha sido reformada para incluir algunos conceptos y elementos identificados por el CONAF como el concepto de bosques, cambios de uso de suelo en terreno forestal, degradación de terrenos forestales y acahuals. Además, el 09 de diciembre del 2020 fue publicado el reglamento de la LGDFS que facilita la operacionalización de la LGDFS, sin embargo, en materia de participación del CONAF, en el reglamento de la LGDFS prevé un plazo que no debe ser mayor a 180 días hábiles para emitir el reglamento interno del Consejo.

Tanto la LGDFS como su Reglamento, constituyen las principales fuentes de derecho que promueven el principio de legalidad en materia forestal. Es este estudio se han revisado sus alcances para determinar sus fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas (FODA), esto, sin desvirtuar la importancia de la vinculación con otras disposiciones jurídicas de relevancia, como la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley General de Cambio Climático, la Ley de Desarrollo Rural Sustentable, la Ley Agraria, la Ley Federal de Responsabilidad Ambiental, el Código Civil Federal y el Código Penal Federal.

El análisis FODA de la LGDFS presenta algunos aspectos de relevancia para la comprensión de la degradación forestal, bajo un esquema de gobernanza forestal, reconociendo que se puede profundizar el análisis y detectar nuevos aspectos de interés. Los elementos identificados revelan que, el principio de legalidad se cumple a partir de la existencia de las leyes y normas, sin embargo, las oportunidades, debilidades y amenazas observadas, pueden incidir en la legitimidad forestal.

Uno de los aspectos identificados como debilidad y amenaza en la LGDFS son los Consejos Forestales, que si bien, a los estatales se les resta participación en la concertación de la planeación forestal e injerencia en la consolidación y cambios de normas oficiales mexicanas, al CONAF se le atribuyen funciones que pudieran propiciar la centralización de la toma de decisiones, por estar dirigido por actores públicos del orden federal. Esto constituye una preocupación constante en la comunidad forestal y ha motivado, entre otras cosas, a la desconfianza y cuestionamiento de las acciones de la CONAFOR y SEMARNAT.

Sugieren algunos representantes de las comunidades forestales de México como el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible y organizaciones no gubernamentales como Polea, que, existe ambigüedad en las autorizaciones de cambio de uso de suelo en terrenos forestales de las ciudades, por la redacción de la LGDFS que supone que pueden emitirse por autoridades estatales (<https://www.ccmss.org.mx/>, recuperado en enero del 2021).

La LGDFS define al legítimo poseedor sujetándolo a la buena fe y a las disposiciones del Código Civil Federal. Sin embargo, la ENAREDD+ promueve la participación de otros actores en términos de la Ley Agraria.

Se sugiere además que, es necesario incorporar la mitigación de la pérdida de carbono en el cambio de uso de suelo en terrenos forestales, lo que favorecería a incorporar acciones de valoración climática.

La duplicidad de términos en la LGDFS promueve la confusión jurídica y la ausencia de legalidad efectiva.

Los aspectos identificados en el Reglamento de la LGDFS pueden generar incertidumbre jurídica en el caso de las autorizaciones en las que aplique la respuesta positiva ficta, es decir, si la SEMARNAT no responde en cinco días hábiles, se entenderá como positivo el resultado; generando una agilización en los tramites, pero promoviendo la posibilidad de sesgo y vacíos en las autorizaciones emitidas por el solo historial positivo del manejo forestal.

Sobre el contenido de los planes de manejo forestal, el reglamento de la LGDFS indica que se dará preferencia en bosques de coníferas al tratamiento silvícola para bosques regulares, considerando, entre



otras cosas, aspectos culturales, económicos y sociales del predio que puedan influir en la definición del sistema silvícola.

Un aspecto relevante en el reglamento de la LGDFS es el impedimento a la SADER de otorgar apoyos económicos a las actividades agropecuarias en zonas deforestadas o que propicien el cambio de uso de suelos en terrenos forestales, porque, se ha observado que las comunidades forestales obtienen mayores recursos de programas derivados de la SADER que de la CONAFOR y mediante esta disposición, los estímulos estarán sujetos a las condiciones de elegibilidad de los predios.

Los elementos identificados en la LGDFS y en su Reglamento, pueden incidir en la legitimidad forestal porque al existir vacíos jurídicos o incertidumbre jurídica limita el reconocimiento, aceptación y adhesión del marco jurídico y de políticas públicas forestales. Estos patrones de cambio y transformación en las relaciones institucionales, de política y patrones de desarrollo a su vez pueden favorecer o limitar los esquemas de gobernanza forestal (Larson y Petkova, 2011:12; Bäckstrand, 2006).

Conclusiones

Del análisis FODA de la LGDFS y de su Reglamento, se aprecia que, existente más debilidades y amenazas que fortalezas y oportunidades, sobre todo, al sujetar la aplicabilidad de la ley a la buena fe de los actores que puedan intervenir, como en el caso de las autorizaciones de aprovechamiento de manera automática o bien, en el caso de la posesión legítima. Una debilidad importante es la limitación en la participación de consejos estatales forestales y las confusiones en otorgar autorizaciones en áreas forestales situadas en alrededores de ciudades. Como oportunidad que puede ser debilidad, destaca la duplicidad de artículos en la LGDFS, esto genera incertidumbre jurídica y propicia vacíos legales.

Un aspecto relevante que pudiera ser fortaleza, pero también debilidad, es la limitación prevista a la SADER para la entrega de incentivos en zonas deforestadas, esto resulta ser relevante porque en la actualidad, se aprecian mayores apoyos por parte de la SEDER que por parte de la CONAFOR.

Se ha observado que, los principios de legalidad y legitimidad de la gobernanza forestales están presentes en los procesos de transformación de espacios y patrones sociales y ambientales, específicamente en donde se han llevado a cabo acciones tempranas de REDD+, como el caso del occidente de México, porque han generado mecanismos de vinculación jurídica-política-social que motivan el manejo comunitario de los bosques, aunque con poca participación de las comunidades forestales.

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia; al Programa de Becas Posdoctorales en la UNAM; al proyecto PAPIIT-UNAM IN300519, a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y, un agradecimiento especial a todas las personas involucradas por sus aportaciones, correcciones y sugerencias.

Literatura citada

- Baccini, Alessandro; Walker, Wenzel; Carvalho, Leonardo; Farina, Miguel; Sulla- Menashe, Damien y Houghton, Richard (2017). "Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss". *Science*, 358 (6360), 230-234. DOI: 10.1126/science.aam5962
- Bäckstrand, K. (2006). Multi-stakeholder partnerships for sustainable development: rethinking legitimacy, accountability and effectiveness. *European environment*, 16(5), 290-306.
- Consejo Civil Mexicano para la Agricultura Sostenible A.C., consultado en enero del 2021 a través de la página web: <https://www.cmss.org.mx/>
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111.
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. FAO Forestry Paper No.163. Food and Agriculture Organization, Rome.

- Larson, A. M., & Petkova, E. (2011). Riesgos y oportunidades: Una introducción a la gobernanza forestal, las comunidades y REDD+ en América Latina.
- Ley General para el Desarrollo Forestal Sustentable (2018). México: Cámara de Diputados del Honorable Congreso de la Unión. Recuperado de http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGDFS_130420.pdf
- Pearson, Timothy; Brown, Sandra; Murray, Lara y Sidman, Gabriel (2017). "Greenhouse gas emissions from tropic forest degradation; an underestimated source". *Carbon Balance and Management* 12(3). 001.org/10.1186/s13021017-0072-2.
- Petkova, E., Larson, A., & Pacheco, P. (Eds.). (2011). *Gobernanza forestal y REDD+: Desafíos para las políticas y mercados en América Latina*. Cifor
- Reglamento de la Ley General para el Desarrollo Forestal Sustentable (2020). México: Cámara de Diputados del Honorable Congreso de la Unión. Recuperado de http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/regley/Reg_LGDFS_091220.pdf
- Skutsch, Margaret; Salinas, Miguel; Lovett, Jon y Borrego, Armonía (2017). "Carbon emissions from dryland shifting cultivation: a case study of Mexican tropical dry forest". *Silva Fennica*, 51(1B). 001.org/10.14214/sf.1553.
- Valkeapää, A., & Karppinen, H. (2013). Citizens' view of legitimacy in the context of Finnish forest policy. *Forest Policy and Economics*, 28, 52-59.



3.2. Instrumentos de política ambiental y su vinculación a redes comunitarias a partir de la innovación sistémica en el manejo forestal

Ávalos-Rodríguez M. Liliana¹; Alvarado-Flores José J.² y Díaz-Abrego Margarita³

¹ Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, C.P. 58190 Morelia, Michoacán, México.

² Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Santiago Tapia No. 403, colonia Centro, C.P. 58000 Morelia, Michoacán, México.

³ Doctora en Ciencias. Universidad Virtual del Estado de Guanajuato. Correo: maabrego@uveg.edu.mx
Autor para correspondencia: lic.ambientalista@gmail.com

Resumen

Son pocos los estudios que analizan la innovación sistémica asociada a cuestiones ambientales y territoriales a partir de la organización forestal comunitaria en el manejo de los bosques. La literatura sugiere que es posible atender áreas de oportunidad en el manejo forestal mediante instrumentos específicos, como los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL) en consideración a los procesos de emprendimiento, innovación e internacionalización y a los factores institucionales, de conocimiento; de creatividad y de infraestructura que puedan promover la organización forestal comunitaria en el aprovechamiento forestal, la utilización y uso energético de residuos forestales y actividades de forestación. El objetivo del estudio, es analizar los alcances de la innovación sistémica en el manejo forestal a partir de los MDL considerados, mediante la cooperación y la dinámica inter-territorial en el oriente de Michoacán. Los principales hallazgos sugieren que existe la posibilidad de fomentar los MDL a partir de la organización comunitaria, mediante redes para lograr acciones comerciales, de cooperación, de cabildeo, de organización, entre otras que permiten un intercambio de conocimiento y de recursos en un espacio determinado, lo que puede incidir en el desarrollo regional.

Palabras clave: *Recursos forestales, innovación territorial, cambio climático.*

Abstract

There are few studies that analyze systemic innovation associated with environmental and territorial issues based on community forestry organization in forest management. The literature suggests that it is possible to address areas of opportunity in forest management through specific instruments, such as the Clean Development Mechanisms (CDM), considering the processes of entrepreneurship, innovation and internationalization and the institutional, knowledge, creativity and infrastructure factors that can promote community forestry organization in forest harvesting, utilization and energy use of forest residues and afforestation activities. The objective of the study is to analyze the scope of systemic innovation in forest management based on the CDMs considered, through cooperation and inter-territorial dynamics in eastern Michoacán. The main findings suggest that there is the possibility of promoting CDMs through community organization, by means of networks to achieve commercial, cooperation, lobbying and organization actions, among others, that allow an exchange of knowledge and resources in a given space, which can have an impact on regional development.

Key words: *Forest resources, territorial innovation, climate change.*

Introducción

Se ha sugerido que el término innovación ha sido considerado en la agenda política a partir de las diferencias de ingreso, crecimiento, productividad y competitividad (Maloney y Perry, 2005); en los últimos cincuenta años se sabe de experiencias sobre prácticas de política de innovación (Grillitsch et al., 2019) que reflejan por una parte, la tendencia hacia la investigación y desarrollo (I+D); la innovación basada en el conocimiento y aplicación del mismo y; la interacción de la ciencia, tecnología e innovación para satisfacer las necesidades sociales, esto último, conocido como “innovation policy” (Shot y Steinmueller, 2018), ejemplo de ellos son los MDL y en la ENAREDD+.

Sin embargo, aún impera la preocupación ante factores como la desigualdad, la alteración ambiental, el desempleo, la falta de cooperación, la equidad, los derechos de propiedad, entre otros (Sleuwaegen y Boiardi, 2014; Shot y Steinmuller, 2016).

De acuerdo a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) toda política de innovación busca fomentar un cambio en el sistema, por lo que, la política de innovación puede entenderse como sistémica a partir de un enfoque de política horizontal que moviliza la tecnología, el mercado y la regulación social y vertical al conectar los sistemas a través de la I+D, el conocimiento y la aplicación social (OCDE, 2015:7; Weber y Rohracher, 2012).

Debe distinguirse a la política de innovación tradicional de la sistémica porque la primera está condicionada a las fallas de mercado, mientras que la segunda busca la articulación entre la direccionalidad de los cambios a partir de innovaciones efectivas; entre la experimentación de nuevas tecnologías y prácticas que fortalezcan el aprendizaje; entre la importancia de aprender sobre las necesidades de los usuarios y; entre el aprendizaje y la coordinación coherente y consistente entre la política y las necesidades que atiende (Weber y Rohracher, 2012 y Sengers et al., 2016 en Grillitsch et al., 2019).

En Suecia entre el 2016 y 2018 se implementaron programas bajo esta visión, como el BioInnovation y el Re: Source; el primero buscó respaldar una transición completa hacia una economía de base biológica para el 2050, mientras que el segundo promovió una economía circular líder en el mundo que minimice y reutilice los residuos, con un enfoque particular en el suministro de materiales, un sistema de energía sostenible y un uso más eficiente de los recursos en las empresas y la sociedad (Grillitsch et al., 2019).

En el caso de México, una de las experiencias que puede vincularse a la política de innovación sistémica, es el programa denominado Sistema de Innovación del Estado de México (SIEM) impulsado en 2011 por el Banco Interamericano de Desarrollo, el Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología para impulsar redes de colaboración tecnológica en sectores económicos prioritarios del Estado de México e integrar un sistema local de innovación. Dando como resultado un modelo que puede ser la base para el desarrollo de políticas de innovación en el país (Solleiro et al., 2014).

Por lo que es importante reconocer el dinamismo de los agentes que interactúan y que suelen agruparse en redes para lograr acciones comerciales, de cooperación, de cabildeo, de organización, entre otras que permiten un intercambio de conocimiento y de recursos en un espacio determinado. De ahí la importancia de considerar este enfoque comunitario en la estructuración de proyectos energéticos que propicien condiciones de desarrollo regional. Una propuesta ha sido el modelo de desarrollo regional creativo sugerido por Sleuwaegen y Boiardi (2014) que busca la interacción entre procesos creativos (sean empresariales, de innovación y de internacionalización) con factores como instituciones, inteligencia o conocimiento, inspiración o creatividad e infraestructura. Todos ellos en coherencia y relación con otros factores externos que propician el bienestar y el crecimiento sostenible (Bellandi, 2007; Camagni, 2005).



Estos procesos han favorecido la consideración de otros aspectos relacionados con la eficiencia, que se apoyan en la convicción de que el desarrollo de una comunidad territorial depende del conjunto de recursos (económicos, humanos, institucionales, naturales y culturales) que constituyen su potencial de desarrollo y de su capacidad de liderarlo.

De acuerdo a Becattini (2006) el desarrollo es el esfuerzo de un territorio, mediante la innovación, por hacerse un sitio en la división internacional del trabajo. Por lo que el enfoque sistémico de la innovación debe partir de la consideración de elementos ambientales, culturales, organizativos, económicos y de urbanización (Steiner, 1986: 10).

Desde un enfoque sistémico, la innovación ya no es sólo un proceso de “destrucción creadora” impulsado por empresas individuales que buscan ganancias extraordinarias, por el contrario, supone interrelaciones entre actores y factores, tanto internos como externos, dentro de un entorno institucional y cultural. Puede apoyarse de diversos modelos sean lineales como el Modelo de empuje de la ciencia y el modelo del tirón de la necesidad; o interactivos como el Modelo de acoplamiento, el de enlace, el sistémico, el de triple hélice, el de innovación abierta, entre otros (Gust-Bardon, 2012).

Aunque es importante considerar que en lo que respecta al estudio del proceso de innovación como un conjunto de tareas, no existe un modelo explicativo claro y definitivo sobre el camino que tiene lugar desde que surge una invención hasta que ésta alcanza el mercado. Todos los modelos señalados en la literatura presentan carencias e interrogantes, hasta el punto de que algunos autores concluyen que hasta la fecha no se ha desarrollado un modelo de proceso de innovación generalizable (Forrest, 1991; Hobday, 2005 y Cooper, 1983).

La opinión generalizada es que, para mejorar la posición competitiva en una economía global, las regiones tienen que adaptar sus estructuras económicas e institucionales, así como su política a las circunstancias cambiantes (Balmaseda y Clemente, 2007).

Lundvall (1995) argumenta que, en la actualidad, el capitalismo ha llegado a la etapa en la que el conocimiento es un recurso estratégico y el aprendizaje es el proceso más importante. Esto significa la necesidad de desarrollar un entorno regional que sería beneficioso para la producción de conocimiento, la difusión y la absorción.

Por lo que, la dimensión territorial cobra suma importancia debido a que el territorio se constituye por una parte como el receptor de los efectos de la globalización y por otra como el emisor de respuestas ante esos retos, así que: “todo proceso de desarrollo requiere la utilización imaginativa, racional, equilibrada y dinámica de todas las formas de capital y bienes patrimoniales sean monetarios, humanos, naturales, culturales, sociales o territoriales” (Caravaca y González, 2009: 2).

Por lo que conviene considerar al territorio como un capital que se entrelaza con el capital natural, el productivo, el humano, el cultural y el social en consideración a sus características intangibles, relacionales, públicas, selectivas y dinámicas.

Materiales y Métodos

Por lo tanto, el objetivo general será el analizar a partir de la revisión de la literatura, los alcances de la innovación sistémica en el manejo forestal comunitario en el oriente de Michoacán a partir de Mecanismos de Desarrollo Limpio como Modelo de Desarrollo Regional. El área de estudio se centrará en la región oriente de Michoacán donde se ubican los municipios de Angangueo, Aporo, Contepec, Epitacio Huerta, Ciudad Hidalgo, Irimbo, Juárez, Jungapeo, Maravatío, Ocampo, Senguio, Susupuato, Tiquicheo de Nicolás Romero, Tlalpujahuá, Tuxpan, Tuzantla, Tzitzio y Zitácuaro, de los cuales, se enfatizará en los que presentan mayor dinámica forestal como es el caso de Ciudad Hidalgo, Zitácuaro, Angangueo, Aporo y Senguio.

Resultados y Discusión

Innovación sistémica comunitaria del bosque

De acuerdo a la literatura, en toda política de innovación existe el riesgo de enfrentar retos en la esfera ambiental, social, política, económica e institucional por lo que se ha sugerido que el conocimiento será siempre la clave para diseñar políticas de transición (Fagerberg, 2018) y enfrentar situaciones dinámicas como el cambio climático, el riesgo ambiental, la crisis energética, entre otros. Además, es primordial fomentar la participación entre agentes internos y externos que promuevan cadenas de valor y aceleren la modernización tecnológica a través de instrumentos financieros que son la herramienta política que fomentan inversiones y despliegan redes de investigación (Kergroach, 2019).

Uno de los instrumentos de política que busca reducir las emisiones contaminantes son los MDL proveniente del Protocolo de Kyoto que pretenden que países desarrollados puedan financiar, en países en desarrollo, proyectos de mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y recibir a cambio Certificados de Reducción de Emisiones aplicables a su propio compromiso de reducción (INECC, 2016; SEMARNAT, 2019).

Se estima que el registro de proyectos en México supera el 50% a nivel mundial, es decir, cuenta con 203 proyectos registrados, de los cuales cerca de 16 pertenecen a Michoacán (Cruz et al., 2012), lo que constituye un área de oportunidad oportuna, sobre todo en la región estudiada que tiene una actividad forestal considerable.

Los proyectos MDL pueden considerar el aprovechamiento forestal y la utilización y uso energético de residuos forestales, agrícolas y ganaderos; constituyendo una posibilidad de promover la organización forestal comunitaria en el manejo del bosque.

Se le suma a ello, la recién política ENAREDD+ que busca la participación comunitaria en el manejo de los bosques para reducir emisiones por degradación y deforestación, así como el incremento del stock forestal y el manejo del bosque de forma participativa.

Ambos instrumentos son herramientas políticas en las que todo proyecto energético puede sustentarse, con la finalidad de aprovechar eficientemente el recurso forestal como la resina, el aserrín y los residuos forestales, agrícolas y ganaderos (como astillas, hojarasca, biomasa, estiércol, etc.).

El manejo forestal puede ser entendido como el instrumento de gestión forestal resultante de un proceso de planificación racional basado en la evaluación de las características y el potencial forestal del área a utilizarse, elaborado de acuerdo a las normas y prescripciones de protección y sostenibilidad.

Se trata del uso responsable del bosque, las actividades y prácticas aplicables para el rendimiento sostenible, la reposición mejoramiento cualitativo y cuantitativo de los recursos y el mantenimiento del equilibrio del ecosistema (Von et al., 2004). Lo que invita a reflexionar sobre la estructura de un proyecto de reducción de emisiones contaminantes a través de la incorporación de mecanismos internacionales como MDL y ENAREDD+ a fin de alcanzar la eficiencia energética en el aprovechamiento forestal y el manejo residuos forestales, agrícolas y ganaderos y con ello, contribuir a la demanda de energía en comunidades rurales.

Para ello, resulta necesario centrar el estudio en un espacio determinado a fin de buscar posibles respuestas, proponiendo el oriente de Michoacán bajo el argumento de que es una de las zonas forestales que presenta sobre explotación de riquezas naturales, sea por actividades de aserraderos, aprovechamiento de resina de pino, tala ilegal, extracción de material pétreo, etc., pero que ha dado muestra de posible organización forestal comunitaria en el manejo de los bosques.

La propuesta se centra en dos fases: la revisión de la literatura y el alcance de la innovación sistémica en el manejo forestal a partir de MDL y acciones de REDD+, y la segunda, la aplicación de un



instrumento de percepción social sobre la cooperatividad comunitaria en la adopción de esta propuesta. Por lo que, en primera instancia se presenta en este estudio la primera fase de la investigación.

Los resultados preliminares muestran que en Michoacán se tiene el registro de menos del 10% de los proyectos propuestos a nivel nacional que se asocian a los MDL. En la región estudiada, no existen proyectos registrados bajo este mecanismo, pese a que la región presenta un potencial forestal compuesto por una superficie arbolada comercial de 130, 766 ha, así como una superficie bajo aprovechamiento maderable de 57, 513 ha. Por lo que se han programado acciones estratégicas en la planeación y el desarrollo forestal, la restauración forestal, la protección del bosque; en educación, cultura e investigación forestal y, gestión, evaluación y seguimiento enfatizan en acciones de manejo forestal a partir de la necesidad creciente de materia prima forestal; la promoción de la organización forestal comunitaria para el manejo de los bosques; la integración de cadenas productivas para incorporar la materia prima forestal; la realización de acciones de aprovechamiento energético a partir de biomasa, entre otros.

Además, como hallazgo parcial se sabe que en la región objeto de estudio existen asociaciones comunitarias mediante las cuales se pueden implementar y gestionar proyectos de MDL y esquemas de REDD+ mediante la cooperación inter-territorial a fin de implementar proyectos de innovación sistema en materia energética, principalmente se ha observado que son factibles estos proyectos en el aprovechamiento forestal de resina, aserrín y residuos forestales, agrícolas y ganaderos entre los que destacan las astillas, la hojarasca, la biomasa, el estiércol, entre otros.

Así mismo, de la revisión de la literatura se observa que la propuesta de innovación sistémica debe vincular de forma horizontal los elementos de tecnología, mercado y regulación social y, de forma vertical, la I+D, el conocimiento y aplicación y, la interrelación entre C+T+I, todo ello en un esquema de organización forestal comunitaria.

Conclusiones

El objetivo que guió esta primera fase de la investigación buscó analizar, a partir de la revisión de la literatura, los alcances de la innovación sistémica en el manejo forestal comunitario en el oriente de Michoacán a partir de Mecanismos de Desarrollo Limpio como Modelo de Desarrollo Regional, por lo que se concluye en el cumplimiento de dicho objetivo en el sentido de que se ha observado que el alcance de la innovación sistémica a partir de mecanismos de reducción de emisiones (MDL y acciones de REDD+), es factible mediante la vinculación horizontal de la tecnología, de mercado y de regulación social, así como verticalmente, con la I+D, el conocimiento y aplicación y, la interrelación entre C+T+I, todo ello en un esquema de organización forestal comunitaria y considerando el aprovechamiento forestal de resina, aserrín y residuos forestales, agrícolas y ganaderos.

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia; al Programa de Becas Posdoctorales en la UNAM; al proyecto PAPIIT-UNAM IN300519, a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, a la Universidad Virtual del Estado de Guanajuato y, un agradecimiento especial a todas las personas involucradas por sus aportaciones, correcciones y sugerencias.

Literatura citada

- Balmaseda, E. M. V., Elguezal, I. Z., y Clemente, G. I. (2007). Evolución de los modelos sobre el proceso de innovación: desde el modelo lineal hasta los sistemas de innovación. In *Decisiones basadas en el conocimiento y en el papel social de la empresa: XX Congreso anual de AEDEM* (p. 28). Asociación Española de Dirección y Economía de la Empresa (AEDEM).
- Bellandi, M. (2007). Industrial Disctricts and Waves of Industrialization: A Rich and Contested Terrain. *Scienze regionali*.
- Camagni, R. (2005). The rationale for territorial cohesion: issues and possible policy strategies.
- Caravaca Barroso, I., y González Romero, G. (2009). Las redes de colaboración como base del desarrollo territorial. *Scripta Nova: Revista electrónica de geografía y ciencias sociales*, 13 (289), 281-309.
- Cooper, R. G. (1983). The new product process: an empirically -based definition scheme, *R&D Management*, vol. 13, n° 1, pp. 1-13.
- Cruz Ramos, A., Flores Delgado, A., Ibarra-Yúnez, A., y Zamorano Cervantes, H. (2012). Análisis de la distribución territorial de proyectos del mecanismo para un desarrollo limpio: El caso de los estados de la república mexicana. *Economía mexicana*. Nueva época, 21(2), 213-250.
- Fagerberg, J. (2018). Mobilizing innovation for sustainability transitions: A comment on transformative innovation policy. *Research Policy*, 47(9), 1568-1576.
- Forrest, J. E. (1991). Models of the process of technological innovation. *Technology Analysis & Strategic Management*, Vol. 3, n° 4, pp 439-453.
- Grillitsch, M., Hansen, T., Coenen, L., Miörner, J., & Moodysson, J. (2019). Innovation policy for system-wide transformation: The case of strategic innovation programmes (SIPs) in Sweden. *Research Policy*, 48(4), 1048-1061.
- INECC, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. El Mecanismo de Desarrollo Limpio, consultado en <http://cambioclimatico.inecc.gob.mx/sectprivcc/elmdl.htm>
- Kergroach, S. (2019). National innovation policies for technology upgrading through GVCs: A cross-country comparison. *Technological Forecasting and Social Change*, 145, 258-272.
- Lundvall, B. A. (1992). *National Systems of Innovation. Towards a Theory of Innovation an Interactive Learning*. Pinter, London and New York.
- Maloney, W. F., & Perry, G. (2005). *Hacia una política de innovación eficiente en América Latina*. Revista de la CEPAL.
- Organización de las Naciones Unidas, Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, FCCC/INFORMAL/84.
- Organización de las Naciones Unidas, Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, FCCC/INFORMAL/83, GE.05-61702 (S) 130605, Naciones Unidas, 1998, consultado en <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpspan.pdf>.
- Gust-Bardon, N. I. (2012). Regional development in the context of an innovation process (No. R5/2012). Working Papers firms and region.
- Schot, J., Steinmueller, W. E., (2016). Framing innovation policy for transformative change: innovation policy 3.0. *Sience Policy Research Unit (SPRU), University of Sussex, Brighton*.
- Schot, J., Steinmueller, W. E., (2018). Three frames for innovation policy: R&D, systems of innovation and transformative chang. *Research Policy*, 47, 1554-1567.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Dirección General Adjunta para Proyectos de Cambio Climático, enero, 2019.
- Sengers, F., Wiczorek, A.J., Raven, R., (2016). Experimenting for sustainability transitions: a systematic literature review. *Technol. Forecast. Soc. Change*.
- Sleuwaegen, L., & Boiardi, P. (2014). Creativity and regional innovation: Evidence from EU regions. *Research Policy*, 43(9), 1508-1522.
- Solleiro, J. L., Gaona, C., & Castañón, R. (2014). Políticas para el Desarrollo de Sistemas de Innovación en México. *Journal of technology management & innovation*, 9(4), 98- 109.
- Von Gadow, K., Orois, S. S., & Calderón, O. A. A. (2004). Manejo forestal con bases científicas. *Madera y Bosques*, 10(2), 3-16.
- Weber, K.M., Rohracher, H., (2012). Legitimizing research, technology and innovation policies for transformative change: combining insights from innovation systems and multi-level perspective in a comprehensive 'failures' framework. *Res. Policy* 41, 1037- 1047.



3.3. Proyecto de Conservación Voluntaria y Mitigación Natural del Cambio Climático en el Ejido Sisal, Yucatán

Caamal-Sosa Juan P.¹; Almonacid-Toledo Américo²; Esquivel-Campos Rubén²; Sánchez-Mejía Zulia³; Uuh-Sonda Jorge M.⁴; Herrera-Silveira Jorge⁵; Ramírez-Ramírez Gustavo¹; Valles-Molina Nubia C.¹; Figueroa-Espinoza Bernardo⁴

¹ The Earth Lab, Av. Maquiladoras, Industrias No Contaminantes 501, 97300 Mérida, Yucatán, México.

² Ejido Sisal, Yucatán, México.

³ Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de Febrero 818 sur, Colonia Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora, México.

⁴ Instituto de Ingeniería, Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto de Abrigo S/N, C.P. 97351, Sisal, Yucatán, México.

⁵ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN (CINVESTAV) Unidad Mérida, Km. 6 Antigua carretera a Progreso Apartado Postal 73, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

Autor para correspondencia: BFiguroaE@ingen.unam.mx

Resumen

La Península de Yucatán posee grandes extensiones de selvas tropicales y manglares, muchas de las cuales se encuentran en tierras comunales conocidas como Ejidos. Las precarias condiciones económicas del campo hacen que dichas tierras sean vulnerables a abandono, despojo, venta y en consecuencia a cambios en el uso del suelo. Afortunadamente, cada vez es más frecuente el compromiso ambiental por parte de los actores sociales. Un ejemplo es el Proyecto de Carbono “Bonos del Jaguar Azul” que han emprendido los Ejidatarios de Sisal, Yucatán, con plena autonomía, apoyándose de instituciones públicas (academia) y privadas. La comunidad ha destinado una parte importante de sus tierras (2,770 ha) a conservación voluntaria, y lleva a cabo un abanico de actividades de bajo impacto para garantizar la sustentabilidad del proyecto. El objetivo de esta colaboración es contribuir con herramientas técnico-científicas para establecer una línea base de almacenes de carbono, así como la instalación de un sitio de monitoreo ecohidrológico para la medición de los intercambios verticales de los flujos de agua, CO₂ y variables ambientales que influyen en dichos intercambios (Eddy Covariance), lo cual permitirá la estimación del metabolismo neto del ecosistema. Dicho proyecto, además de contribuir a una autogestión económicamente viable y sustentable, pretende fortalecer las decisiones de la comunidad, ante autoridades gubernamentales que permitan la injerencia del Ejido en políticas públicas que beneficien y protejan su comunidad y patrimonio.

Palabras clave: *Almacenes de Carbono; Flujos de Carbono; Proyecto de Carbono; Monitoreo Ecohidrológico.*

Abstract

The Yucatan Peninsula in Mexico has broad areas of tropical forests and mangroves. A significant portion of these lands are community-owned territories known as “Ejidos”. The difficult socio-economic conditions people endure in those agro-forestry communities make them vulnerable to land abandonment or dispossession, resulting in land-use changes and ecosystem destruction. Fortunately, these communities have become more participative and environmentally compromised. As an example, the project “Bonos del Jaguar Azul” has been initiated by the Ejido de Sisal community in Yucatan, Mexico, with self-determination and the support of public (academia) and private institutions. The community has destined an important portion of their land (2,770 ha) to voluntary conservation and is carrying out an assortment of low-impact productive activities within the ejido in order to ensure the project

sustainability. The objective of this collaboration is to contribute with technical and scientific tools that establish a baseline of the conservation area carbon storage and capture capabilities; the installation and operation of an eco-hydrological monitoring site for CO₂, water and energy fluxes, as well as environmental variables will be carried out (Eddy Covariance) in order to evaluate the ecosystem metabolism. The project contributes to the auto-governance and economic sustainability of the community while respecting a healthy environment. The scientific data and analyses provided by this collaborative effort will give quantitative support to the decisions and influence of the community within the ejido as well as with public policies negotiated with external stakeholders.

Key words: *Carbon Stokes; Carbon Flows; Carbon Project; Ecohydrological Monitoring*

Introducción

Es bien conocido que México es uno de los pocos países megadiversos del mundo (Jiménez-Sierra et al., 2014) con una importante presencia de selvas tropicales y una gran extensión de humedales que lo posicionan entre los primeros cuatro países con mayor superficie de manglares (Valderrama-Landeros et al., 2017). A su vez, la Península de Yucatán cuenta con cerca del 30% (9,500,000 ha) de las selvas tropicales (CONABIO, 2021) y con más del 50% (544,169 ha) de los manglares del país (CONABIO, 2020). Muchos de estos ecosistemas se encuentran en tierras comunales conocidas como Ejidos (RAN, 2020) donde las precarias condiciones económicas del campo hacen que sean vulnerables a abandono, despojo, venta y en consecuencia a cambios en el uso del suelo (Torres-Mazuera et al., 2021; Ellis et al., 2017; Valderrama-Landeros et al., 2017; Arias-Reyes & Montiel-Ortega, 2010; Bracamonte y Sosa, 2007). Las selvas tropicales y los manglares son de gran importancia porque además de poseer una gran biodiversidad, ofrecen múltiples servicios ecosistémicos y constituyen importantes reservas naturales donde se captura y almacena el CO₂ atmosférico contribuyendo de esta forma a la mitigación de los efectos del cambio climático (Cui et al., 2018; Alongi, 2016 y 2012; Mcleod et al, 2011; Donato et al., 2011). Así mismo, a escala regional, son reguladores del transporte atmosférico de la energía (calor latente y sensible), incidiendo directamente sobre el clima y el calentamiento global (Gutowski et al., 1985; Norby et al., 1996).

En este contexto, desde 2009 los integrantes del Ejido Sisal han establecido el compromiso ambiental de proteger y conservar sus áreas naturales. Por ello han emprendido estrategias y acciones que les han permitido la obtención de fondos, para diversas actividades de conservación voluntaria de hábitats naturales de especies claves, reforestación de zonas perturbadas, eliminación de especies parasitarias, prevención de incendios forestales, pago por servicios ambientales, entre otros. Como parte de su estrategia, han buscado el apoyo de Instituciones de Investigación Pública como la UNAM-Yucatán, el ITSON, el CINVESTAV-Mérida, así como de un organismo privado especializado en el desarrollo y certificación de proyectos sostenibles (The Earth Lab S.A de C.V.), con el cual han ingresado al Mercado de Carbono, mediante el proyecto “Bonos del Jaguar Azul”, bajo el lema “Producir Conservando”. Este proyecto complementa un portafolio de actividades económicas de bajo impacto llevadas a cabo por la comunidad, como el senderismo, ecoturismo y restauración pasiva. La conservación y buen manejo de estos ecosistemas favorecerá su resiliencia ante eventos hidrometeorológicos y evitará emisiones por deforestación y degradación. El objetivo del presente trabajo es presentar la conceptualización de dicho proyecto y describir las actividades de base científica que lo complementan.

Materiales y Métodos

El enfoque de este proyecto es implementar diferentes actividades de muestreo, estimaciones y monitoreo ecosistémico, para determinar los distintos almacenes de carbono y sus interacciones con la atmósfera, los cuales son de suma importancia para identificar la salud de los ecosistemas del Ejido, y

conocer la capacidad de estos en los flujos de Dióxido de Carbono. Por ello, el concepto inicial (Figura 1) de este proyecto se basa en tres ejes principales: 1) Participación Comunitaria, 2) Almacenes de Carbono aéreos y subterráneos, y 3) Flujos verticales de Dióxido de Carbono.

a) *Sitio de Estudio*

El Puerto de Sisal está localizado al noroeste del estado de Yucatán, en el sureste del Golfo de México (Figura 1), y es una de las principales comisarias del municipio de Hunucmá. De acuerdo con el último Censo de Población y Vivienda (INEGI, 2020) en la comunidad habitan 2,078 personas (1,059 hombres y 1,019 mujeres), donde la principal actividad económica de la población es la pesca y los servicios turísticos por ser una playa atractiva en la región (Santoyo, 2017). Sisal se localiza en una zona de transición climática, correspondiente al subtipo BSi (h') W, cálido-seco, con un régimen mayoritario de lluvias de verano (precipitación anual promedio es de 574 mm) con una contribución de precipitación invernal de entre el 5% y 10% (SEDUMA, 2007). La estación de lluvias puede iniciar entre mayo y junio y terminar en octubre. La temporada de secas transcurre de noviembre a abril (Santoyo, 2017). La temperatura media anual es de 25.8 °C, con registros de temperaturas máximas (>34 °C) en mayo y mínimas (<19 °C) en enero. El suelo en la región es de características calizo-cársticas de gran permeabilidad y sujetas a constante erosión ya que estos cuentan con poca profundidad e importantes contenidos de sales (Acosta-Lugo et al., 2010). La vegetación de la zona está caracterizada por cuatro tipos de comunidades vegetales (Acosta-Lugo et al., 2010; Figura 2): Manglar (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*), Petenes, Selva Baja Inundable y Selva Baja Caducifolia (*Gymnopodium floribundum*, *Guaiacum sanctum*, *Caesalpinia gaumeri*, *Bursera simaruba*, etc.), donde habitan una gran variedad de vertebrados (Acosta-Lugo et al., 2010), destacando grandes felinos como el Jaguar (*Panthera onca*; Figura 2) y el Ocelote (*Leopardus pardalis*). El Ejido Sisal actualmente cuenta con 2,770 ha destinadas a la conservación (Figura 1).

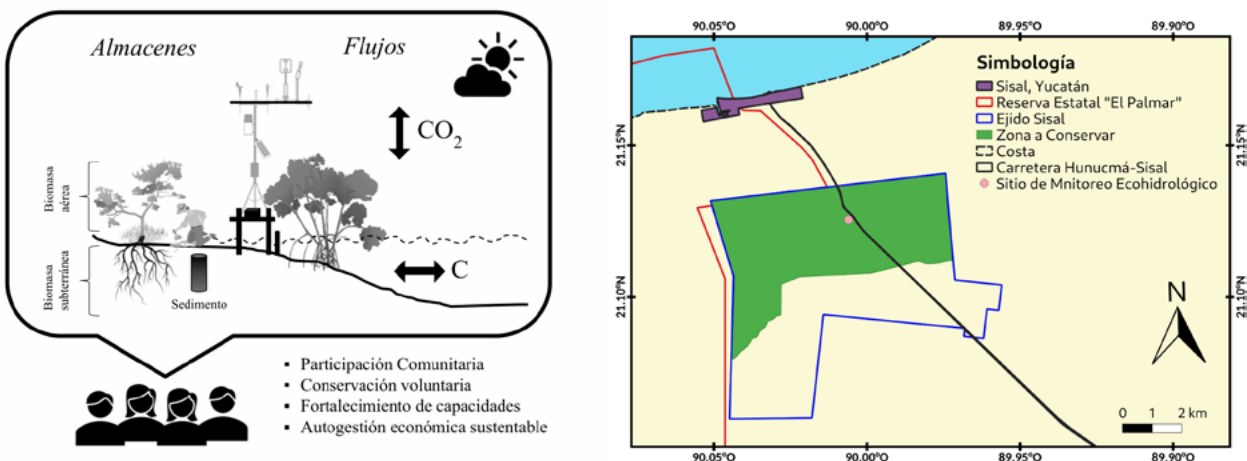


Figura 1. Esquema conceptual del Proyecto de conservación voluntaria y mitigación natural del cambio climático, denominado “Bonos del Jaguar Azul” (Izquierda). Zona de estudio (Derecha).

b) *Participación Comunitaria*

A través del Instituto para la Sostenibilidad Aplicada de The Earth Lab, se llevaron a cabo 27 horas de talleres (Figura 3) en enero de 2021, que forman parte de las salvaguardas del proyecto divididos en 3 capacitaciones: 1) Salvaguardas Sociales y Ambientales para el Cumplimiento de Adicionalidad Conforme a los Criterios de Verified Carbon Standard (VCS); 2) Levantamiento de Línea Base Conforme a los Criterios de VCS; y 3) Acciones de Conservación Aplicables al Ecosistema de Manglar. Con esto

se fortalecieron las capacidades locales enfocadas a la toma de decisiones, participación social, reconocimiento de especies, servicios ambientales, importancia del Manglar, desarrollo de proyectos, establecimiento de sistemas de monitoreo y vigilancia.

Por otro lado, se han precisado técnicas para realizar el Levantamiento de la Línea de Base y obtención de datos a través de actividades de monitoreo, cambios de cobertura forestal y medición. El Ejido con base en su experiencia en el monitoreo de fauna, dará continuidad a las actividades para la conservación del hábitat del Jaguar y planea realizar talleres para el establecimiento de senderos interpretativos promoviendo el ecoturismo.

Relacionado con las acciones de cuidado del Manglar y su fauna, se han inscrito tres proyectos para la certificación de conservación de biodiversidad del *Wildlife Habitat Council* (WHC), uno de capacitaciones, otro de intermareal marino y un tercero de mamíferos enfocado a la conservación del jaguar. Estas certificaciones buscan un reconocimiento a las iniciativas en favor del medio ambiente que se han llevado a cabo con anterioridad y que continúan a la fecha.



Figura 2. Mangle Chapararro de “*Rhizophora mangle*” (izquierda) y mangle de cuenca de “*Avicennia germinans*” (centro) presentes en el Ejido Sisal. Uno de los felinos observados en el Ejido Sisal, Jaguar, “*Panthera onca*” (izquierda).



Figura 3. Participación de la comunidad del Ejido Sisal en las capacitaciones sobre las Salvaguardas del Proyecto de Carbono.

c) Almacenes de Carbono: Biomasa Aérea y Subterránea

El desarrollo del proyecto de carbono que realiza The Earth Lab, se basa en los parámetros establecidos por el estándar VERRA, incluyendo detalles del proyecto; salvaguardas; aplicación de metodología específica para manglares; cuantificación de emisiones y remociones de gases de efecto invernadero, y monitoreo.

En relación con la Línea Base, entre el 2020 y principios del 2021, el Ejido Sisal con asistencia del desarrollador de proyecto estableció 88 parcelas circulares, de manera aleatoria, con un área de 400 m². Para estimar el almacén de carbono (C) a partir de la biomasa aérea en tallos y raíces, se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP a 1.30m, en el caso de la *Rhizophora mangle* se realiza 30 cm después de la última raíz) de las diversas especies arbóreas (Figura 4), así como la altura del dosel. Dicha estimación se realiza empleando ecuaciones alométricas registradas en la plataforma web “globalometree”. Adicionalmente, se realiza en el levantamiento de las parcelas un submuestreo de especies herbáceas en una subparcela de 1 m². Dichas muestras son analizadas en laboratorio donde se

determina el peso de estas mediante una balanza granataria. Posteriormente se secan durante 72 horas a 70°C y se obtiene el peso en seco. El carbono presente en las muestras se obtiene al multiplicar la biomasa con un factor de 0.46 (Howard et al., 2014).

Para el almacén de carbono en el suelo se utiliza un nucleador metálico de 6 cm de diámetro (Figura 4). Una vez que se obtiene el núcleo de suelo se divide en perfiles de 0-15 cm, 15-30 cm, 30-50 cm, para obtener una submuestra de 10 cm de cada perfil (Howard et al., 2014). Estas muestras son llevadas al laboratorio para proceder a su secado y así poder calcular la densidad aparente de la muestra. Posteriormente, se muelen y tamizan a 0.05 mm. Finalmente se estima el porcentaje de carbono mediante el método de Walkley & Black (1934). Este método sólo estima el carbono oxidable, por lo que se utiliza un factor de corrección que oscila entre el 63 y el 86%, dependiendo del tipo de suelo y su horizonte, para estimar el carbono orgánico del suelo (Eyherabide et al. 2014).



Figura 4. Recolección de muestras de suelo para la estimación del almacén de carbono en suelo (izquierda). Medición de diámetro normal y altura de los árboles para estimación de los almacenes de carbono en la biomasa arbórea (derecha).

d) *Flujos verticales*

MexFlux es la red de observatorios ecohidrológicos dedicada al estudio de la dinámica del CO₂, agua y energía en los diversos ecosistemas de nuestro país, tanto en sistemas terrestres y costeros (Delgado-Balbuena et al., 2019). El grupo de Ecohidrología del Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros de la UNAM y del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) cuenta con experiencia técnica y científica en el empleo de mediciones remotas y el establecimiento de torres instrumentadas de covarianza de vórtices (EC). Por ello, se contempla colaborar con el Ejido para instalar un observatorio que, permita evaluar el intercambio de CO₂, agua y energía entre la atmósfera y los ecosistemas costeros del Ejido Sisal, lo cual permitirá complementar la información de los almacenes anuales de carbono medidos con técnicas tradicionales de inventarios forestales (parcelas).

El sistema EC consiste en un anemómetro sónico (WindMaster, Gill Instruments, UK) que permite medir la velocidad del viento en sus tres componentes vectoriales (u, v, w). Además, posee un analizador de gas infrarrojo (IRGA, por sus siglas en inglés; LI-7500DS, LI-COR Inc., USA) de interfaz abierta, el cual permite la estimación de la concentración de CO₂ y agua en el aire. Conociendo la velocidad del componente vertical del viento, medido con el anemómetro sónico, y la concentración de agua y CO₂, estimado por IRGA, (ambos registrados a una alta resolución temporal: 10 Hz), se puede estimar con precisión el intercambio vertical entre la superficie y la atmósfera empleando una técnica estadística conocida como covarianza de remolinos (Baldocchi, 2003). El anemómetro y el IRGA generalmente se instalan en una torre cuya altura depende del dosel de la vegetación y del área que se intenta investigar. Junto con los datos de EC, se medirán variables biometeorológicas en el sitio de monitoreo como: Temperatura del aire (TA), humedad relativa del aire (RH), Radiación neta (RN), Radiación Global (RG), Temperaturas superficiales del Doses (TS), Precipitación (PPT), Presión atmosférica (Patm), nivel de la columna de agua, entre otras.

Por otro lado, la estimación de flujos horizontales de carbono (Figura 1), las cuales son de interés para tener una descripción más general de los ciclos de carbono, es una parte que estaría considerada para futuras colaboraciones.

Resultados y Discusión

a) Almacenes de Carbono: Biomasa Aérea y Subterránea

En los resultados preliminares del inventario forestal de los manglares y selvas se registraron 58 especies forestales. La composición de ambos ecosistemas estudiados tiene como especie dominante al *C. erectus* que presenta pocos estudios en la literatura. El Manglar de la región presenta una salinidad promedio de 41.8 ± 16.1 ppt con una inundación máxima de 36.32 ± 5.3 cm. Los ecosistemas del Ejido Sisal presentan en conjunto un almacén de carbono en la biomasa viva de 147.61 ± 81.84 tonC/ha. En el Manglar, el carbono almacenado tuvo un promedio de 80.1 ± 37.7 tonC/ha para el estrato arbóreo (arbolado y raíces) y de 1.3 ± 1.1 tonC/ha para el estrato no arbóreo (hierbas y arbustos). En la selva, el promedio de almacén de carbono fue de 54.9 ± 31.6 tonC/ha y de 1.7 ± 1.33 tonC/ha, para los estratos arbóreo y no arbóreo, respectivamente. El promedio de los almacenes de carbono aéreo en Manglar obtenidos en este estudio es cercano al promedio reportado por Herrera-Silveira et al. 2020 para la península de Yucatán (76.9 ± 8 tonC/ha). Así mismo son muy similares a los obtenidos en Norteamérica (México y Estados Unidos) los cuales reportaron 82.7 tonC/ha y Centroamérica que tuvo 71.7 tonC/ha de biomasa aérea (Kauffman, et al., 2020).

b) Flujos verticales

Para la implementación del sitio de monitoreo ecohidrológico se cuenta ya con el sistema de Eddy Covariance (Figura 5), que en breve será instalado en una zona representativa del Manglar del Ejido, Sisal (21.1255°N , -90.0060°O). Dichos instrumentos estarán montados sobre un andamio/plataforma de madera el cual ya fue construido por los mismos Ejidatarios.

La zona que el Ejido Sisal ha destinado a protección y conservación abarca zonas de Manglares y de Selva Baja Caducifolia. Estudios previos desarrollados con la metodología de EC, en la Selva Baja Caducifolia al Noroeste del estado de Yucatán (Sitio de “El Palmar”; Uuh-Sonda et al., 2018b y 2021) demuestra que la dinámica del intercambio de CO₂, agua y energía, en este ecosistema, presenta una gran variabilidad (asimila entre 1 y 7 tonC/ha/año), fuertemente correlacionada con la variabilidad estacional de la precipitación, pero con un efecto de legado que depende de las condiciones previas de humedad y con una fuerte dependencia con el agua subterránea somera. Mientras que estudios usando datos de percepción remota han observado que, en promedio, los manglares de la Península de Yucatán son capaces de asimilar entre 7 y 10 tonC/ha/año (Uuh-Sonda et al., 2018a). Estas estimaciones están en el rango de lo observado en otros manglares del país, por ejemplo, en los manglares localizados en el Golfo de California en Sonora, donde empleando la misma técnica de Covarianza de Vórtices, se ha encontrado una asimilación anual de entre 3 y 7.5 tonC/ha/año (Granados-Martínez, et al. 2021). Esperamos encontrar una fuerte dependencia con las condiciones estacionales de la precipitación y con la variabilidad interanual de la misma, lo cual nos daría cierta dirección sobre el comportamiento y resiliencia de este ecosistema frente a las diversas afectaciones de los escenarios de cambio climático.

Conclusiones

The Earth Lab S.A. de C.V., y varias instituciones públicas de investigación (UNAM-Yucatán, ITSON, CINVESTAV-Mérida) colaboran en un proyecto de medición de almacenes y flujos de carbono con el Ejido de Sisal, una comunidad rural que realiza un abanico de actividades sustentables de bajo impacto con la finalidad de gestionar sus recursos naturales y tener viabilidad económica e independencia. Como comunidad científica se colabora con el ejido contribuyendo con el soporte técnico necesario para la divulgación de la ciencia y la toma de decisiones que complementen las actividades comunitarias. Se inició un monitoreo que comprende dos vertientes: a) línea base para almacenes de carbono aéreo y en subsuelo y b) flujos verticales de CO₂, vapor de agua y energía usando la técnica de covarianza de vórtices. El poder obtener una estimación de la cantidad de carbono fluyendo y capturado por este ecosistema, así como su resiliencia frente a la variabilidad climática, representaría una medida de la importancia que debe tener el proteger y conservar estas zonas naturales, y brindaría un soporte científico a las acciones emprendidas por esta comunidad.

Las acciones que se realizan para conservar los ecosistemas nativos e incrementar la biomasa, se alinean con los llamados a nivel mundial para mitigar el Cambio Climático y cuidar la biodiversidad. Esto, en conjunto con las alianzas que el Ejido Sisal ha logrado significa un avance en pos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

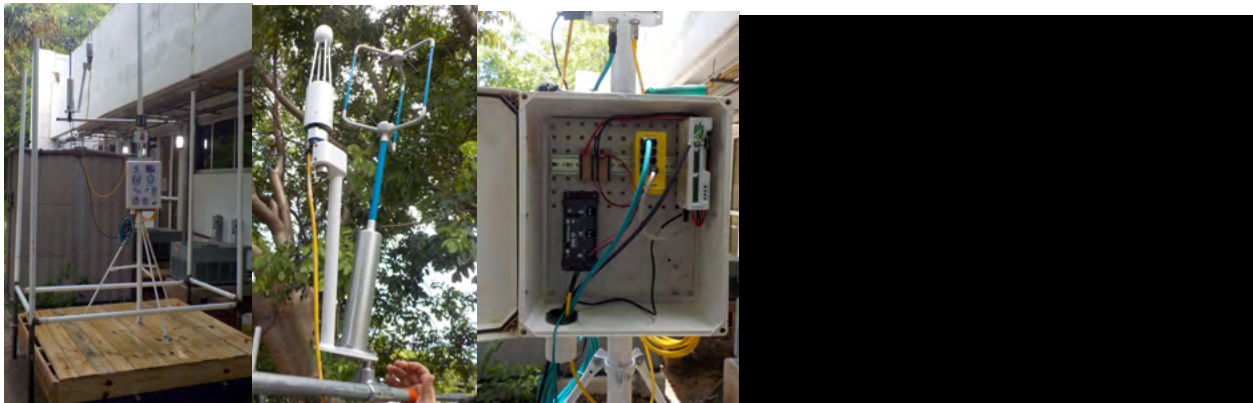


Figura 5. Sistema de Covarianza de Vórtices por instalar en el Sitio de Monitoreo Ecohidrología del Ejido Sisal. Plataforma de madera construida en el sitio donde se instalará el sistema de EC.

Agradecimientos

Queremos agradecer las facilidades otorgadas por los ejidatarios organizados de Sisal, Yucatán. También agradecemos a los Servicios Sociales de la Universidad Autónoma Indígena de México Choix y Mochichahui de Sinaloa, así como al M.I. Juan Gómez Liera (LIPC-UNAM). Este trabajo es posible gracias al apoyo recibido por el Programa de Investigación en Cambio Climático, UNAM, en su convocatoria 2020, a través del proyecto “Intercambio de CO₂, agua y energía en ecosistema costero para fines de conservación y mitigación de los efectos del cambio climático: colaboración con el Ejido Sisal, en Yucatán”. Así mismo, este trabajo es posible gracias al proyecto CONACYT-SEMARNAT 278608.

Literatura citada

- Acosta-Lugo, E., Alonzo-Parra, D., Andrade-Hernández, M., et al. (2010). Plan de Conservación de la Eco-Región Petenes-Celestún-Palmar, Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche. Pronatura Península de Yucatán. A.C. pp. 184.
- Alongi, D. M., (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3:3, 313-322.
- Arias-Reyes, L. M.; & Montiel-Ortega, S. (2010). Campesinos-pescadores de Yucatán: uso de la biodiversidad y apropiación de recursos naturales costeros. *Revista de Geografía Agrícola*, 44, pp. 25-40
- Baldocchi, D. (2003). Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: Past, present, and future, *Global Change Biol.*, 9, 479-492.
- Bracamonte y Sosa, P. (2007). Yucatán: una región socioeconómica en la historia. *Península*, 2, 2.
- Calvento, M., & Rolandi, M. L. (2015). Reconfiguración de la Cooperación Sur-Sur en la región latinoamericana y la participación internacional de los actores subnacionales. *Revista mexicana de ciencias políticas y sociales*, 60(224), 315-348.
- CONABIO, (2020). Extensión y distribución de manglares. Estadísticas Estatales (Consultado: 22/Julio/2021). <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>
- CONABIO, (2021). Ecosistemas de México. Extensión y distribución (Consultado: 22/Julio/2021). <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/ecosismex>
- Cui, X., Liang, J., Lu, W., Chen, H., Liu, F., Lin, G., Xu, F., Luo, Y., & Lin, G. (2018). Stronger ecosystem carbon sequestration potential of mangrove wetlands with respect to terrestrial forests in subtropical China. *Agricultural and forest meteorology*, 249, 71-80.
- Delgado-Balbuena, J. D., Yépez, E. A., Pellat, F. P., Pérez, G. Á., Gutiérrez, C. A., Barrientos, M. S. A., ... & Cueva, A. (2019). Base de datos de flujos verticales de dióxido de carbono en ecosistemas terrestres y costeros en México. *Elementos para políticas públicas*, 2(2), 93-108.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4 (5), 293-297.
- Ellis, E.A., Hernández-Gómez, I.U. & Romero-Montero, J.A. (2017). Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península de Yucatán. *Ecosistemas* 26(1): 101-111.
- Eyherabide, M.; Sainz R., Hernan R.; Barbieri, P. A.; Echeverria, H. E.; (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelos; Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo; *Ciencia del Suelo*; 32; 01; 1; 13-19
- Granados-Martínez, K. P., Yépez, E. A., Sánchez-Mejía, Z. M., Gutiérrez-Jurado, H. A., Méndez-Barroso, L. A. (2021). Environmental Controls on the temporal evolution of Energy and CO₂ fluxes on an Arid Mangrove of Northwestern Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126, e2020JG005932.
- Howard, J.; Hoyt, S.; Isensee, K.; Telszewski, M.; Pidgeon, E. (eds.) 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Arlington, Estados Unidos, Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Washington, DC, USA. 182
- INEGI, (2013). Continuo Nacional de Uso del Suelo y Vegetación 1:250,000 Serie V, 2011: Entidad Federativa (Consultado: 22/Julio/2021). <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s5ugw.html>
- INEGI, (2020). Censo de Población y Vivienda 2020. Resultados Rápidos (Consultado 22/Julio/2021). <https://www.inegi.org.mx/app/cpv/2020/resultadosrapidos/default.html?texto=Sisal>
- Jiménez-Sierra, C. L., Sosa-Ramírez, J., Cortés-Calva, P., et al. (2014). México país megadiverso y la relevancia de las áreas naturales protegidas. *Investigación y Ciencia*, 22, 60, pp. 16-22.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., ... & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (10), 552-560.
- RAN, (2020). Datos geográficos perimetrales de los núcleos agrarios certificados, por estado (Consultado: 22/Julio/2021). <https://datos.gob.mx/busca/dataset/datos-geograficos-perimetrales-de-los-nucleos-agrarios-certificados-por-estado>
- Santoyo P., A. B. 2017. Esbozo Monográfico de Sisal, Yucatán, Reporte técnico, Laboratorio de Resiliencia costera, 119 p.
- SEDUMA, 2007. Plan de Manejo Reserva Estatal El Palmar. Diario Oficial de la Federación. 2007.
- Torres-Mazuera, G. (2021). Tres décadas de privatización y despojo de la propiedad social en la Península de Yucatán, CCMSS
- Uuh- Sonda, J. M., Gutiérrez- Jurado, H. A., Figueroa- Espinoza, B., & Méndez- Barroso, L. A. (2018a). On the ecohydrology of the Yucatan Peninsula: Evapotranspiration and carbon intake dynamics across an eco- climatic gradient. *Hydrological Processes*, 32(18), 2806-2828.
- Uuh-Sonda, J. M., Figueroa-Espinoza B., Gómez-Nicolás M. P., et al. (2018b). Variación estacional de los flujos de carbono y agua sobre la selva baja caducifolia Yucateca en la Reserva Estatal “El Palmar”. en Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (Editores). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora.
- Uuh-Sonda, J. M., Figueroa-Espinoza, B., Gutiérrez-Jurado, H., Méndez-Barroso, L. (2021) Ecosystem productivity and evapotranspiration dynamics of a seasonally dry tropical forest of the northwestern Yucatan Peninsula. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. In Press.
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zuñiga, M. T., Trouche-Souza, C., et al. (2017). Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 pp.



3.4. Hacia un esquema de asistencia técnica y compensación financiera confiable de reducción de emisiones en el manejo ganadero del país

Paz-Pellat Fernando¹ y Castelán Octavio A.²

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

² Facultad de Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La ganadería es una de las fuentes más importantes de emisiones de metano tanto en Latinoamérica y México, como en el mundo, particularmente debido a la baja productividad y falta de asistencia técnica que reciben los ganaderos. Desde esta perspectiva, con la finalidad de integrar la reducción de emisiones, el incremento de la productividad y la gestión de riesgos climáticos, se presenta el diseño e implementación de un sistema de monitoreo, reporte y verificación (MRV) para la certificación de estrategias ganaderas multipropósito, que permitan la posibilidad de implementar incentivos financieros por buen manejo ganadero en el país.

Palabras clave: *metano, incentivos financieros, baja productividad, MRV ganadero, esquema de ganar-ganar.*

Abstract

Livestock is one of the most important sources of methane emissions in the world, as well as in Latin America and Mexico, particularly due to low productivity and lack of technical assistance to ranchers. In this perspective, with a view to integrating the reduction of emissions, the increase in productivity and the management of climate risks, the design and implementation of a monitoring, reporting and verification (MRV) system for the certification of multipurpose livestock strategies is presented, which allow the possibility of implementing financial incentives for good livestock management in the country.

Key words: *methane, financial incentives, low productivity, livestock MRV, win-win scheme*

Introducción

El crecimiento poblacional y el consumo de alimentos asociado, implican que a futuro la demanda de proteína animal (ganado) se incrementará (FAO, 2017; Massé *et al.*, 2020), lo que conlleva una creciente necesidad de contar con inventarios de bovinos. El ganado bovino, a escala global, constituye una de las principales fuentes de emisiones de metano (CH₄) al ambiente (Gerber *et al.*, 2013), lo cual es preocupante, ya que se trata de un gas de efecto invernadero (GEI) con una capacidad de calentamiento global, 28 veces mayor que la del dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2013).

En Latinoamérica, la mayoría de los países están concentrados en las estimaciones e inventarios de emisiones del sector ganadero, con poco énfasis en la mitigación de GEI y su implementación (Benaouda *et al.*, 2017). Gran parte de los países en vías de desarrollo utilizan el nivel (tier) uno (IPCC, 2006) de estimación de emisiones GEI de la ganadería (Wilkes *et al.*, 2017), que tiene niveles de incertidumbre altos y no reúne las condiciones para implementar incentivos financieros para acciones de mitigación (Massé *et al.*, 2020), aun cuando el potencial de mitigación es alto, dados los bajos niveles de productividad ganadera predominantes (Gerber *et al.*, 2013). Si bien, la adopción de medidas de mitigación en Latinoamérica es cuestionable, la investigación en proceso denota un alto potencial, con

barreras asociadas (Arango *et al.*, 2020). El incremento en la productividad (eficiencia de conversión) ganadera permite reducir las emisiones de metano, ya que entre el 2 y 12 % de la ingesta de energía bruta de los alimentos consumidos por el ganado, son emitidos como metano, por lo que una mejora en la eficiencia de conversión se traduce en reducción de emisiones. Desde esta perspectiva, una mejora de la productividad del ganado (mejores ganancias para los productores) puede relacionarse con medidas de mitigación de GEI del sector (menores costos ambientales).

En México se han analizado opciones de mitigación y adaptación de los efectos del cambio climático en el sector ganadero (SAGARPA-FAO, 2012; IICA, 2018) y se han discutido diversas estrategias susceptibles de implementarse (Ku *et al.*, 2014; Jiménez *et al.*, 2015; Alayón *et al.*, 2016; Gamboa *et al.*, 2016), principalmente, estrategias basadas en el manejo de las dietas del ganado, enfocadas en metabolitos secundarios, tales como aceites esenciales, taninos, saponinas y flavonoides (Ku-Vera *et al.*, 2020), definiendo una estrategia racional del manejo de los alimentos ganaderos. La medición *in vivo* de las emisiones de metano del ganado (bovinos, ovinos, caprinos) usando diferentes técnicas (Storm *et al.*, 2012) tiene relativamente poco tiempo de realizarse en México (Castelán-Ortega *et al.*, 2015 y 2019; Ku-Vera *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2018), permitiendo evaluar las emisiones asociadas a diferentes dietas alimenticias para analizar su potencial de mitigación (Piñeiro *et al.*, 2015a y b; Hernández *et al.*, 2018; Ku-Vera *et al.*, 2020; Vázquez-Carrillo *et al.*, 2020). Otro enfoque de mitigación analizado para el norte del país, es el ajuste de la capacidad de carga de los ranchos ganaderos en función de las precipitaciones del año previo; la decisión (Díaz-Solís *et al.*, 2016), aunque simple, es costo-efectiva con relación a los costos y utilidades de los ranchos. Un problema básico de la implementación de esta estrategia es la falta de información actualizada de las capacidades de carga de las unidades de producción pecuaria (COTECOCA, 1967); aunque con el uso de técnicas de sensores remotos es posible realizar estimaciones confiables (Villa *et al.*, 2014).

En México, las estimaciones de emisiones de metano provenientes de la ganadería, se han aproximado mediante el uso de modelos matemáticos, incluidas las emisiones de las excretas (González y Ruiz, 1995, 2001 y 2007; Ruiz y González, 1997; Castelán *et al.*, 2014; Rendón-Huerta *et al.*, 2014; Morante-López *et al.*, 2016). Recientemente, Castelán-Ortega *et al.* (2019) presentaron la primera estimación nacional de emisiones de metano de la ganadería usando tier 2 del IPCC (2006) y sus resultados difieren de los reportados por el gobierno federal usando tier 1 (INECC-SEMARNAT, 2018), particularmente en los métodos usados y las incertidumbres asociadas. Benaouda *et al.* (2020) señalan que el uso de los métodos refinados del IPCC (2019) produce mejores estimaciones con relación a las mediciones realizadas en Latinoamérica. En lo general, el uso de modelos matemáticos empíricos basados en la ingesta de materia seca (DMI, por sus siglas en inglés) o de materia orgánica (OMI, por sus siglas en inglés), como los que se describen en Bell y Eckard, 2012; Charmley *et al.*, 2016; Benaouda *et al.*, 2019 y 2020, tienen un soporte empírico en la ganadería de países desarrollados. En Latinoamérica y México, dichos modelos se han evaluado recientemente (Ku-Vera *et al.*, 2018; Benaouda *et al.*, 2019 y 2020) y se ha visto que, incluir digestibilidades y variables relacionadas con la composición química de las dietas, además de la DMI, mejora las predicciones.

Las emisiones de metano por fermentación entérica del ganado bovino en México, representan alrededor de dos terceras partes de las emisiones del sector agropecuario (Saynes *et al.*, 2016; INECC-SEMARNAT, 2018), constituyendo una de las fuentes de emisión más importantes de GEI, hecho que hace indispensable la implementación de acciones de mitigación y adaptación. El sector ganadero ha recibido contribuciones marginales de apoyos financieros de los fondos climáticos (Massé *et al.*, 2020), por su riesgo asociado y costo-beneficio incierto, además de la limitación de los sistemas de monitoreo, reporte y verificación (MRV) de las emisiones (Wilkes *et al.*, 2017). En el mercado voluntario del carbono, los desarrollos de protocolos y estándares para el pago de compensaciones financieras por la reducción de emisiones del ganado es todavía incipiente (Wilkes *et al.*, 2019; VCS, 2019), en donde el problema de un sistema MRV costo-eficiente es uno de los mayores retos para la implementación de los mercados del carbono. En términos de mercados generales, de compromiso y voluntarios, se han

propuesto dos esquemas de gobernanza (Weishaupt *et al.*, 2020): acotar y comerciar (cap-and-trade) y coeficientes de agostadero (límites de capacidad de carga), similares a los usados por COTECOCA (1967). El problema de esta última opción es el requerimiento de información asociado.

El desarrollo de un sistema de incentivos financieros, asociados a la reducción de emisiones de metano del sector ganadero, requiere ampliar la perspectiva de su implementación desde la visión de los productores. Por un lado, la baja productividad del sector, principalmente de la ganadería en libre pastoreo, necesita contar con asistencia técnica adecuada, la cual es escasa en el país (INEGI-SAGARPA, 2014 y 2015), para lograr el incremento de la productividad ganadera y que sea posible introducir incentivos financieros por realizar esta tarea (reducir emisiones), en un esquema de ganar-ganar. El uso de subsidios a los ganaderos mexicanos no ha producido un cambio en las prácticas de manejo (Salas *et al.*, 2013), particularmente cuando no tiene asociado un sistema MRV para evaluar resultados. Actualmente hay intentos de introducir mecanismos de mejora del hato ganadero del país a través de una acción de mitigación nacionalmente apropiada, NAMA (IICA, 2018 y 2019), pero su implementación requiere de rediseñarse con una visión más amplia.

Elementos del desarrollo de una estrategia de MRV ganadero en México.

Espectroscopía del infrarrojo cercano (NIRS) para caracterización de dietas locales

La determinación de la composición de la dieta del ganado en condiciones de libre pastoreo puede evaluarse con diferentes métodos (Holenchek *et al.*, 1982), de los que sobresale la espectroscopía del infrarrojo cercano (NIRS, por sus siglas en inglés), como la más promisoría. En la década de los 90, Lyons y Stuth (1992 y 1995) establecieron relaciones matemáticas entre el NIRS de las excretas del ganado y la proteína cruda (CP, por sus siglas en inglés) y la materia orgánica digestible (DOM, por sus siglas en inglés), variables clave para caracterizar las dietas del ganado. Las estimaciones mediante NIRS son baratas, rápidas, portables y con precisión comparable a las técnicas por vía húmeda (*e.g.* Van Soest, 1994), de acuerdo con Stuth (2003) y Dixon y Coates (2009) y, con requerimientos de manejo simples (Pearce *et al.*, 1993).

El desarrollo de ecuaciones usando NIRS se ha extendido para considerar, además de CP y DOM, taninos, fibra (NDF o neutral detergent fiber, ADF o acid detergent fiber) y proporción de pastos en la dieta ($\delta^{13}\text{C}$, discriminación de entre rutas metabólicas C3 y C4 de la vegetación), principalmente (Coates, 2000; Dixon y Coates, 2005 y 2009); además de los atributos de los animales, tales como especie, género, estado de preñez y carga de parásitos (Dixon y Coates, 2005 y 2009). La calibración y validación de ecuaciones con el NIRS se ha realizado en forma confiable y robusta (Walker *et al.*, 2002; Stuth *et al.*, 2003; Coates y Dixon, 2011) y es aplicable a un amplio intervalo de tipos de vegetación (NRCS, 1999). En algunos casos, se ha observado que las ecuaciones varían en función de las estaciones (Tolleson y Schafer, 2014), por lo que se requieren ajustes menores si la calibración de las ecuaciones consideró la estacionalidad de la vegetación (Walker *et al.*, 2002).

Balance nutricional animal y sistema de soporte de decisiones

El uso de excretas y variables estimadas por las técnicas NIRS, con fines predictivos de la cantidad y calidad de la ingesta de los animales, requiere desarrollar un balance nutricional asociado a un sistema de soporte de decisiones (DSS, por sus siglas en inglés) para la asistencia técnica, dinámica, a los productores ganaderos. Por ejemplo, el sistema NUTBAL/NIRS (Lyons y Stuth, 1992; NRCS, 1999) usa las estimaciones de CP y DOM, principalmente, para estimar la dieta ingerida por los animales, usando diferentes modelos de balances nutricionales, de modo que permite evaluar el estado del manejo ganadero en un rancho particular y generar recomendaciones nutrimentales, acordes con los objetivos de productividad.

Uno de los requerimientos críticos del DSS, para asociarlo a las variables obtenidas por NIRS, es la estimación de la condición actual del ganado. La condición corporal del ganado (BCS, por sus siglas en inglés) es una variable crítica (NRCS, 1999) que, con capacitación simple, los productores pueden evaluar en forma confiable. Adicionalmente, es necesario conocer el gasto energético del ganado en el predio (pendiente del terreno, distancia a fuentes de agua, condiciones de accesibilidad, principalmente; Holenchek *et al.*, 1989), factores ambientales (temperatura, velocidad del viento y humedad, principalmente) y tipo de ganado.

El uso de NIRS para evaluar la ingesta de materia seca u orgánica y sus digestibilidades, además de la química de los alimentos de la dieta, permite realizar estimaciones robustas y confiables de emisiones de metano (Benaouda *et al.* 2019 y 2020); cabe destacar que también es posible hacerlo, previa calibración, a partir directamente de las excretas (*e.g.* Gill *et al.*, 2011).

Asistencia técnica basada en información y conocimiento local

Con el sistema de soporte de decisiones y el envío periódico de excretas provenientes de los ranchos a un laboratorio de análisis NIRS, se pueden enviar recomendaciones (Apps en teléfonos celulares) a los ganaderos, sobre el estado actual, predicciones y sugerencias de manejo, para lograr sus objetivos particulares (NRCS, 1999), de tal forma que se incremente la productividad, mientras reducen emisiones de GEI, pudiéndose hacer acreedores a compensaciones financieras y certificaciones por el MRV nacional asociado.

Gestión integral de riesgos climáticos

Uno de los mayores problemas asociados al manejo ganadero del país, es la ocurrencia de eventos climáticos adversos (sequías, heladas, inundaciones) que provoquen condiciones de pérdida en la alimentación del ganado (Díaz-Solís, *et al.*, 2016). Al respecto, el uso de seguros climáticos paramétricos para la ganadería (AGROASEMEX, 2006; Paz *et al.*, 2018a y b), permite definir una estrategia integral de riesgos, en la que los ganaderos reciben bonos de descuento, o instrumentos similares, si tienen un manejo certificado por el MRV ganadero propuesto, al reducirse los riesgos de exposición ante eventos desfavorables de tipo climático.

Estrategia de implementación del sistema MRV propuesto

Para la implementación del sistema MRV ganadero propuesto, es necesario realizar las siguientes acciones:

Inversión en infraestructura

Además de las instalaciones actuales de cámaras de respiración, disponibles en México (UAEM y UADY), es necesario consolidar su operación y equipamiento, además de expandir esta infraestructura hacia la región Norte, para contar con condiciones ambientales y de manejo ganadero representativas del país; sin menoscabo de la implementación de otras instalaciones en el resto de México.

La adquisición de equipos NIRS es crítica en la etapa inicial de implementación. Un posible primer acuerdo de colaboración debe de realizarse con el GanLab de TAMU en USA, para adquirir experiencia y ecuaciones de calibración desarrollados por el laboratorio (NRCS, 1999).

Información básica para planeación de experimentos de adquisición de información

Para evaluar dietas que reduzcan la emisión de metano del ganado, es necesario recopilar información de la vegetación (dietas) ingerida por el ganado en diferentes partes del país, que permita realizar una selección *in vitro* de su potencial (Valencia-Salazar *et al.*, 2021), previo al establecimiento de experimentos en cámaras de respiración. La información de la vegetación en los predios ganaderos de México del SIMTOG (Casiano *et al.*, 2012) puede utilizarse para este fin.

Para condicionar las estimaciones de los modelos de balance nutricional, es necesario caracterizar los recursos bióticos y abióticos en cada predio ganadero del país. Respecto a la vegetación, es posible realizar evaluaciones del alimento disponible (mezcla) mediante sensores remotos (*e.g.* Villa-Herrera *et al.*, 2014), así como para las concentraciones bioquímicas del forraje, en forma robusta (Paz Pellat y Roitberg, 2014), al igual que en el caso de los cuerpos de agua (Palacios-Sánchez *et al.*, 2006). Para la parte abiótica, la topografía (pendientes y orografía) de los predios ganaderos puede obtenerse, fácilmente, de los modelos de elevación digital disponibles (Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2017) y, por lo que respecta a la parte climática, las bases de datos disponibles (Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2018; a 250 m de resolución espacial) permiten una caracterización confiable.

Implementación operativa

Una vez que se cuente con las ecuaciones NIRS calibradas y validadas, un sistema de soporte de decisiones asociado, la logística para colecta de muestras en los predios ganaderos y, el establecimiento de posibles incentivos financieros y estrategias integrales de gestión de riesgos, la implementación operativa del sistema MRV puede realizarse, fácilmente, a través de aplicaciones instalables en celulares, haciéndolo atractivo e interesante de adoptar por los ganaderos del país.

Comentarios finales

La propuesta que se presenta de un sistema de MRV ganadero nacional, permite integrar asistencia técnica y de reducción de emisiones de la ganadería en México, en esquemas de ganar-ganar.

La implementación de la propuesta puede coordinarse con la integración (discusiones previas) de un Consorcio de Ganadería Sustentable (“CONGANAS”), en donde las universidades e instituciones académicas en el campo de la ganadería, participen a través de sus investigadores y estudiantes.

Literatura citada

- AGROASEMEX. 2006. La experiencia mexicana en el desarrollo y operación de seguros paramétricos orientados a la ganadería. AGROASEMEX, S.A. Querétaro, México 57 p.
- Alayón, G. J. A., G. Jiménez F., J. Naced T. y G. Villanueva L. 2016 Estrategias silvopastoriles para mitigar efectos del cambio climático en sistemas ganaderos del sur de México. *Agroproductividad* 9:10-15.
- Arango, J., A. Ruden, D. Martínez-Baron, A.M. Loboguerrero, A. Berndt, M. Chacón, C.F. Torres, W. Oyhantcabal, C.A. Gomez, P. Ricci, J. Ku-Vera, S. Burkart, J.M. 2020. Ambition meets reality: achieving GHG emisión reduction targets in the livestock sector of Latin America. *Frontiers in Sustainable Food Systems* doi:10.3389/fsufs.2020.00065
- Benaouda, M., M. González-Ronquillo, J.A.D.R.N. Appuhamy, E. Kebreab, L.T. Molina, J. Herrera-Camacho, J.C. Ku-Vera, J.C. Ángeles-Hernández and O.A. Castelán-Ortega. 2020. Development of mathematical models to predict enteric methane emission by cattle in Latin America. *Livestock Science* 241 doi:10.1016/j.livsci.2020.104177
- Benaouda, M., M. González, L.T. Molina y O.A. Castelán. 2017. Estado de la investigación sobre emisiones de metano entérico y estrategias de mitigación en América Latina. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 8:965-974
- Benaouda, M., C. Martin, X. Li, E. Kebreab, A.N. Hristov, Z. Yu, D.R. Yáñez-Ruiz, C.K. Reynolds, L.A. Crompton, J. Dijkstra, A. Bannink, A. Schwarm, M. Kreuzer, M. McGee, P. Lund, A.L.F. Hellwing, M.R. Weisbjerg, P.J. Moate, A.R. Bayat, K.J. Shingfield, N. Peiren and M. Eugene. 2019. Evaluation of the performance of existing mathematical models predicting enteric methane emissions from ruminants: animal categories and dietary mitigation strategies. *Animal Feed Science and Technology* 255 doi:10.1016/j.anifeeds.2019.114207

- Casiano, M., M. Bolaños, M.J. Pérez y F. Paz. 2012. Sistema de Monitoreo Terrestre Orientado a la Ganadería (SIMTOG): avances 2011. pp. 336-344. En: F. Paz y R. Cuevas (eds.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Castelán-Ortega O. A., J. C. Ku-Vera and J. Estrada-Flores. 2014. Modeling methane emissions and methane inventories for cattle production systems in Mexico. *Atmósfera* 27:185-191.
- Castelán-Ortega O. A., J. C. Ku-Vera, L. T. Molina, P. E. Pedraza-Beltrán, J. Canul-Solis, A. Piñeiro-Vázquez, G. Hernández-Pineda and M. Benaouda. 2015. First in vivo measurements of methane emissions from ruminant livestock enteric fermentation in Mexico using respiration chambers. Proceedings of the American Geophysical Union, San Francisco California. Disponible en: <https://agu.confex.com/agu/fm15/webprogram/Paper80839.html> (Consulta: febrero 03, 2018).
- Castelán-Ortega O. A., J. C. Ku-Vera, J.C. Ángeles-Hernández., M. Benaouda., G. S. Hernández-Pineda., T. L. Molina., L. Ramírez-Cancino., S.V. Castelán-Jaime., A.R. Praga-Ayala., F. Lazos-Balbuena., H. Montelongo-Pérez., M. González-Ronquillo., M. F. Vázquez-Carrillo., E. Cardoso-Gutiérrez., E. Aranda-Aguirre., D. Villegas-Estrada., A. P. Guadarrama-López. y G. Apodaca-Martínez. 2019. Capítulo 22: Ganadería. pp 492-528. En: F. Paz-Pellat, J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (Eds.). 2019. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-7-4.
- Charmley, E., S.R.O. Williams, P.J. Moore, R.S. Hegarty, R.M. Herd, V.H. Odoy, P. Reyenga, K.M. Staunton, A. Anderson and M.C. Hannah. 2016. A universal equation to predict methane production of forage-feed cattle in Australia. *Animal Production Science* 56:169-180
- Coates, D.B. 2000. Fecal NIRS – what does it offer today’s grazer? *Tropical Grasslands* 34:230-239
- Coates, D.B. and R.M. Dixon. 2011. Developing robust fecal near infrared spectroscopy calibrations to predict diet dry matter digestibility in cattle consuming tropical forages. *J. Near Infrared Spectroscopy* 19:507-519
- COTECOCA. 1967. Metodología para determinar tipos vegetativos, sitios y productividad de sitios. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación Regional de los Coeficientes de Agostadero. Publicación No. 8. México, D.F.
- Díaz-Solís, 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* 34:73-81
- Dixon, R.M. and D.B. Coates. 2005. The use of fecal NIRS to improve nutritional management of cattle in northern Australia. *Recent Advances in Animal Nutrition in Australia* 15:65-75
- Dixon, R.M. and D. Coates. 2009. Near infrared spectroscopy of feces to evaluate the nutrition and physiology of herbivores. *J. Near Infrared Spectroscopy* 17:1-31
- FAO. 2017. Future of Food and Agriculture – Trends and Challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy
- Gamboa, A. J. A., G. Jiménez F., N. Toral y G. López V. 2016. Estrategias silvopastoriles para mitigar efectos del cambio climático en sistemas ganaderos del sur de México. *Agroproductividad* 9:10-15.
- Gerber, P.J., H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman, A. Falcucci and G. Tempio. 2013. Tackling climate change through livestock – a global assessment of emissions and mitigation opportunities. FAO. Rome, Italy
- Gill, F.L., R.J. Dewhurst, R.P. Evershed, E. McGeough, P. O’Kiely and R.D. Pancost. 2011, Archaeal ether lipids in bovine feces. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:87-93
- González, E. and L.G. Ruiz. 1995. Methane emissions from cattle in Mexico: methodology and emission issues. *Interciencia* 20:370-371,
- González, E. and L. G. Ruiz. 2001. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. *Bioresource Technology* 80:63-71.
- González, E. and L. G. Ruiz. 2007. Methane conversion factors from cattle manure in Mexico. *Atmósfera* 20:83-92.
- Hernández P. G. S., P. E. Pedraza B., M. Benaouda, J. M. Palma G., F. Avilés N., L. T. Molina and O. A. Castelán O. 2018. *Pithecellobium dulce*, *Tagetes erecta* and *Cosmos bipinnatus* on reducing enteric methane emission by dairy cows. *Ciencia Rural* doi:10.1590/0103-8478cr20170484.
- Holenchek, J.L., R.D. Pieper and C.H. Herbel. 1989. Range Management: Principles and Practices. Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey 501 p.
- Holenchek, J.L., M. Vavra and R.D. Pieper. 1982. Botanical composition determination of range herbivore diets: a review. *Journal of Range Management* 35:309-315
- INECC-SEMARNAT. 2018. México, Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México
- IICA. 2018. Agenda de Cambio Climático y Producción Agroalimentaria. Ciudad de México 88 p.
- IICA. 2019. Impulsarán IICA y CNOG la NAMA para la ganadería y la producción sustentable de alimentos de origen animal. Disponible en: https://sintesis.agricultura.gob.mx/sites/default/files/s2/contenido/albums/documentos/secretario_08-03-2019-074632.pdf
- INEGI-SAGARPA. 2014. Encuesta Nacional Agropecuaria ENA 2014. Ags., Ags.
- INEGI-SAGARPA. 2019. Encuesta Nacional Agropecuaria ENA 2019. Ags., Ags.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 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 p.
- IPCC. 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. E. Calvo Buendia, K. Tanabe, A. Kranjc, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau and S. Federici (eds.). IPCC, Switzerland



- Jiménez, G., L. Soto, E. Pérez, J. Ku, A. Ayala, G. Villanueva y A. Alayón. 2015. Ganadería y cambio climático: avances y retos de la mitigación y la adaptación en la frontera sur de México. *Revista Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente* 15:51-70.
- Johnson, K.A. and D.E. Johnson. 1995. Methane emission from cattle. *J. Anim. Sci.* 13:2483-2492
- Ku, V. J. C., A. T. Piñero V., J. R. Canul S., A. J. Ayala B. y C. Aguilar P. 2014. Ganadería y cambio climático: mitigación de gases de efecto invernadero. *Cuadernos de Nutrición* 37:97-104.
- Ku-Vera, J.C., O.A. Castelán-Ortega, F.A. Galindo-Maldonado, J. Arango, N. Chirinda, R. Jiménez-Ocampo, S.S. Valencia-Salazar, E.J. Flores-Santiago, M.D. Montoya-Flores, I.C. Molina-Botero, A.T. Piñero-Vázquez, J.I. Arceo-Castillo, C.F. Aguilar-Pérez, L. Ramírez-Avilés and F.J. Solorio-Sánchez. 2020. Review: Strategies for enteric methane mitigation in cattle fed tropical forages. *Animals* 14.S3:s453-s463
- Ku-Vera, J.C., R. Jiménez-Ocampo, S.S. Valencia-Salazar, M.D. Montoya-Flores, I.C. Molina-Botero, J. Arango, C.A. Gómez Bravo, C.F. Aguilar-Pérez and F.J. Solorio-Sánchez. 2020. Role of secondary plant metabolites on enteric methane mitigation in ruminants. *Frontiers in Veterinary Science* 7 doi:10.3389/fvets.2020.00584
- Ku-Vera J. C., S. S. Valencia-Salazar, A. T. Piñero-Vázquez, I. C. Molina-Botero, J. Arroyave-Jaramillo, M. D. Montoya-Flores, F. J. Lazos-Balbuena, J. R. Canul-Solís, J. I. Arceo-Castillo, L. Ramírez-Cancino, C. S. Escobar-Restrepo, J. A. Alayón-Gamboa, G. Jiménez-Ferrer, L.M. Zavala-Escalante, O.A. Castelán-Ortega, P. Quintana-Owen, A.J. Ayala-Burgos, C.F. Aguilar-Pérez and F. J. Solorio-Sánchez. 2018. Determination of methane yield in cattle fed tropical grasses as measured in open-circuit respiration chambers. *Agricultural and Forest Meteorology* 258:3-7.
- Lyons, R.K. and J.W. Stuth. 1992. Fecal NIRS equations for predicting diet quality of free-ranging cattle. *Journal of Range Management* 45:238-244
- Lyons, R.K., J.W. Stuth and J.P. Angerer. 1995. Technical note: Fecal NIRS equation field validation. *Journal of Range Management* 48:380-382
- Massé, J., P.J. Gerber, C. Halpern and T. Baedeker. 2020. Review: Climate finance readiness of the animal protein sector: overview of experience in linking the sector to Climate Finance, and options to address bottlenecks. *Animal* 14-S3:s491-s499
- Morante-López D., A. Guevara-Escobar, H. Suzán-Aspiri, V. Lemus-Ramírez y F. C. Sosa-Ferreira. 2016. Estimación Tier II de emisión de metano entérico en hatos de vacas lactantes en Querétaro, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 7:293-308.
- NRCS, 1999. Technical support for the NIRS/NUTBAL nutritional management system. Grazing Lands Technology Institute, Natural Resources Conservation Service, USDA. Fort Worth, Texas 21 p.
- Palacios-Sánchez, L.A., F. Paz-Pellat, J.L. Oropeza-Mota, B. Figueroa-Sandoval, M. Martínez-Menes, C.A. Ortiz-Solorio and A. Exebio-García. 2006. Clasificador genérico de objetos en imágenes ETM+. *Agrociencia* 40:613-626
- Paz Pellat, F. y M.A. Roitberg. 2014. Estimación de la concentración foliar usando parametrización directa albedo/absorbancia de hojas. *Terra Latinoamericana* 32:107-118
- Paz, F., M. Bolaños, F. Pascual, J. Escamilla, M. Cuesta y J.I. Zúñiga. 2018a. Experiencia Mexicana en el diseño de seguros ganaderos paramétricos satelitales de tipo catastrófico: bases conceptuales y teóricas. *Terra Latinoamericana* 36:131-140
- Paz, F., M. Bolaños, F. Pascual, J. Escamilla, M. Cuesta y J.I. Zúñiga. 2018b. Experiencia Mexicana en el diseño de seguros ganaderos paramétricos satelitales de tipo catastrófico: implementación operacional en México. *Terra Latinoamericana* 36:141-152
- Pearce, R.A., R.K. Lyons and J.W. Stuth. 1993. Influence of handling methods on fecal NIRS evaluations. *Journal of Range Management* 46:274-276
- Piñero, V. A. T., J. R. Canul S., J. A. Alayón G., A. J. Chay C., A. J. Ayala B., C. F. Aguilar P., F. J. Solorio S. and J. C. Ku V. 2015a. Potential of condensed tannins for the reduction of emissions of enteric methane and their effect on ruminant productivity. *Arch. Med. Vet.* 47:263-272.
- Piñero, V. A. T., J. R. Canul S., J. A. Alayón G., A. J. Chay C., A. J. Ayala B., F. J. Solorio S., C. F. Aguilar P. and J. C. Ku V. 2015b. Energy utilization, nitrogen balance and microbial protein supply in cattle fed *Penisetum purpureum* and condensed tannins. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* doi:10.1111/jpn.12436.
- Rendón-Huerta J. A., J. M. Pinos-Rodríguez, J. C. García-López, L. G. Yañez-Estrada and E. Kebreab. 2014. Trends in greenhouse gas emissions from dairy cattle in Mexico between 1979 and 2010. *Animal Production Science* 54:292-298.
- Rodríguez, J.C., F. Paz Pellat, C. Watts, C. Lizárraga Celaya, E. Yépez González, G. Jiménez Ferrer, A. Castellanos Villegas, C. Hinojo Hinojo y C.E. Macías Vázquez. 2019. Mediciones de metano y bióxido de carbono usando la técnica de covarianza de vórtices en ganado lechero semiestabulado en Sonora, México. *Terra Latinoamericana* 37:69-80
- Ruiz, L. G. and E. González. 1997. Modeling methane emissions from cattle in Mexico. *The Science of Total Environment* 206:177-186.
- SAGARPA-FAO. 2012. México: El Sector Agropecuario ante el Desafío del Cambio Climático. SAGARPA/FAO. Ciudad de México, México 428 p.
- Salas, G. J. M., J. A. Leos R., L. M. Sagarnaga V. y M. J. Zavala P. 2013. Adopción de tecnologías por productores beneficiarios del programa de estímulos a la productividad ganadera (PROGRAN) en México. *Rev. Mex. Cienc. Pecu* 4:243-254.
- Salas Aguilar, V.M. y F. Paz Pellat. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfométrica 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 250 m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32
- Saynes, V., J.D. Etchevers, F. Paz y L.O. Alvarado. 2016. Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana* 34: 83-96
- Storm, I.M.L.D., A.L.F. Hellwing, N.I. Nielsen and J. Madsen. 2012. Methods for measuring and estimating methane emission from ruminants. *Animals* 2:160-183
- Stuth, J., A. Jama and D. Tolleson. 2003. Direct and indirect means for predicting forage quality through near infrared reflectance spectroscopy. *Field Crops Research* 84:45-56
- Tolleson, D.R. and D.W. Schafer. 2014. Application of fecal near-infrared spectroscopy and nutritional balance software to monitor diet quality and body condition in beef cows grazing Arizona rangeland. *J. Anim. Sci.* 92:349-358

- Valencia-Salazar, S.S., G. Jiménez-Ferrer, J. Arango, I. Molina-Botero, N. Chirinda, A. Piñero-Vázquez, R. Jiménez-Ocampo, J. Nahed-Toral and J. Kú-Vera. 2021. Enteric methane mitigation and fermentation kinetics of forage species from Southern Mexico: in vitro screening. *Agroforest Syst.* 95:293-305
- Van Soest, P. J. 1994. *Nutritional Ecology of the Ruminant*. Second Edition. Cornell University Press Cornell. New York, U.S. 476 p.
- Vázquez-Carrillo, M.F., H.D. Montelongo-Pérez, M. González-Ronquillo, E. Castillo-Gallegos and O.A. Castelán-Ortega. 2020. Effects of three herbs on methane emissions from beef cattle. *Animals* 10 doi:10.3390/ani10091671
- VCS. 2019. VM0041, Methodology for the reduction of enteric methane emission from ruminants through the use of 100% natural feed supplement. *Verified Carbon Standard* 49 p.
- Villa-Herrera, A., F. Paz-Pellat, M.J. Pérez-Hernández, C. Rojas-Montes, M. Rodríguez-Arvizu, S. Ortiz-Acosta, M. Casiano-Domínguez y H. Díaz-Solís. 2014. Estimación de la capacidad de carga animal en agostaderos usando un índice de vegetación de pendientes normalizadas. *Agrociencia* 48:599-614
- Walker, J.W., McCoy, S.D., K.L. Launchbaugh, M.J. Fraker and J. Powell. 2002. Calibrating fecal NIRS equation for predicting botanical composition of diets. *Journal of Range Management* 55:374-382
- Weishaupt, A., F. Ekerdt, B. Garske, J. Stubenrauch and J. Wieding. 2020. Land use, livestock, quantity governance, and economic instruments – sustainability beyond big livestock herds and fossil fuels. *Sustainability* 12 doi:10.3390/su12052053
- Wilkes, A., C. Odhong', S. van Dijk, S. Fraval and S.E. Wassie. 2019. Methods and guidance to support MRV of livestock emissions: methods for data collection, análisis and summary results from a pilot baseline survey for the Kenya dairy NAMA. CCAFS Working Paper no. 285. Wageningen, The Netherlands
- Wilkes, A., A. Resinger, E. Wollenberg and S. van Dijk. 2017. Measurement, reporting and verification of livestock GHG emissions by developing countries in the UNFCCC: current practices and opportunities for improvement. CCAFS Report No. 17. Wageningen, The Netherlands.

3.5. Estrategia para el análisis objetivo de la generación de mapas del carbono orgánico de los suelos en México: técnicas geoestadísticas e integración de información

Paz-Pellat Fernando¹; Salas Víctor²; Guevara Mario³; Vargas Rodrigo⁴; Etchevers Jorge⁵ y de Jong Ben⁶

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

² Geoinformática, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Cd. Cuauhtémoc, Chihuahua

³ Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla, Querétaro

⁴ Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware. Newark, Delaware, USA

⁵ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México

⁶ El Colegio de la Frontera Sur (retirado). Campeche, Campeche

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La estrategia para el análisis objetivo de la estimación del carbono orgánico de los suelos (COS) plantea retos importantes, particularmente la consideración de la escala local y la integración de información multi-fuente para definir restricciones y condicionamientos en las estimaciones. El uso del Kriging, indicador Bayesiano y simulaciones estocásticas, indicadores condicionados, definen un marco teórico conceptual para lograr los objetivos planteados, el cual puede ser expandido para considerar estimaciones espacio-tiempo o el uso de estadísticas multi-punto. Se discuten las fuentes de información del COS, así como sus limitaciones.

Palabras clave: *covariogramas y variogramas, teorema de Bayes, Kriging indicador Bayesiano, espacio tiempo, conocimiento y restricciones de información*

Abstract

The strategy for the objective analysis of the estimation of soil organic carbon (SOC) poses important challenges, particularly the consideration of the local scale and the integration of multi-source information to define restrictions (conditional) in the estimates. The use of the Bayesian indicator Kriging and stochastic conditional indicator simulations define a theoretical and conceptual framework to achieve the proposed objectives, which can be expanded to consider space-time estimates or the use of multi-point statistics. The COS information sources, as well as their limitations, are discussed.

Key words: *covariograms and variograms, Bayes theorem, Bayesian indicator Kriging, space time, knowledge and information constraints*

Introducción

La determinación del carbono orgánico (COS) de los suelos en sitios sin información plantea retos importantes debido a la alta variabilidad espacial y temporal del COS (Segura *et al.*, 2004; Paz *et al.*, 2008). Los mapas de COS son insumos críticos en los ejercicios para modelar los resultados de implementar acciones de intervención para reducir emisiones de gases efecto invernadero (GEI) y captura de carbono (FAO, 2020).

En esta contribución se revisan diferentes enfoques de estimación del COS para generar mapas del COS a nivel nacional y se presenta un marco teórico unificado para plantear una estrategia para lograr este objetivo.

Antecedentes

Paz *et al.* (2016), Paz y Etchevers (2016) y Paz *et al.* (2019), han revisado las estimaciones de la distribución espacial del COS en México, en las cuales han usado diferentes métodos: (a) uso de mapas de uso del suelo y vegetación (USyV) o tipos de suelos, *sensu* INEGI, para asignar imputar estimaciones de COS a las clases de USyV o tipos de suelos (Balbontin *et al.*, 2009; Paz *et al.*, 2016); (b) uso de técnicas geoestadísticas de interpolación espacial (Segura *et al.*, 2004); y (c) técnicas de inteligencia artificial (*e.g.* *machine learning* o ML) para realizar estimaciones usando datos indirectos covariados (Guevara *et al.*, 2018, 2020b, 2021). Los resultados obtenidos en estos ejercicios no son fácilmente comparables dados los insumos utilizados.

Para realizar ejercicios de estimación del COS, el Programa Mexicano del Carbono ha generado bases de datos que se encuentran disponibles para el público en general, de modo que se facilite la interoperabilidad de la información (Vargas *et al.*, 2017), desde variables indirectas (Salas Aguilar y Paz Pellat, 2017 y 2018; de Jong *et al.*, 2018 y 2019; Paz *et al.*, 2018a y b; Paz-Pellat y Cruz-Cabrera, 2019; entre otros) hasta bases de datos de mediciones del COS (Paz *et al.*, 2017; Paz-Pellat y Ortiz-Solorio, 2019; Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2020, entre otros). Asimismo, están disponibles mapas de estimaciones, con incertidumbres, a escala nacional (Guevara *et al.*, 2020a; Guevara y Vargas, 2020).

Marco teórico general

Para plantear la estrategia para el análisis objetivo de la distribución espacial y temporal del COS en México, es importante definir un marco teórico general de los diferentes enfoques/teorías propuestas. Desde la perspectiva de la aproximación de “abajo hacia arriba”, la teoría generalizada de la información (Klir, 2006) o GIT (Generalized Information Theory, por sus siglas en Inglés), la incertidumbre se conceptualiza como una deficiencia de información (incompleta, imprecisa, fragmentada, no confiable, vaga, contradictoria) y se expande 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). Pese a la riqueza de esta teoría generalizada, este trabajo se restringe a la teoría de la probabilidad, con algunas extensiones bajo el Teorema de Bayes, dado su uso predominante en la estimación de emisiones GEI (IPCC, 2006). La integración o fusión de diferentes fuentes de información se plantea 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” que se discute más adelante).

En la perspectiva de la aproximación de “arriba hacia abajo”, se aplica la teoría generalizada de la incertidumbre (Zadeh, 2006) o GTU (Generalized Theory of Uncertainty, por sus siglas en Inglés), 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.

Los desarrollos que se muestran en lo siguiente, se basan fuertemente en los documentos actualizados de Paz (2005 y 2006), Paz *et al.* (2006) y Paz y de Jong (2012a), mismos que se plantearon para el desarrollo del Cuarto Inventario Nacional de Emisiones GEI (de Jong *et al.*, 2009) (no se implementaron por razones de tiempo y presupuesto), producto de la experiencia del Tercer Inventario (de Jong *et al.*, 2006 y 2010).

Teoría geoestadística e integración de información

Teoría geoestadística clásica. La teoría geoestadística (ver Isaaks y Srivastava, 1989; para una presentación poco técnica o Chiles y Delfiner, 2012; para una más técnica) ha sido utilizada en las ciencias del suelo por largo tiempo (Goovaerts, 1997 y 1999), incluido el caso de la estimación espacial del COS (Segura *et al.*, 2004).

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 1:

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

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

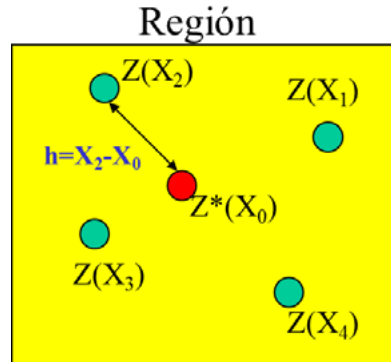


Figura 1. Problema de estimación geoestadístico.

Para determinar los pesos λ_i se utilizan funciones de estructura (momentos estadísticos de segundo orden de la distribución bivariada $Z(x)-Z(x+h)$), Figura 2, de variables separadas entre sí a una distancia h cualquiera (Figura 1):

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

$$\text{Covariograma: } C(h) = E[Z(X)Z(X + h)] - E[Z(X)]E[Z(X + h)] \quad (3)$$

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.

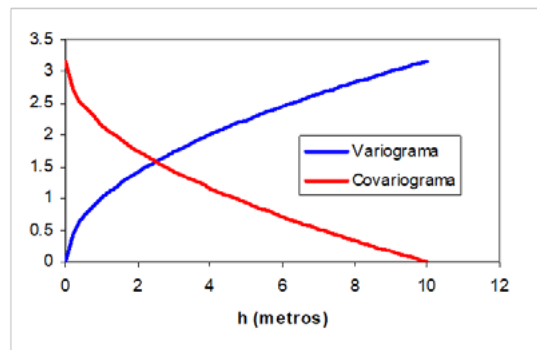


Figura 2. Función variograma y covariograma

El problema de estimación (Kriging) en geoestadística se plantea como:

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

(4)

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

La solución del sistema (4) produce estimaciones precisas (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 (4) 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:

$$Z^*(X_0) = \sum_{i_1=1}^{n_1} \lambda_{i_1} Z(X_{i_1}) + \sum_{i_2=1}^{n_2} \lambda_{i_2} Y(X_{i_2}) \quad (5)$$

que al igual que en el Kriging ordinario, los pesos se obtienen usando un sistema similar al (4).

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 $Y(X)$, limitando 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 (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 (Gooaerts, 1997). Un problema asociado a las técnicas Kriging es que su dominio de atracción es Gausiano (Journel, 1983) lo que introduce simetrías en forma intrínseca. Por ejemplo, Isaaks y Srivastava (1988), en el marco de la teoría geoestadística determinista, plantean que la relación entre el variograma y el covariograma es:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} [\sigma^2(h) + \sigma^2(-h)] + \frac{1}{2} [m(h) - m(-h)] - C(h) \quad (6)$$

donde m es la media y varianza σ^2 no son supuestas como simétricas. El Kriging utiliza las funciones covarianza directamente, por lo que el uso del variograma y sus simetrías no son necesarias, por lo que se debe estimar directamente el covariograma (Isaaks y Srivastava, 1987).

La geoestadística usa el marco de las funciones aleatorias para su versión probabilística, aunque los desarrollos pueden plantearse en términos determinísticos (integrales espaciales) (Journel, 1985; Isaaks y Srivastava, 1987), relajando el marco teórico en uso. Journel (1988) ha propuesto la generalización del variograma como:

$$2\Gamma(h) = [\{ |Z(h) - Z(X+h)| \}^\omega] \quad (7)$$

donde el orden del momento $\omega = 0.5$ se denomina rodograma y el de $\omega = 1.0$ madograma. Dicho autor demostró que el uso de una función generalizada del variograma, relación (7), es válida para su uso en el Kriging, no requiriendo el variograma o covariograma. Los variogramas de orden ω se han utilizado para estimar relaciones de orden y tipo de distribución bivariada asociada (Matheron, 1987; Emery, 2005; Lemmer, 1986). El uso de un orden de momento ω bajo (< 1) produce estimaciones más robustas a datos anómalos o irregulares (Journel, 1988).

En el sistema (4) la estimación se realiza usando la varianza, lo cual es adecuado para los procesos Gausianos, pero no es necesaria para el caso general, en donde se pueden utilizar otros criterios o funciones de pérdida (Srivastava, 1987). Por ejemplo, Journel (1984) presenta estimaciones al usar el valor absoluto de la función de minimización del sistema (4) para realizar la estimación de la mediana como mejor interpolador. El concepto de usar funciones de pérdida o costo, diferentes a la varianza, se ha discutido por diversos autores (Journel, 1983 y 1984; Goovaerts, 1997).

Geoestadística indicadora Bayesiana

El uso del Kriging y sus variantes, aparte del dominio de atracción Gausiano, produce estimaciones que no consideran lo local; es decir, usa el mismo proceso para valores altos de la variable de interés (zonas de influencia pequeñas; por ejemplo, mediciones del COS debajo de árboles) y valores bajos

(zonas de influencia altas; por ejemplo, mediciones del COS entre arbustos/árboles en sabanas). Por esta razón, los valores altos (“pepitas de oro”) generan sobre estimaciones marcadas al influenciar los valores alrededor de estos datos “fuera del promedio”.

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

$$I_{z_i(X)} = \begin{cases} 1, & \text{si } Z(X) \leq z_i \\ 0, & \text{si } Z(X) > z_i \end{cases} \quad (8)$$

donde z_i representa un valor umbral definido. Las funciones indicadoras se usan comúnmente para definir “conjuntos de excursión” (*level sets*) en procesos estocásticos. El uso de funciones indicadores es utilizado por el Kriging indicador (Journel, 1983) para el sistema:

$$\text{Minimizar } E[\{I(X) - I^*(X)\}^2] \quad (9)$$

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

El uso de variogramas indicadores permite la estimación de la distribución de probabilidad completa en un punto dado, Figura 3, no sólo el promedio. Diversos autores discuten las relaciones entre las funciones de estructura indicadoras y las distribuciones bivariadas asociadas (Journel, 1983 y 1984; Journel y Posa, 1990; Matheron, 1987; Emery, 2005)

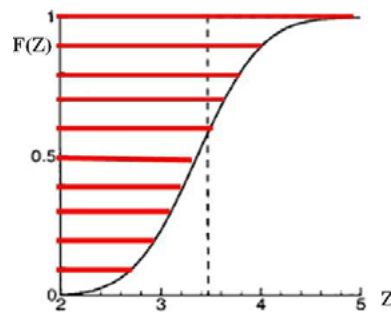
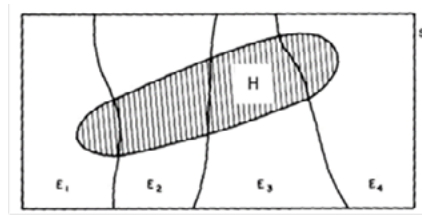


Figura 3. Estimación de la distribución de probabilidad de una variable en un punto dado, al discretizar los valores de Z para diferentes valores z_i y construir indicadores.

Con el uso del enfoque de funciones indicadoras, Journel (1986) propuso el Kriging blando para integrar información “dura” (mediciones de la variable de interés) con “blanda” (mediciones indirectas con otras variables correlacionadas) a través del Co-Kriging indicador, con mayores requerimientos de información que el sistema normal (auto-variogramas y variogramas cruzados indicadores). Bajo hipótesis Gaussianas, Emery (2003) planteó el Kriging disyuntivo como otro modelo usando funciones indicadoras.

Alabert (1987), bajo la perspectiva del Teorema de Bayes (Figura 4), planteó el desarrollo del (Co-) Kriging indicador Bayesiano, como un esquema para integrar (fusionar) información blanda, a través de un proceso de actualizar probabilidades, *a priori*, con nueva información, para estimar probabilidades *a posteriori*.



$$p(h/e) = \frac{p(e/h) * p(h)}{\sum_i p(e/h_i) * p(h_i)}$$

$p(h/e)$ = probabilidad de que la hipótesis sea verdadera una vez dada la evidencia (probabilidad posterior)

$p(e/h)$ = probabilidad de encontrar la evidencia que haga verdadera la hipótesis

$p(h)$ = la probabilidad de que la hipótesis sea verdadera sin importar la evidencia (probabilidad a priori)

Figura 4. Teorema de Bayes y actualización de probabilidades.

Bajo la perspectiva de estimación usando funciones indicadoras, se puede plantear como una prueba de hipótesis (Figura 5):

$$H_0 = [Z^*(X) \leq z, \text{ dado que } Z(x) \leq z] \quad (10)$$

Hipótesis

	H₀ Cierto	H₀ Falso
Decisión		
Aceptar H₀	Decisión correcta p_1	Error tipo II p_2
Rechazar H₀	Error tipo I $1 - p_1$	Decisión correcta $1 - p_2$

Figura 5. Probabilidades de que la hipótesis sea cierta o falsa.

Las probabilidades p_1 y p_2 pueden estimarse como se muestra en la Figura 6. La información de la decisión es capturada 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 $Y(X)$.

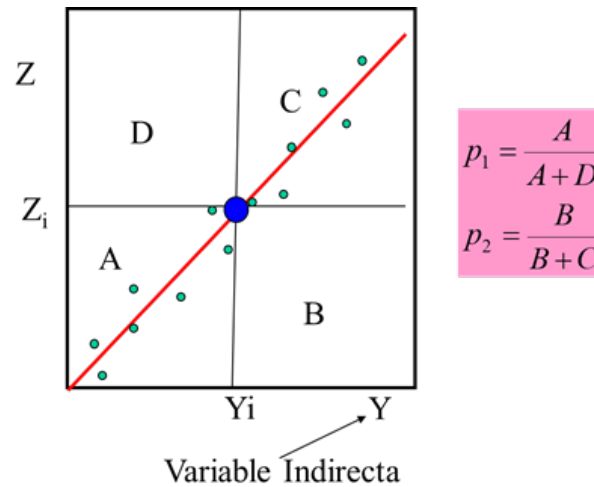


Figura 6. Estimación de las probabilidades p_1 y p_2 .

Las estimaciones del Kriging indicador Bayesiano requieren de un sistema Co-Kriging, el cual puede simplificarse con el uso de diferentes hipótesis Markov-Bayes (Journel y Almeida, 1994; Journel, 1999), las cuales pueden analizarse para revisar su viabilidad (Shmaryan y Journel, 1999). Rivoirard (2001) discute las hipótesis mencionadas para analizar si son correctas, en el marco clásico de la teoría geoestadística.

El uso del Kriging indicador Bayesiano requiere que las variables medidas, directas e indirectas, sea formateado 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. Por ejemplo, en el software UNCERT (Wingle *et al.*, 1999), la información blanda se codifica en los tipos A (dato duro), B (intervalo) y C (distribución de probabilidad) (Wingle *et al.*, 1998). Asimismo, Wingle y Poeter (1998) muestran como estimar p_1 y p_2 para clases disjuntas (Figura 7).

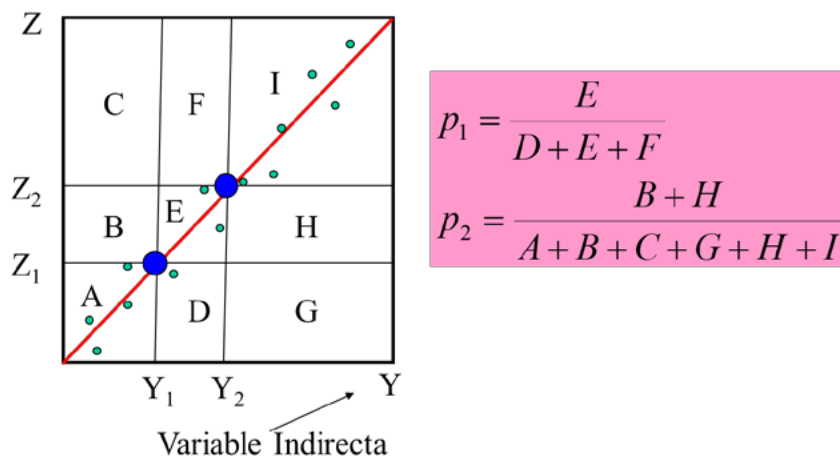


Figura 7. Estimación de las probabilidades p_1 y p_2 para clases

Una forma clásica de estimar las probabilidades de objetos/clases/tipos es (Lyon *et al.*, 2006):

$$\pi_i = \text{Log} \left(\frac{1}{1-p_i} \right) = \sum_{i=1}^n \beta_i Y_i + e \quad (11)$$

$$p_i = \frac{\exp(\pi_i)}{1 + \exp(\pi_i)} \quad (12)$$

donde β_i son las constantes asociadas a las variables Y_i , estimadas por métodos estadísticos.

En la Figura 8 se muestra un ejemplo de las diferencias de utilizar un interpolador global (Kriging ordinario) con solo datos duros y, uno local (Kriging indicador Bayesiano o KIB), con datos duros y blandos (intervalos). Las estimaciones del KIB describen en forma apropiada la información disponible, acotando valores grandes a áreas de influencia pequeñas y viceversa, sin un suavizamiento pronunciado de las estimaciones realizadas.

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

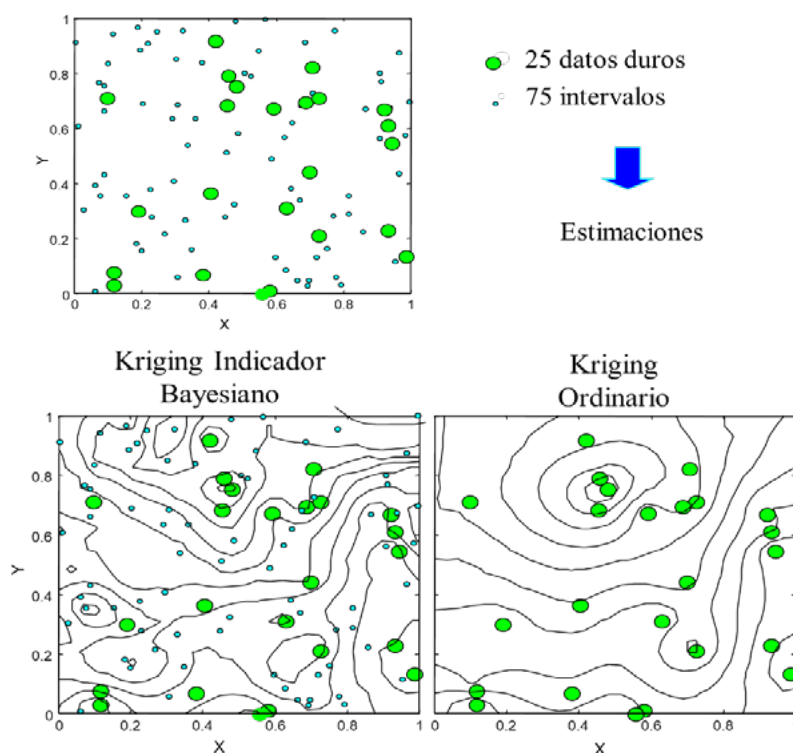


Figura 8. Estimaciones con el uso del Kriging ordinario (solo datos duros) y el Kriging indicador Bayesiano (datos duros y blandos).

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 en una sola fuente (Babak y Deutsch, 2009).

El uso de las técnicas presentadas en las ciencias del suelo es variado. Por ejemplo, Goovaerts y Journel (1995) integran información blanda y dura usando el Kriging indicador Bayesiano e hipótesis Markov-Bayes para estimaciones de las propiedades de los suelos. Bourgault *et al.* (1997) utilizan datos blandos y duros para mejorar los mapas de clases de suelos. Salas-Aguilar y Paz-Pellat (2016) realizaron simulaciones estocásticas condicionadas usando datos duros y blandos para estimar el carbono orgánico de los suelos.

Integración de información multi-fuente y conocimiento

El marco teórico discutido en el apartado anterior (Kriging indicador Bayesiano o simulaciones estocásticas indicadoras condicionadas) permite la integración de información multi-fuente bajo el principio de conservación (invarianza) de la incertidumbre.

Actualmente, es común el uso de técnicas estadísticas multivariadas y ML (Machine Learning) para estimaciones del COS o de sus componentes (Guevara *et al.*, 2018 y 2020b; Ramcharan *et al.*, 2018) donde se usan variables indirectas para el proceso de estimación, con su incertidumbre asociada. Lamichhane *et al.* (2019) revisa las diferentes variables indirectas utilizadas en los procesos de estimación, las cuales generalmente se basan en el planteamiento de Jenny (1941) de los factores formadores del suelo (S):

$$S = f(\text{cl, o, r, p, t}) \quad (13)$$

donde cl = clima, o = organismos, r = relieve, p = material parental y t = tiempo. Este tipo de estimaciones puede considerarse como una fuente más de información y ser codificada para su uso en los métodos Bayesianos discutidos al incorporar mediciones directas y otras fuentes de información y conocimiento. En la perspectiva de la geoestadística (Journel, 1994), deben aceptarse todas las fuentes de estimación sin considerar que exista la “mejor” estimación, siempre y cuando favorezca la reducción de la incertidumbre (evaluada por la función B). En un formato empírico (geoestadística), los datos van antes que la teoría, siempre bajo la perspectiva de calibración/validación (función B) de las estimaciones realizadas.

Un punto a enfatizar en relación al uso de variables indirectas, es que el carbono orgánico de los suelos es una variable dinámica que depende de las perturbaciones antropogénicas o naturales a los que ha estado sometida. En condiciones de estado estacionario (equilibrio) se espera que la relación con los factores tipo Jenny sea más fuerte. La mezcla del uso de variables directas estáticas (*e.g.* material parental) y dinámicas (clima) debe revisarse en función de evidencia del estado transitorio, o no, del COS.

Para analizar diferentes fuentes de información y conocimiento a incorporar en las estimaciones del COS a escala nacional, en lo siguiente se revisan algunas de ellas:

- (a) El valor del COS es consecuencia de las entradas (mantillo, raíces) de carbono al suelo, por lo que se pueden utilizar las mediciones de la biomasa aérea de la vegetación (generalmente medida a una escala diferente a los muestreos de suelo) en las bases de datos disponibles (de Jong *et al.*, 2018 y 2019); aunque la evidencia experimental muestra relaciones pobres de la biomasa aérea con el COS (Amundson, 2001), bajo condiciones de estado estacionario las relaciones son lineales y significativas (Covaleda *et al.*, 2012). En términos de la información de USyV del INEGI, las clases de vegetación con sucesión primaria o secundaria arbórea pueden usarse para desarrollar restricciones en los valores *a priori* del COS. Algo similar puede hacerse con relación al clima (precipitación y temperatura) siguiendo los esquemas del IPCC (2006).
- (b) El uso de mapas de USyV o tipos de suelo, puede usarse también para condicionar los valores de las estimaciones. La estimación de intervalos o distribuciones de probabilidad del COS asociados a clases condiciona (agrega restricciones) las estimaciones.
- (c) En lo general, el uso de técnicas de muestreo semi-cuantitativas, con calibración cuantitativa (función B) puede realizarse en forma rutinaria en los inventarios de carbono (Paz *et al.*, 2012; PMC, 2011a, b y c; PMC, 2015). En lo particular el conocimiento de la temporalidad de los cambios en el USyV de los sitios de muestreo permite utilizar enfoques de modelación confiables para condicionar las estimaciones (Paz y de Jong, 2012b; PMC, 2011c). Bajo estos esquemas de inventarios rápidos (semi-cuantitativos, calibrados con los cuantitativos para estimar la función B) es posible implementar inventarios comunitarios (Paz *et al.*, 2012b).

Para los muestreos rápidos, se pueden utilizar herramientas de evaluaciones visuales y de tacto (Bautista *et al.*, 2016).

- (d) El uso de variables correlacionadas con el COS y de bajo costo, permite calibrar estas relaciones usando la función B. Un ejemplo es el uso del color del suelo, y textura, para estimar el COS (Schultze *et al.*, 1993; Moritsuka *et al.*, 2014), usado por el PMC (2011c) en los inventarios semi-cuantitativos. Aunque con otra escala de muestreo, es posible utilizar las reflectancias del suelo usando sensores remotos para estimar el COS (Rasel *et al.*, 2017; Thaler *et al.*, 2019). La Figura 9 muestra un ejemplo de la relación del COS con las reflectancias en la banda del rojo e infrarrojo cercano, que puede usarse para estimaciones a escalas de los píxeles de las imágenes satelitales. Para estas estimaciones es necesario considerar suelos con textura y condiciones de humedad (entre otros factores) similares, dado que enmascaran las relaciones entre las reflectancias y el COS.

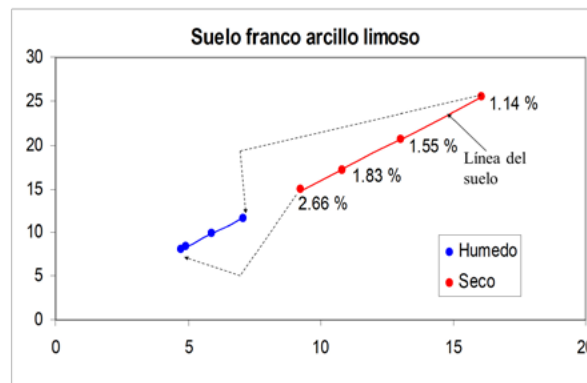


Figura 9. Relación entre las reflectancias y el contenido de materia orgánica para un suelo franco arcillo limoso, bajo condiciones secas y húmedas. El eje X representa la banda del rojo y el eje Y la banda del infrarrojo cercano. Fuente: Paz, F., C. Balbontín y J. D. Etchevers, 2009. Estimación del contenido de carbono orgánico en los suelos usando satélites. Cartel presentado en el I Simposio Internacional del Carbono en México. Programa Mexicano del Carbono. Ensenada, BC, México.

- (e) Las clases de USyV pueden ser usadas para condicionar intervalos o distribuciones de probabilidad asociadas a la textura del suelo (variable estática) (Paz *et al.*, 2016 y 2019; Paz y Etchevers, 2016), permitiendo condicionar las estimaciones.
- (f) La integración del conocimiento asociado a los modelos de la dinámica del COS puede realizarse usando técnicas de fusión modelos-datos (Wang *et al.*, 2009). El modelo RothC (Coleman y Jenkinson, 1996) usado en México (González Molina, 2010, 2018 y 2021) se ha planteado para realizar estimaciones asociadas a mapas del COS (FAO, 2020). El uso de modelos como el RothC para ser inicializados requieren de la hipótesis de estado estacionario, la cual no es posible evaluar en los enfoques clásicos, necesitando evidencia (series de tiempo de USyV) para determinar si se cumple la hipótesis, ya que las estimaciones pueden resultar en errores grandes (Sanderman y Baldock, 2010). Los modelos de la dinámica del COS, parametrizados correctamente, son una buena herramienta para condicionar las estimaciones, particularmente en el tiempo; aunque no debe olvidarse (caso de cambios de USyV) que el COS observado es producto de dinámicas de descomposición y absorción que producen patrones que pueden dar resultados aparentemente incongruentes (Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2020). Paz (2021a y b) muestran enfoques de modelación que limita el problema de estimación, por lo que se pueden usar para este objetivo. El problema de estimar el tiempo desde el último cambio de USyV puede replantearse en función del potencial de saturación del COS asociado a su textura (Paz *et al.*, 2021).

Limitaciones del uso de información disponible

Entre las principales limitaciones del uso de la información disponible en México se encuentran;

- i. Los datos del COS en México han utilizado diferentes métodos de estimación del COS, lo que es una fuente de incertidumbre que requiere ser evaluada y no supuesta. No se puede asumir que estos datos no tienen errores.
- ii. Es común utilizar 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 10 cm, máximo. Los de CONAFOR (2009) utiliza transectos de muestreo en una de sus unidades de muestreo y representan un soporte geométrico de superficie de alrededor de 15 m x 15 m. Por otro lado, FAO-SAGARPA (2012) colectan muestras de suelo usando dos líneas de muestreo en zigzag en una parcela agrícola. Los diferentes soportes geométricos no pueden compararse entre sí y requieren el uso de técnicas multiescala, para que sean interoperables.
- iii. En las bases de datos antiguas del COS, la localización geográfica de los muestreos tiene alta incertidumbre. Por ejemplo, Paz (2005) estima el error de los muestreos del INEGI (2004) de sus perfiles y menciona que tiene un error geográfico de ± 250 m, para muestras de antes de 1998 y de ± 10 m para el periodo posterior, reduciéndose el error en muestreos mas actuales a ± 5 m. Los muestreos discutidos por Paz-Pellat y Ortiz-Solorio (2019) tienen un error geográfico de ± 30 m. Estas incertidumbres deben considerarse en las estimaciones del COS.
- iv. Los datos del COS generalmente se determinaron en diferentes tiempos, por lo que su uso requiere de enfoques espacio-tiempo. Por ejemplo, en la Figura 10 se muestran las campañas de muestreo del INEGI (2004) para la integración de su base de datos.



Figura 10. Años de las campañas de muestreo realizadas en México para la integración de la base de datos del COS entre 1979 y 1997 por el INEGI (2004).

Estimaciones geoestadísticas espacio-tiempo

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 y Fernández-Avilés, 2015), donde el tiempo se considera en las funciones de estructura espacio-tiempo, tanto a nivel separable y no separable (Kyriakidis y Journel, 1999, Gneiting, 2002; De Iaco *et al.*, 2002),

En el caso de los métodos ML, recientemente Heuvelink *et al.* (2020) han expandido su uso al espacio-tiempo, por lo que su integración con el Kriging indicador Bayesiano espacio-tiempo es prometedora.

Los desarrollos mostrados para las técnicas geoestadísticas espaciales pueden ser expandidas sin mayor problema al caso de las estimaciones en espacio-tiempo, por lo que no se discutirán.

Geoestadística multi-punto

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 (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 (Krishnan y Journel, 2003) para reproducir en mejor forma un determinado paisaje o agrupación de objetos. El problema con la geoestadística MP es el requerimiento de 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) para extraer la información para la caracterización MP y realizar simulaciones estocásticas condicionadas (Ortiz y Deutsch, 2004; Journel, 2005). Con la integración de información blanda multi-fuente (Journel 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 (Ortiz y Deutsch, 2004; Liu *et al.*, 2005).

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

Conclusiones

El marco teórico geoestadístico que se presenta, permite realizar estimaciones o simulaciones estocásticas con información multi-fuente a escala local, de tal manera que el conocimiento de los procesos pueda ser introducido en forma natural bajo el principio de la conservación de la incertidumbre

Un problema remanente es la escala de los muestreos y de las estimaciones, el cual se discutirá en otra contribución de los autores, para expandir y unificar el marco teórico introducido.

Literatura citada

- Alabert, F. 1987. Stochastic Imaging of Spatial Distributions using Hard and Soft Information. M.Sc. Thesis. Stanford University. Stanford, CA
- Almeida, A.S. and A.G. Journel. 1996. Joint simulation of multiple variables with Markov-type coregionalization model. *Mathematical Geology* 26:565-588
- Amundson, R. 2001. The carbon budget in soils. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 29:535-562
- Balbontín, C., C. O. Cruz, F. Paz, and J. D. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. pp. 71-96. In: R. Lal and R. F. Follett (eds.). *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. SSSA Special Publication 57. 2nd Edition. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI
- Babak, O. and C.V. Deutsch. 2009. Improved spatial modeling by merging multiple secondary data for intrinsic collocated cokriging. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 69:93-99
- Bautista, F., E. García and A. Gallegos, 2016. The app SOC plus a tool to estimate and calculate organic carbon in the soil profile. *Journal of Applied Research and Technology* 14:135-139
- Bourgault, G., A.G. Journel, J.D. Rhoades, D.I. Corwin and S.M. Lesch. 1997. Geostatistical analysis of a soil salinity data set. *Advances in Agronomy* 58:241-292
- Chiles, J.P. and P. Delfiner. 2012. *Geostatistics, Modeling Spatial Uncertainty*. Second Edition. John Wiley and Sons, Inc New Jersey
- Coleman, K. and D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3 – A model for 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 Dataset*. Springer-Verlag. Berlin, Germany.
- 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.

- Covaleda, C., F. Paz y B. de Jong. 2012. Parametrización de modelos de estados y transiciones para el carbono y caracterización de la incertidumbre. pp. 29-34. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05.
- De Iaco, S., D.F. Myers and D. Posa. 2002. Nonseparable space-time covariance models: some parametric families. *Mathematical Geology* 34:23-42
- 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
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C.O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 2010a. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- de Jong, B., M. Olguín, F. Rojas, V. Maldonado y F. Paz. 2019. 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 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
- Emery, X. 2003. Disjunctive kriging with hard and imprecise data? *Mathematical Geology* 35:699-718
- Emery, X. 2005. Variograms of order ω : a tool to validate a bivariate distribution model. *Mathematical Geology* 37:163-181
- FAO. 2020. 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-SAGARPA. 2012. Línea Base del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales, subíndice de Uso Sustentable del Suelo – Metodología de Cálculo. México 53 p.
- Gneiting, T. 2002. Nonseparable, stationary covariance functions for space-time data. *Journal of the American Statistical Society* 97:590-600
- 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
- 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: F. García Oliva y M.B. Turrión Nieves (eds.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. SIFyQA_Ministerio de Ciencia e Innovación, Salamanca, España.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York
- Goovaerts, P. 1999. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma* 89:1-45
- Goovaerts, P. and A.G. Journel. 1995. Integrating soil map information in modelling the spatial variation of continuous soil properties. *European Journal of Soil Science* 46:397-414
- Guevara, M., C.E. Arroyo-Cruz, N. Brunzell, C.O. Cruz-Gaistardo, 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. 2020a. Soil Organic Carbon Estimates for 30-cm Depth, Mexico and Conterminous USA, 1991-2011. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1737>
- 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. 2020b. Soil organic carbon across Mexico and the conterminous United States (1991-2010). *Global Biochemical Cycles*. 34, e2019GB006219, doi:10.1029/2019GB006219
- Guevara, M., G. Federico-Olmedo, E. Stell, Y. Yigini, Y. Aguilar-Duarte, C. Arellano-Hernández, G.E. Arévalo, C.E. Arroyo-Cruz, A. Bolivar, S. Bunning, N. Bustamante-Cañas, C.O. Cruz-Gaistardo, F. Davila, 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. Vasquez, 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
- Guevara, M. and R. Vargas. 2020. Soil organic carbon estimates and uncertainty at 1-m Depth across Mexico. 1999-2009. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1754>
- Guevara, M. y R. Vargas. 2021. Predicción de carbono orgánico en los suelos de México a un metro de profundidad y 90 m de resolución espacial. Aceptado para su publicación en *Terra Latinoamericana*
- 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.

- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Isaaks, E.H. and R.M. Srivastava. 1988. Spatial continuity measures for probabilistic and deterministic geostatistics. *Mathematical Geology* 20:313-341
- Isaaks, E.H. and R.M. Srivastava. 1989. *Applied Geostatistics*. Oxford University Press. New York
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation. A System of Quantitative Pedology*. McGraw Hill. USA
- Journel, A.G. 1983. Nonparametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15:445-468
- Journel, A.G. 1984a. The place of non-parametric geostatistics. pp. 307-335. In: G. Verly, M. David, A.G. Journel and A. Marechal (eds.). *Geostatistics for Natural Resources Characterization: Part 1*. D. Reidel Publishing Company
- Journel, A.G. 1984b. mAD and conditional quantile estimators. pp. 261-270. In: G. Verly, M. David, A.G. Journel and A. Marechal (eds.). *Geostatistics for Natural Resources Characterization, Part 1*. D. Reidel Publishing Company. Dordrecht
- Journel, A.G. 1985. The deterministic side of geostatistics. *Mathematical Geology* 17:1-15
- Journel, A.G. 1986. Constrained interpolation and qualitative information – the soft kriging approach. *Mathematical Geology* 18:269-286
- Journel, A.G. 1988. New distance measures: the route toward truly non-Gaussian geostatistics. *Mathematical Geology* 20:459-475
- Journel, A.G. 1994. Modeling uncertainty: some conceptual thoughts. pp. 30-43 In: R. Dimitrakopoulos (ed.) *Geostatistics for the New Century*. Kluwer Academic Publishers
- 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: O. Lewangthong and C.V. Deutsch (eds.). *Geostatistics Banff 2004*. Springer. Netherlands
- Journel, A.G. and D. Posa. 1990. Characteristic behaviour and order relations for indicator variograms. *Mathematical Geology* 22:1011-1025
- Klir, G.J. 2006. *Uncertainty and Information: Foundations of Generalized Information Theory*. John Wiley and Sons. Inc.
- 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
- 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
- Lemmer, I.C. 1986. Mononodal indicator variography – Part I: theory. *Mathematical Geology* 18:589-604
- Liu, Y., A. Harding, R. Gilbert and A. Journel. 2005. A workflow for multiple-point geostatistical simulation. pp. 245-254. In: O. Lewangthong and C.V. Deutsch (eds.). *Geostatistics Banff 2004*. Springer. Netherlands
- Lyon, S.W., A.J. Lembo, M.T. Walter and T.S. Steenhuis. 2006. Defining probability of saturation with indicators kriging on hard and soft data. *Advances in Water Resources* 29:181-193
- Matheron, 1987. Suffit-il, pour une covariance, d'être de type positif? *Sciences de la Terre, Série Informatique Géologique* 26:51-66
- Montero, J.M. and J. Mateu. 2015. *Spatial and Spatio-Temporal Geostatistical Modeling and Kriging*. John Wiley and Sons Ltd. United Kingdom
- Moritsuka, N., K. Matsuoka, K. Katsura, S. Sano and J. Yanai. 2014. Soil color analysis for statistically estimating total carbon, total nitrogen and active iron contents in Japanese agricultural soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 60:475-485
- Ortiz, J.M. and C.V. Deutsch. 2004. Indicator simulation accounting for multiple-point statistics. *Mathematical Geology* 36:545-566
- Paz, F. 2005. Estimación de reservorios y emisiones de carbono en los suelos de México. Documento de Trabajo No. 1. Grupo INEGEI. Colegio de Postgraduados, Montecillos, Estado de México 11 p. Disponible en: http://pmcarbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- Paz, F. 2006. Análisis y modelación de patrones escalantes en variables climáticas: Reporte final. Preparado para AGROASEMEX, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillos, Estado de México 35 p.
- Paz, F. 2021a. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021b. Teoría general de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo. Estas mismas memorias.
- Paz, F., C. Balbontín y J. Etchevers. 2006. Integración de información terrestre y satelital: un ejemplo para el caso del carbono orgánico en los suelos. Documento de trabajo COLPOS. Montecillo, Estado de México. 52 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- 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
- Paz-Pellat, F., C. Balbontín-Nesvara, J. Etchevers-Barra, M. Martínez-Menes y C. Ortiz-Solorio. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26:183-191
- Paz Pellat, F., C. Balbontín Nesvara, J. Etchevers Barra, M. Martínez Menes y C. Ortiz Solorio. 2009. Análisis multifractal del carbono en los suelos 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27:257-264
- 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, F., E. Castillo, J.C. Cabrera y E. Medrano. 2018. Base de datos nacional de índices de vegetación: resolución especial de 250 m y resolución temporal de 10 días. Elementos para Políticas Públicas 2:109-124
- Paz, F., C. Cruz y B. de Jong. 2012a. Piloto REDD+ en Chiapas usando estrategias integrales de bajo costo de inventarios de carbono en ecosistemas terrestres. pp. 60-68. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la



- Universidad Autónoma del Estado de México y el Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012a. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semi-cuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. pp. 275-280. En: F. Paz y R. Cuevas (eds.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5
- Paz, F. y B. de Jong. 2012b. Inventarios dinámicos del carbono en ecosistemas terrestres cambiando espacio por tiempo: cronosecuencias. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. ISBN 978-607-715-085-5pp. 281-287
- Paz, F., B. de Jong, S. Covalada, M. G. Morales, I. Amezcua, J. C. Gómez, M. M. Torres y A. Vargas. 2012b. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5pp. 759-766
- Paz-Pellat, F. y J.C. de la Cruz-Cabrera. 2019. Base de datos rasterizados multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación de México escala 1:250 000. Elementos para Políticas Públicas 3:1-12
- Paz, F. y J. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. Terra Latinoamericana 34:339-355
- Paz-Pellat, F. y C.A. Ortiz-Solorio. 2019. Base de datos de la evaluación de la degradación de los suelos en México. Elementos para Políticas Públicas 3:51-56
- Paz, F., F. Rojas, M. Olguín, S. Covalada y M.I. Marín. 2017. Bases de datos para los inventarios estatales de gases efecto invernadero: fase inicial en 12 estados de México. Elementos para Políticas Públicas 1:197-208
- Paz, F., V.M. Romero, J. Argumedo y J.C. Cabrera. 2018. Base de datos vectoriales multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de México. Elementos para Políticas Públicas 2:125-146
- 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 A. Velázquez-Rodríguez. 2020. Una nota de precaución para los meta análisis de la dinámica del carbono orgánico de los suelos. pp. 476-481. En: J.M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez y M. Bolaños (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Texcoco, Estado de México, México.
- Paz-Pellat, F., A.S. Velázquez-Rodríguez, J.D. Etchevers-Barra, C.I. Hidalgo-Moreno, M. Bolaños-González, B. de Jong, S. Covalada-Ocón, M. Fuentes-Ponce, G. Vela-Correa, F. García-Oliva, Mario Guevara y R. Vargas. 2019. Capítulo 20: Suelos. pp. 436-468. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4
- Paz et al. 2021. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: saturación potencial. Estas mismas memorias.
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas (Versión 1.31). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 60 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- PMC. 2011b. Manual de campo para el Inventario Forestal Estatal Cuantitativo (Versión 2.11). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 129 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- PMC. 2011c. Muestreo semicuantitativo. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Bosques y Selvas. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Marcos Casiano, Carlos O. Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 49 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- PMC. 2015. Manual de procedimientos inventario semi-cuantitativo de carbono+. Estudio de factibilidad Técnica para el pago de bonos de carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Fabiola Rojas-García y Julio Cesar Wong. Texcoco, Estado de México, México 58 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- 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 derived from remote sensing. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 59:157-166
- Rivoirard, J. 2001. Which models for collocated cokriging? Mathematical Geology 33:117-131
- Salas-Aguilar, V.M. y F. Paz-Pellat. 2016. Simulación espacial de las propiedades del suelo en el Estado de México. En: F. Paz Pellat y R. Torres Alamilla (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-4-3. pp. 693-703.
- Salas Aguilar, V.M. y F. Paz Pellat. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfométrica 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 250 m. 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. Environ. Res. Lett. 5:1-6
- 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.
- Schulze, D.G., J.I. Nagel, G.E. Van Scoyoc, T.L. Henderson, M.F. Baumgardner and D.E. Scott. 1993. Significance of organic matter in determining soil colors. pp. 71-90. In: Soil Color, SSSA Special Publication No. 31. Madison, WI.
- Shamaryan, L.E. and A.G. Journel. 1999. Two Markov models and their application. Mathematical Geology 31:965-988
- Srivastava, R. 1987. Minimum variance or maximum profitability? Canadian Industrial Mining Bulletin 80:63-68

- Thaler, E.A., I.J. Larsen and Q. Yu. 2019. A new index for remote sensing of soil organic carbon based solely on visible wavelength. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 83:1443-1450
- 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*
- 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
- Wingle, W.L. and E.P. Poeter, 1998. Classes vs. thresholds: A modification to traditional indicator simulation, *Advances in Geostatistics, 1998 AAPG Annual Meeting*. Disponible en: http://www.uncert.com/wwingle/pubs/aapg_98/class.pdf
- Wingle, W.L., E.P. Poeter and S.A. McKenna. 1998. *UNCERT User's Guide (Version 1.16 ±)*. Department of Geology and Geological Engineering. Colorado School of Mines. Golden, CO.
- Wingle, W.L., E.P. Poeter and S.A. McKenna. 1999. *UNCERT: geostatistics, uncertainty analysis and visualization software applied to groundwater Flow and contaminant transport modeling*. *Computers and Geosciences* 25:365-376
- Zadeh, L.A. 2006. *Generalized Theory of Uncertainty: Principal Concepts and Ideas*. *Computational Statistics and Data Analysis* 51:15-46
- Zhu H., Journel A.G. 1993. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via the Markov-Bayes algorithm. In: A. Soares A. (ed.). *Geostatistics Tróia '92. Quantitative Geology and Geostatistics, Vol 5*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1739-5_1

3.6. Estrategia para el análisis objetivo de la generación de mapas del carbono orgánico de los suelos en México: técnicas multifractales

Paz-Pellat Fernando¹; Salas Víctor²; Guevara Mario³; Vargas Rodrigo⁴; Etchevers Jorge⁵ y de Jong Ben⁶

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

² Geoinformática, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Cd. Cuauhtémoc, Chihuahua

³ Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla, Querétaro

⁴ Department of Plant and Soil Sciences, University of Delaware, Newark, Delaware, USA

⁵ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México

⁶ El Colegio de la Frontera Sur (retirado). Campeche, Campeche

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

El problema de escala de los muestreos y estimaciones del carbono orgánico de los suelos (COS), requiere incorporarse en forma explícita en los procesos asociados, lo cual es una limitación de la teoría de la geoestadística. Con el uso de procesos multifractales, multi escala, se presenta un marco teórico unificado que permite caracterizar las distribuciones de probabilidad y momentos estadísticos de los procesos, con leyes universales que solo tienen dos parámetros para su definición completa. El uso de funciones de estructura generalizadas para momentos de orden q , permite plantear esquemas de estimación y simulaciones estocásticas relativamente similares al caso de la teoría geoestadística.

Palabras clave: *leyes universales, procesos conservativos y no conservativos, funciones de estructura generalizadas, estimaciones y simulaciones estocásticas*

Abstract

The problem of scale of the sampling and estimations of soil organic carbon (SOC) requires explicit incorporation of scale in the associated processes, which is a limitation of the geostatistical theory. With the use of multi-fractal, multi-scale processes, a unified theoretical framework is presented that allows characterizing the probability distributions and statistical moments of processes with universal laws that only have two parameters for their complete definition. The use of generalized structure functions for moments of order q allows to propose estimation schemes and stochastic simulations relatively similar to the case of geostatistical theory

Key words: *universal laws, conservative and non-conservative processes, generalized structure functions, estimations and stochastic simulations*

Introducción

La generación de mapas del carbono orgánico de los suelos (COS) en México se ha aproximado mediante diferentes técnicas (Paz Pellat *et al.*, 2016; Segura *et al.*, 2004; Guevara *et al.*, 2020; Guevara y Vargas, 2021), con resultados mixtos. La consideración de la escala de los muestreos y de las estimaciones, es un requisito para un análisis objetivo (Salvadori *et al.*, 2001). Por ejemplo, para el caso de los muestreos de suelo para determinaciones del COS del INEGI (2004) se utilizan perfiles y se obtiene una muestra única (alrededor de 5 cm de diámetro) a diferentes profundidades; por otro lado, la CONAFOR (2009) establece un esquema de muestreo usando dos transectos (15 m) con tomas de diferentes muestras para definir un promedio espacial, adicional a las mediciones puntuales; finalmente,

FAO-SAGARPA (2012) realizaron muestreos de suelos en parcelas agrícolas divididas en dos secciones y cada sección se muestreó en zigzag tomando 10 muestras para determinaciones en laboratorio. Paz Pellat *et al.* (2010) muestran que los cambios de la escala de muestreo con barreno (2.5 – 5.0 cm diámetro) a volúmenes de decenas de metros implica diferencias importantes en los valores, particularmente para el caso de valores altos. Desde la perspectiva de estimaciones basadas en datos puntuales, o escalas de muestreo restringidas, los resultados (Guevara *et al.*, 2020) han servido para estimar el COS a escala de una hectárea (CONAFOR, 2020a y b), lo que implica errores importantes.

En una contribución previa de los autores (Paz *et al.*, 2021), se introdujo el marco teórico de la geoestadística (Goovaerts, 1997; Chiles y Delfiner, 2012) para la técnica del Kriging indicador Bayesiano, para considerar escalas locales y la integración de información multi-fuente. Aun cuando se discutieron funciones de estructura espacial (variogramas y covariogramas) con exponentes diferentes de dos (caso clásico de la geoestadística) (Journel, 1988; Emery, 2005), que implica que la varianza del proceso esta definida (no es infinita), en términos estadísticos estrictos, los procesos de varianza infinita no tienen definidos sus segundos momentos (*e.g.*, variograma o covariograma), por lo que no pueden aplicarse los desarrollos geoestadísticos.

En esta contribución se introduce el marco de los procesos multifractales (Lovejoy y Schertzer, 2007; Paz Pellat *et al.*, 2008, 2009 y 2010; Balbontín *et al.*, 2009) para la consideración de estimaciones multi-escala y de escala fija, generalizando los desarrollos geoestadísticos discutidos por Paz *et al.* (2021). Una parte importante de la discusión está basada en Paz (2006) y Paz *et al.* (2006).

Procesos multifractales

Cascadas multiplicativas

En los procesos de turbulencia se han usado cascadas multiplicativas para modelar el fenómeno. Con esta perspectiva, se puede analizar el caso de una cascada unidimensional, en donde la escala más externa (mayor) está dada por L y ésta es dividida en segmentos iguales de longitud l a cada paso de la cascada. La razón de escala $\lambda=L/l$, $\lambda>1$, está dentro del rango $1 \leq \lambda \leq \Lambda$, donde $\Lambda=L/l_{\min}$, y l_{\min} es la escala mínima del proceso de cascada (disipación de la energía por viscosidad en el caso de turbulencia). Sin pérdida de generalidad, podemos hacer $L = 1$, Figura 1.

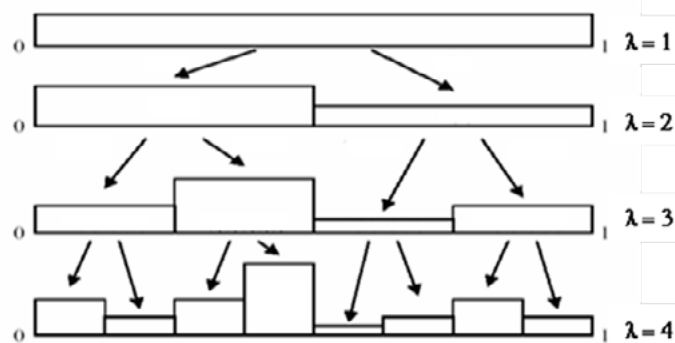


Figura 1. Cascada multiplicativa unidimensional.

Ahora bien, si se considera una variable Z (densidad = concentración/espacio), a la escala L con $\lambda=L/L=1$, se puede normalizar para que su promedio sea uno:

$$\Phi_1 = \frac{Z_1}{E[Z_1]} \quad (1)$$

donde $E[]$ es el operador de esperanza matemática (promedio).

La cascada binomial de la Figura 1 es un proceso conservativo (se conserva el promedio) a las escalas λ (razones de escalas):

$$E[\phi_\lambda] = 1, \forall \lambda \quad (2)$$

La escala superior modula en forma multiplicativa la transferencia de densidades a la escala inferior con el uso de generadores estocásticos:

$$\phi_\lambda = \lambda^\gamma \phi_1 = \lambda^\gamma \quad (3)$$

donde γ es el generador u orden de singularidad del proceso. De la relación (3), el orden de singularidad se define como:

$$\gamma = \frac{\text{Log}(\phi_\lambda)}{\text{Log}(\lambda)} \quad (4)$$

La cascada multiplicativa discutida se denomina modelo α (Schertzer y Lovejoy, 1983), que define un límite de la cascada, el número de pasos tiende a infinito, dado por:

$$P\{\phi_\lambda \geq \lambda^\gamma\} \approx \lambda^{-C(\gamma)} \quad (5)$$

donde P es probabilidad y el signo \approx significa igualdad dentro de factores constantes o variando lentamente. La función $C(\gamma)$ es la codimensión del proceso y está definida por:

$$C(\gamma) = d - D(\gamma) \quad (6)$$

donde d es la dimensión del proceso ($d = 2$ caso bidimensional) y $D(\gamma)$ es la dimensión fractal asociada al orden de singularidad γ .

Bajo condiciones más o menos generales, las propiedades de una distribución de probabilidad de una variable aleatoria pueden ser especificada como:

$$E[(\phi_\lambda)^q] = \int \lambda^{q\gamma} \lambda^{-C(\gamma)} \approx \lambda^{K(q)}, \lambda > 1 \quad (7)$$

Con relación a la teoría geoestadística, la relación (6) es el inverso de la definición de funciones indicadoras (Paz *et al.*, 2021), por lo que con el conocimiento de $C(\gamma)$ es posible definir la distribución de probabilidad del proceso. Algo similar sucede para el caso de $K(q)$ para la estimación de los momentos estadísticos.

Leyes universales para procesos conservativos

Para el caso de cascadas multiplicativas continuas, variables Lévy estables, se pueden definir funciones universales escalantes que caracterizan en forma completa un proceso multifractal conservativo con $E[\phi_\lambda] = 1$ (Schertzer y Lovejoy, 1987; Brax y Pechanski, 1991; Kida, 1991):

$$C(\gamma) = \begin{cases} C_1 \left(\frac{\gamma}{C_1 \alpha^1} + \frac{1}{\alpha} \right)^{\alpha^1}, & \alpha \neq 1 \\ C_1 \exp \left(\frac{\gamma}{C_1} + 1 \right), & \alpha = 1 \end{cases} \quad (8)$$

$$K(q) = \begin{cases} \frac{C_1}{\alpha-1} (q^\alpha + q), & \alpha \neq 1 \\ C_1 q \ln(q), & \alpha = 1 \end{cases} \quad (9)$$

con:

$$\frac{1}{\alpha} + \frac{1}{\alpha^1} = 1 \quad (10)$$

donde C_1 es la codimensión de la singularidad media del proceso y mide la fractalidad promedio ($0 \leq C_1 \leq d$) y α el índice de Lévy ($0 \leq \alpha \leq 2$) que define que tan rápido se incrementa la fractalidad con singularidades más y más grandes. El caso $\alpha = 2$ es un proceso log-normal y corresponde a un generador Gaussiano. El caso ($0 < \alpha < 2$) corresponde a un generador con variable Lévy estable (varianza infinita). Si $\alpha < 1$ el proceso tiene una media infinita.

Los procesos multifractales tienen un número infinito de dimensiones fractales, cada una asociada a un orden de singularidad, que pueden ser caracterizadas por una ley universal con solo dos parámetros: C_1 y α .

Leyes universales para procesos no conservativos

Para el caso de procesos no conservativos, $E[\phi_\lambda] \neq 1$, las leyes universales están dadas por:

$$C(\gamma) = \begin{cases} C_1 \left(\frac{\gamma+H}{C_1 \alpha^1} + \frac{1}{\alpha} \right)^{\alpha^1}, & \alpha \neq 1 \\ C_1 \exp \left(\frac{\gamma+H}{C_1} + 1 \right), & \alpha = 1 \end{cases} \quad (11)$$

$$K(q) = \begin{cases} qH + \frac{C_1}{\alpha-1} (q^\alpha + q), & \alpha \neq 1 \\ qH + C_1 q \ln(q), & \alpha = 1 \end{cases} \quad (12)$$

con:

$$\frac{1}{\alpha} + \frac{1}{\alpha^1} = 1 \quad (13)$$

donde H es el coeficiente de Hurst, el cual mide el grado de no conservación del proceso ($0 \leq H \leq 1$). Para procesos conservativos $H = 0$.

Funciones de estructura multifractales

La función de estructura de los procesos multifractales está definida por:

$$E[(\Delta Z_\lambda)^q] = E[|Z_\lambda(X) - Z_\lambda(X+h)|^q] \approx \lambda^{-\zeta(q)} \quad (14)$$

$$\zeta(q) = qH - K(q) \quad (15)$$

$$\zeta(q) = \begin{cases} qH - \frac{C_1}{\alpha-1} (q^\alpha - q), & \alpha \neq 1 \\ qH - C_1 q \ln(q), & \alpha = 1 \end{cases} \quad (16)$$

donde h es una distancia de separación.

El caso $q = 2$ define la función variograma usada en geoestadística (Journel, 1988). De las relaciones presentadas, con el conocimiento de C_1 y α se definen las funciones de estructura generalizadas de orden q y los indicadores asociados a singularidades, por lo que son un marco teórico unificado, a diferencia de los enfoques empíricos usados en la geoestadística. Las relaciones mostradas son multi-escala, ligándolas entre sí, y están definidas por la razón de escala λ .

Si se define $\lambda = h_{\max}/h$, $h \approx \lambda^{-1}$ y h_{\max} como la escala exterior L , la relación (13) para una escala fija está definida por:

$$E[(\Delta Z_h)^q] = E[|Z(X) - Z(X+h)|^q] \approx h^{-\zeta(q)} \quad (17)$$

que es el caso normal analizado en la teoría geoestadística ($q = 2$).

La Figura 2 muestra las estimaciones de la función de estructura, relación (16) para la caracterización del COS en México (Paz Pellat *et al.*, 2008; Balbontín *et al.*, 2009), usando los datos de Paz-Pellat y Ortiz-Solorio (2019), en donde se observan buenos ajustes a los datos experimentales.

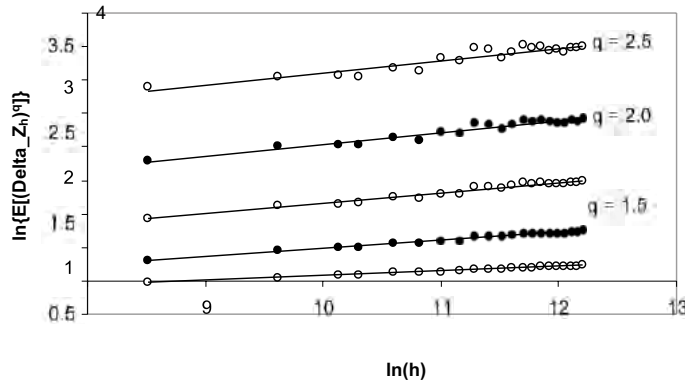


Figura 2. Función de estructura multifractal para el COS a escala nacional, con el uso de diferentes momentos q .

En la Figura 3 se muestra la relación $q - \zeta(q)$, en donde se observa divergencia de momentos caracterizada por patrones lineales (Paz Pellat *et al.*, 2009). Los ajustes de la ley universal multifractal generaron los siguientes parámetros para el proceso del carbono orgánico de los suelos en México: $\alpha = 1.83$ y $C_1 = 0.033$, que muestran una cercanía a un proceso lognormal multifractal ($\alpha = 2$).

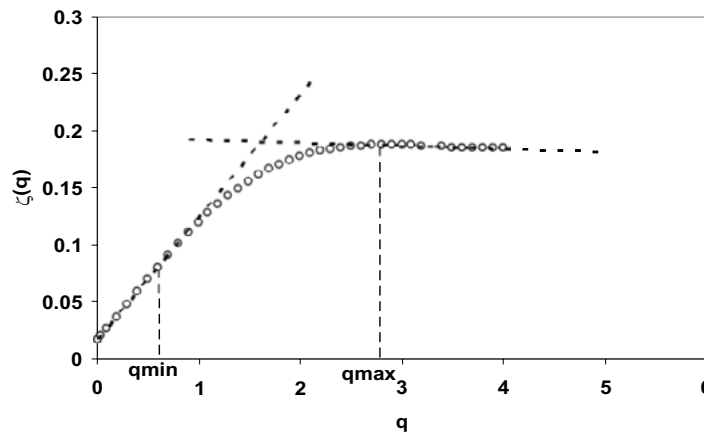


Figura 3. Ajuste del modelo de la relación $q - \zeta(q)$ entre los momentos mínimo y máximo (divergencia de momentos).

La estimación de los parámetros de las funciones multifractales se realiza usando técnicas denominadas de doble traza (Lavallée *et al.*, 1991). Más adelante se discute un método directo de estimación usando funciones de covarianza generalizadas.

Función de covarianza generalizada

La función de covarianza generalizada multifractal está definida por (Schertzer y Lovejoy, 1987; Cates y Deutsch, 1987; Schmitt, 2003):

$$E[Z_\lambda(X)^p Z_\lambda(X+h)^q] \approx \lambda^{K(p+q)} h^{K(p)+K(q)-K(p+q)} \quad (18)$$

Para el caso $p = q = 1$, $K(1) = 0$, se obtiene:

$$E[Z_\lambda(X)Z_\lambda(X+h)] \approx \lambda^{K(2)} h^{-K(2)} \quad (19)$$

que es la función de covarianza no centrada de la geoestadística (Chiles y Delfiner, 2012).

En el caso particular $p = q$, la relación (17) se reduce a:

$$E[Z_\lambda(X)^q Z_\lambda(X+h)^q] \approx \lambda^{K(2q)} h^{-K(2,q)} \quad (20)$$

con:

$$K(q_1, q_2) = K(q_1 q_2) - q_1 K(q_2), \text{ con } K(q, 1) = K(q) \quad (21)$$

Si se deja fija la escala de observación, la relación (19) puede definirse como:

$$E[Z(X)^q Z(X+h)^q] \approx h^{-\xi(q)} \quad (22)$$

$$\xi(q) = -K(2, q) = 2K(q) - K(2q) \quad (23)$$

$$\xi(q) = -K(2, q) = \frac{C_1}{\alpha-1} (2 - 2^\alpha) q^\alpha, \alpha \neq 1 \quad (24)$$

De la relación (24), con el uso de un gráfico $\log[K(2, q)]$ versus $\log(q)$, se obtienen directamente los parámetros α y C_1 , para definir complementemente el proceso multifractal.

La variable $Z(X)$ presenta alta variabilidad, por lo que se puede plantear el proceso de analizar la covarianza de los generadores γ para realizar estimaciones o simulaciones directamente sobre éstos. La covarianza de las singularidades esta definida por (Arnedo et al., 1998; Schmitt, 2003):

$$C(\gamma_\lambda) = E[\gamma_\lambda(X)\gamma_\lambda(X+h)] = A_\lambda - B \log(h) \quad (25)$$

donde A_λ es débilmente dependiente de λ y B es relacionada con la codimensión C_1 .

Estimaciones y simulaciones estocásticas multifractales

Al igual que la teoría geoestadística (Goovaerts, 1997), la teoría de procesos multifractales incorpora la anisotropía de las funciones de estructura (Schertzer y Lovajoy, 1987) y la incorpora en simulaciones estocásticas (Lovejoy y Schertzer, 2010). Su extensión a simulaciones condicionadas e incorporación de información multi-fuente sigue los mismos pasos que la teoría geoestadística.

En el caso de estimaciones y simulaciones estocásticas en el espacio-tiempo, la teoría de procesos multifractales puede incorporar las funciones multifractales considerando al tiempo en forma explícita (Marsan y Schertzer, 1996; Lovejoy y de Lima, 2015).

Las estimaciones (interpolaciones y extrapolaciones) de procesos multifractales ha sido considerada en la literatura de análisis objetivo (Salvadori et al., 2001; Lovejoy et al., 2001), pero no se ha expandido al nivel de los desarrollos geostadísticos. En geoestadística, los métodos de estimación Kriging (Goovaerts, 1997) plantean el problema de estimación $Z^*(X)$ como la estimación de pesos p_i a las muestras vecinas $Z(X_i)$ usando funciones de estructura (variogramas o covariogramas) para determinarlos:

$$Z^*(X) = \sum_{i=1}^n p_i Z(X_i) \quad (26)$$

lo cual implica un sistema (Kriging):

$$\begin{aligned} &\text{Minimizar } E[\{Z(X) - Z^*(X)\}^2] \\ &\text{Sujeto a } \sum p_i = 1 \end{aligned} \quad (27)$$

Fuera del caso $\alpha = 2$ (segundos momentos no infinitos), los otros no utilizan funciones de estructura para momentos $q = 2$, aunque se estiman estas funciones para cualquier momento estadístico q . Para el caso $1 < \alpha \leq 2$, el problema de minimización de las estimaciones se puede plantear como:

$$\text{Minimizar } E[\{Z(X) - Z^*(X)\}^q] \quad (28)$$

para asignar los pesos p_i a las variables circundantes.

Spodarev et al. (2013) plantearon tres posibles soluciones al problema de estimación utilizando funciones de covariación y codiferencias, aunque solo consideran el caso de variables Lévy estable simétricas. Su extensión al caso tipos Kriging indicador (conjuntos de excursión o level sets) se discute en Das et al. (2021).

La integración de información de variables indirectas en las estimaciones o simulaciones puede realizarse mediante funciones de correlación multifractales (Gires et al., 2020).

Finalmente, en la literatura de procesos multifractales es común utilizar el marco de medidas (Halsey et al., 1986 utiliza la relación $\alpha - f(\alpha)$, a diferencia del marco presentado de densidades, que utiliza la relación $\gamma - C(\gamma)$). La equivalencia entre ambos marcos se discute en Lovejoy y Schertzer (2007).

Conclusiones

El marco teórico de los procesos multifractales que se introduce, generaliza la teoría geoestadística y establece relaciones teoría entre las distribuciones de probabilidad y sus momentos estadísticos, además de generalizar las funciones de estructura, permitiendo su parametrización completa con solo dos parámetros, que pueden estimarse con la función de covarianza generalizada.

El uso de procesos con variables Lévy estables para estimaciones y simulaciones es congruente con el uso de estas variables que están asociadas a la dinámica temporal del carbono orgánico de los suelos (Paz, 2021a y b).

Literatura citada

- Arneodo, A., E. Bacry and J.P. Muzy. 1998. Random cascade on wavelet dyadic trees. *J. Math. Phys.* 39:4142-4164
- Balbontín, C., C. O. Cruz, F. Paz, and J. D. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. pp. 71-96. In: R. Lal and R. F. Follett (eds.). *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. SSSA Special Publication 57. 2nd Edition. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI
- Brax, P. and R. Pechanski. 1991. Levy stable law description on intermittent behaviour and quark gluon plasma phase transitions. *Physical Letters B* 253:225-230
- Cates, M.E. and J.M. Deutsch. 1987. Spatial correlations in multifractals. *Phys. Rev. A.* 35:4907-4910
- Chiles, J.P. and P. Delfiner. 2012. *Geostatistics, Modeling Spatial Uncertainty*. Second Edition. John Wiley and Sons, Inc New Jersey
- 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. 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.
- Das, A., V. Makogin and E. Spodarev. 2021. Extrapolation of stationary infinitely divisible random fields via level sets. arXiv:2108.12481v1 [math.PR] 27 Aug 2021
- Emery, X. 2005. Variograms of order ω : a tool to validate a bivariate distribution model. *Mathematical Geology* 37:163-181
- FAO. 2020. *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-SAGARPA. 2012. Línea Base del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales, subíndice de Uso Sustentable del Suelo – Metodología de Cálculo. México 53 p.
- Gires, A., J. Tchiguirinskaia and D. Schertzer. 2020. Approximate multifractal correlation and product of universal multifractals fields, with application to rainfall data. *Nonlin. Processes Geophys.* 27:133-145
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York
- Guevara, M., C. Arroyo, N. Brunzell, C.O. Cruz, G. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D. Hayes, T. Hengl, A. Ibelles, 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. 2020b. Soil organic carbon across Mexico and the conterminous United States (1991-2010). *Global Biochemical Cycles*. 34, e2019GB006219, doi:10.1029/2019GB006219
- Guevara, M. y R. Vargas. 2021. Predicción de carbono orgánico en los suelos de México a un metro de profundidad y 90 m de resolución espacial. Aceptado para su publicación en *Terra Latinoamericana*
- Halsey, T.C., M.H. Jensen, L.P. Kadanoff, I. Procaccia and B. Shraiman. 1986. Fractal measures and their singularities: the characterization of strange sets. *Phys. Rev. A* 33_1141-1151
- INEGI. 2004. *Información nacional sobre perfiles de suelo Versión 1.2*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- Journel, A.G. 1988. New distance measures: the route toward truly non-Gaussian geostatistics. *Mathematical Geology* 20:459-475
- Kida, S. 1991. Log-stable distribution and intermittency of turbulence. *Journal of the Physical Society of Japan* 60:5-8
- Lavallée, D., D. Schertzer and S. Lovejoy. 1991. On the determination of the codimension function: In: D. Schertzer and S. Lovejoy (eds.). *Non-Linear Variability in Geophysics*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands
- Lovejoy, S. and M.I.P. de Lima. 2015. The joint space-time statistics of macroweather precipitation, space-time statistical factorization and macroweather models. *Chaos* 25, 0754410 doi:10.1063/1.4927223
- Lovejoy, S. and D. Schertzer. 2007. Scaling and multifractal fields in the solid earth and topography. *Nonlin. Processes Geophys.* 14:465-502
- Lovejoy, S. and D. Schertzer. 2010. On the simulation of continuous in scale universal multifractals, part I: spatially continuous process. *Computers and Geoscience* 36:1393-1403
- Lovejoy, S., D. Schertzer, Y. Tessier and H. Gaonach. 2001. Loejoy, S., D. Schertzer, Y. Tessier and H. Gaonach. Multifractals and resolution-independent remote sensing algorithms: the example of ocean colour. *Int. J. Remote Sensing* 22:1191-1234
- Marsan, D., D. Schertzer and S. Lovejoy. 1996. Causal space-time multifractal processes: predictability and forecasting of rain fields. *Journal of Geophysical Research* 31D:26333-26346

- Paz, F. 2006. Análisis y modelación de patrones escalantes en variables climáticas: Reporte final. Preparado para AGROASEMEX, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillos, Estado de México 35 p.
- Paz, F, 2021a. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021b. Teoría general de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo. Estas mismas memorias.
- 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
- Paz, F., C. Balbontín y J. Etchevers. 2006. Integración de información terrestre y satelital: un ejemplo para el caso del carbono orgánico en los suelos. Documento de trabajo COLPOS. Montecillo, Estado de México. 52 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- Paz-Pellat, F., C. Balbontín-Nesvara, J. Etchevers-Barra, M. Martínez-Menes y C. Ortiz-Solorio. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26:183-191
- Paz Pellat, F., C. Balbontín Nesvara, J. Etchevers Barra, M. Martínez Menes y C. Ortiz Solorio. 2009. Análisis multifractal del carbono en los suelos 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27:257-264
- 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. y C.A. Ortiz-Solorio. 2019. Base de datos de la evaluación de la degradación de los suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:51-56
- Salvadori, G. D. Schertzer and S. Lovejoy. 2001. Multifractal objective analysis: conditioning and interpolation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 15:261-283
- 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.
- Schertzer, D. and S. Lovejoy. 1983. The dimension and intermittency of atmospheric dynamics. pp. 7-33. In: B. Launder (ed.). *Turbulence Shear Flows* 4. Springer-Verlag, Karlsruhe
- Schertzer, D. and S. Loveloy. 1987. Physical modeling and analysis of rain and clouds by anisotropic scaling multiplicative processes. *Journal of Geophysical Research* 92:9693-9714
- Schmitt, F. 2003. A causal multifractal stochastic equation and its statistical properties. *Eur. Phys. J.* B34:85-98
- Spodarev, E., E. Shmileva and S. Roth. 2013. Extrapolation of stationary fields. arXi:1306.6205v1 [math.PR] 26 Jun 2013

3.7. Iniciativa “Biogeoquímica de los Suelos Mexicanos: Información y Conocimiento”

Paz-Pellat Fernando¹; Velázquez Alma²; Ayala Fernando⁴; Báez Aurelio³; Chávez Bruno⁴; Correa Gilberto⁵; Cottler Helena⁶; Cueto José³, de Jong Ben⁷; de-León Fernando⁵; Etchevers Jorge⁸; Fuentes Mariela⁵; García-Oliva Felipe⁴; González Lucila³; Guerrero Armando⁸; Guevara Mario⁴; Herrera Jorge⁹; Hidalgo Claudia⁸; Libert Antoine¹⁰; Padilla Juliana⁸; Prado Blanca⁴; Rodríguez Julio C.¹¹; Salas Víctor¹²; Sánchez Zulia¹³; Saynes Vinisa⁸; Teutli Claudia⁴; Vargas Rodrigo¹⁴ y Yépez Enrico¹³

¹ Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, México

² Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de 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 CentroGEO, Ciudad de México

⁷ El Colegio de la Frontera Sur (retirado). Campeche, Campeche

⁸ Colegio de Postgraduados, México

⁹ CINVESTAV-IPN, Mérida, Yucatán

¹⁰ Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México

¹¹ Universidad Autónoma de Sonora, Hermosillo, Sonora

¹² Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua

¹³ Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora

¹⁴ University of Delaware. Newark, Delaware, USA

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La Iniciativa “Biogeoquímica de los Suelos Mexicanos: Información y Conocimiento” se presenta en función del contexto y antecedentes de los esfuerzos de mediciones de variables biogeoquímicas y los problemas asociados. Se presentan las estrategias y los elementos constitutivos de la iniciativa, así como algunas acciones concretas orientadas a alcanzar sus objetivos.

Palabras clave: *inventarios de emisiones GEI, bases de datos, fusión información-conocimiento, integración datos multi-fuente, generación de capacidades, asistencia técnica*

Abstract

The Initiative "Biogeochemistry of Mexican Soils: Information and Knowledge" is presented, depending on the context and antecedents of the efforts to measure biogeochemical variables and the associated problems. The strategies and constituent elements of the initiative are presented, as well as some concrete actions aimed at achieving the objectives of the initiative.

Key words: *GHG emissions inventories, databases, information-knowledge fusion, multi-source data integration, capacity building, technical assistance*

Introducción

Los suelos son la base de la agricultura y tienen múltiples funciones que generan beneficios al medio ambiente y las sociedades humanas, lo que define la necesidad de desarrollar un marco de toma de decisiones de políticas públicas para su conservación y mejoramiento (Schulte *et al.*, 2015). Aun cuando se han desarrollado diferentes estrategias y programas para el manejo sustentable de los suelos en México (*i.e.* SEMARNAT, 2010 y 2015), su implementación no se ha realizado y solo han sido ejercicios sin consecuencias directas en la mejora del manejo de los suelos. No obstante, algunos estudios han

generado información diagnóstica del estado de los suelos en México (SEMARNAT-CP, 2002; CONAFOR-UACH, 2013), que permiten definir posibles hojas de ruta en la conservación de este recurso. Aunque las estimaciones del estado de los suelos se han realizado con información de campo relativamente escasa, se han obtenido algunos progresos en los últimos años, pero no en todas las dimensiones de la sustentabilidad de los suelos. Por ejemplo, Paz-Pellat *et al.* (2019) revisan las estimaciones realizadas en México para la erosión, generalmente solo la hídrica, en donde se muestra una alta variabilidad. La estimación más reciente a escala nacional es la de CGG-SAGARPA y COLPOS (2009), documentada en Bolaños *et al.* (2016) y usada como base por el INEGI para su producto de erosión, aunque con inconsistencias (2015 a y b). En el tema de la degradación de los suelos, SEMARNAT-CP (2002) presentan el estudio más actualizado, el cual muestra ya una antigüedad de casi 20 años.

Un tema asociado a los suelos es el estado del carbono orgánico, para la estimación de las emisiones producto de perturbaciones antropogénicas y naturales, de acuerdo con metodologías estandarizadas (IPCC, 2003 y 2006). La “recarbonización de los suelos” ha sido propuesta por FAO (2017a, b y c, 2018; 2020a y b) como un medio asociado al manejo sostenible del recurso, principalmente en suelos agropecuarios. Otras iniciativas, tal como la “4 por mil” (MAAF, 2015; Minasny *et al.*, 2017) o la denominada Agricultura Climáticamente Inteligente (Banco Mundial, CIAT, CATIE, 2014), están orientadas al mismo objetivo que la iniciativa de la FAO. Con la implementación de buenas prácticas de manejo es posible analizar posibles incrementos en el carbono orgánico de los suelos o COS (The World Bank, 2012a y b), permitiendo mejorar la fertilidad y la productividad agrícola, en esquemas “ganar-ganar”. No obstante, debe tenerse cuidado en la interpretación de la información obtenida en meta análisis y entender el proceso evaluado (*e.g.* Post y Kwon, 2000; Aryal *et al.*, 2018), para generar conocimiento y entender las hipótesis implicadas en análisis clásicos (Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2020).

En el tema forestal, el mecanismo REDD+ (Reducciones de las Emisiones de gases efecto invernadero por Deforestación y Degradación forestal evitada, más la conservación, incremento de almacenes de carbono y manejo forestal sustentable) ha sido de interés para el país, bajo la tutela de la CONAFOR (2017). Además de la importancia del tema en el desarrollo de los mercados de carbono de los suelos (Oldfield *et al.*, 2021), México reporta las estimaciones de emisiones y remociones de gases efecto invernadero (GEI) ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) (INECC-SEMARNAT, 2018), así como de los niveles de referencia de emisiones del mecanismo REDD+ (CONAFOR-SEMARNAT, 2014, 2015, 2020a y b), que como documentos oficiales de México, definen el estado (COS) de los suelos del país.

Aunque en inventarios nacionales de emisiones de GEI de México del Sector Uso del Suelo y Cambio de Uso del Suelo o AFOLU (IPCC, 2006; por sus siglas en inglés) de la tercera y cuarta comunicación de México ante la CMNUCC (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2010) se han reportado emisiones del suelo que representan alrededor de la tercera parte de las emisiones del sector. Estos resultados son consistentes con las estimaciones de que el almacén del suelo es alrededor de dos tercios del total de los ecosistemas terrestres (Paz, 2015). Sin embargo, los niveles de referencia de emisiones de los suelos estimados por CONAFOR (2014, 2015, 2020a y b) muestran que sus valores son de alrededor del 2-3% del total del sector forestal, con incertidumbres muy bajas, no coherentes con el reto de estimar almacenes y emisiones, e incertidumbres asociadas, de la parte subterránea de los ecosistemas terrestres (Vargas *et al.*, 2013).

Los números oficiales no son congruentes con las estimaciones realizadas por el sector académico-científico (de Jong *et al.*, 2006, 2009, 2010; entre otros), y minimizan la importancia de los suelos, similar a lo discutido por Etchevers *et al.* (2020). Se propone que las estimaciones oficiales necesitan replantear una estrategia que considere como ejes centrales la información y conocimiento adquirido por la comunidad científica (Klir, 2006; Zadeh, 2006). Si se considera que la incertidumbre (generalmente no incorporada en las estimaciones oficiales de las emisiones de los suelos) es una

deficiencia de información (Klir, 2006), el contar con más datos interoperables (Vargas *et al.*, 2017) permitirá reducir las incertidumbres de las estimaciones. En este sentido, el enfoque de “abajo hacia arriba” define un eje estratégico para implementar la iniciativa propuesta. Por otro lado, la definición de restricciones (conocimiento) en la información (Zadeh, 2006) define otro eje estratégico bajo la perspectiva de “arriba hacia abajo” de la iniciativa.

En lo siguiente, se presentan los elementos de la Iniciativa “Biogeoquímica de los suelos mexicanos: información y conocimiento” en donde el estudio de los suelos se presenta en dos fases: la primera orientada a la información y conocimiento de los ciclos biogeoquímicos de los suelos (discutida en este trabajo) y la segunda (con base en la información y conocimiento) orientada a la dimensión social del manejo y conservación de los suelos en México (Libert y Trench, 2016; Libert *et al.*, 2019). Se reconoce que es necesario tener un diagnóstico confiable y preciso del estado de los suelos mexicanos, además de evaluarlos con relación a los impactos de diferentes acciones de intervención con base en conocimiento, tal como la síntesis y modelación para el análisis de escenarios de intervención y asociados a programas y políticas públicas (Covaleda *et al.*, 2016, 2017, 2018 y 2019).

El considerar a los suelos como de alta importancia para la sustentabilidad ambiental y productiva, es un primer paso para el desarrollo de estrategias y acciones concretas para reducir o eliminar el problema, particularmente en la perspectiva académico-científica (COLPOS, 2013; UNAM, 2021a). En este contexto, la iniciativa de la UNAM (2021b) “Programa Universitario de Estudios Interdisciplinarios del Suelo” (PUEIS) es un gran avance en la dirección correcta, por lo que se tiene planeada la conjunción de esfuerzos con la iniciativa que se presenta.

Antecedentes

El Programa Mexicano del Carbono (PMC), socios e instituciones copartícipes, ha trabajado en el desarrollo de bases de datos para mejorar el conocimiento de los suelos mexicanos, principalmente con relación al carbono orgánico, lo que se encuentra plasmado en el Tercer y Cuarto Comunicado de México ante la CMNUCC (de Jong *et al.*, 2006, 2009). En esta tarea hacia la síntesis de información y conocimiento del COS, el PMC ha generado y documentado bases de datos de variables indirectas asociadas a los factores formadores del suelo (Jenny, 1940) y covariados (Rasel *et al.*, 2017; Lamichhane *et al.*, 2019), las cuales se encuentran publicadas y abiertas al público (Bolaños *et al.*, 2016; de Jong *et al.*, 2018 y 2019; Paz *et al.*, 2018a y b, 2019; Salas Aguilar y Paz Pellat, 2017, 2018), así como las bases de datos de COS disponibles en el país (Covaleda y Casiano, 2017; Paz *et al.*, 2017; Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez, 2018; Paz-Pellat y Ortiz-Solorio, 2019; entre otros). Asimismo, el PMC ha generado varias síntesis nacionales de la información y conocimiento del COS en México (Cueva *et al.*, 2016; Galicia *et al.*, 2016; Montaña *et al.*, 2016; Paz *et al.*, 2019; entre otros).

La distribución espacial y a profundidad, del COS en México, ha sido objeto de análisis de parte de diversos autores, a través de diferentes enfoques metodológicos y bases de datos (Segura *et al.*, 2004; Balbontín *et al.*, 2009; Guevara *et al.*, 2020b; Guevara y Vargas, 2021; Paz Pellat *et al.*, 2016; Paz y Etchevers, 2016; Paz-Pellat *et al.*, 2019), con resultados que son difíciles de comparar por problemas de interoperabilidad de información. Algunas bases de datos nacionales, resultado de estos ejercicios, están abiertas al público (Guevara *et al.*, 2020a; Guevara y Vargas, 2020).

Aun cuando los ejercicios de modelación de la dinámica del COS en los suelos mexicanos son relativamente incipientes (*e.g.* González Molina *et al.*, 2010, 2018 y 2020), los enfoques de modelación y síntesis han sido enfatizados por el PMC (*e.g.* Covaleda *et al.*, 2018). La caracterización de la incertidumbre de las estimaciones espaciales del COS se ha analizado bajo diferentes marcos teóricos (Segura *et al.*, 2004; Paz *et al.*, 2008, 2009 y 2010; Guevara *et al.*, 2020b; Guevara y Vargas, 2021).

Aun cuando la iniciativa propuesta está orientada a la biogeoquímica de los suelos, en lo siguiente se enfatiza el caso del carbono orgánico, lo que se extenderá al caso del C-N-P-S, al menos, siguiendo el enfoque propuesto por Paz *et al.* (2021a, b y c), además de otras propuestas.

Estrategia y Elementos de la Iniciativa

Considerando el esquema de fusión información-conocimiento, aparte de la búsqueda de beneficios múltiples, la estrategia de la iniciativa se enfoca en las siguientes etapas o actividades generales:

- a. Base de datos de mediciones biogeoquímicas de los suelos en México, esquema similar a otras iniciativas (*e.g.* Pfeiffer *et al.*, 2020).
- b. Desarrollo de estándares y protocolos de muestreo y determinaciones de laboratorio/campo.
- c. Generación de conocimiento y desarrollo de capacidades nacionales orientadas a la fusión de información-conocimiento.
- d. Asistencia técnica a los productores para toma de decisiones en el manejo de sus predios.
- e. Se propone que toda la información siga lineamientos FAIR por sus siglas en inglés, donde la información tiene que ser encontrable, accesible, interoperable y reproducible (Wilkinson *et al.*, 2016).

Los elementos constitutivos de la iniciativa, asociados a las etapas o actividades generales, se describen a continuación.

Base de datos de mediciones biogeoquímicas de los suelos en México

Además de las bases de datos del PMC, se busca generar una base de datos estandarizada de mediciones biogeoquímicas de los suelos mexicanos, en función de su publicación en revistas mexicanas e internacionales, tesis, eventos académicos, reportes de investigación o consultoría, etc. La estructura de la base de datos se definirá con base en las experiencias previas del PMC y se colocará en una plataforma web para el registro automático de datos. La base de datos incluirá, entre otras cosas, fecha de la colecta, coordenadas geográficas, método y arreglo geométrico de muestreo, variables colectadas y método de determinación en laboratorio. Para esta tarea se contempla involucrar a tesis de licenciatura de diversas universidades del país, bajo principios FAIR (<https://www.go-fair.org/fair-principles/>), para lo cual se desarrollará un manual de capacitación.

Desarrollo de estándares y protocolos de muestreo y determinaciones de laboratorio/campo

Uno de los problemas críticos para la estimación del carbono orgánico de los suelos, es la carencia de información incompleta respecto a los datos. La mayoría de los datos colectados solo contienen información sobre contenido de materia orgánica, por lo que la ausencia de valores de densidad aparente (o de métodos adecuados de medición) y del porcentaje, en peso, de fragmentos gruesos ($> 2\text{mm}$), provoca sobre estimaciones (IPCC, 2003; Poeplau *et al.*, 2017; Paz *et al.*, 2019) poco útiles para reportar emisiones de GEI (IPCC, 2006).

Otro aspecto que conduce a fuentes de incertidumbre altas en las estimaciones, es el uso de diferentes protocolos de muestreo en campo, lo que no permite realizar evaluaciones interoperables; un ejemplo de esto, lo constituyen los diferentes protocolos de muestreo usados por instituciones federales o internacionales (*e.g.* CONAFOR, 2009; INEGI, 2004; FAO-SAGARPA, 2012) que se basan en esquemas de muestreo con diferentes soportes geométricos y de escala. Lo anterior requiere de protocolos/estándares comunes para hacer la tarea de colecta de información en forma interoperable, de modo que sea posible evitar pérdida de información y fuentes de incertidumbre no valoradas.

Con relación a los protocolos de determinaciones de laboratorio, la Red de Laboratorios para el Análisis, Uso, Conservación y Manejo del Suelo (REDLABS, Red Temática del CONACYT) ha realizado esfuerzos para la intercomparación de mediciones del carbono total del suelo (Guerrero Peña *et al.*, 2019) para certificación de laboratorios mexicanos. Sin embargo, por falta de financiamiento, estos esfuerzos han sido interrumpidos, por lo que es necesario retomar los avances para extenderlos y

consolidarlos, con una visión más amplia. Un caso importante es el uso de diferentes métodos para las determinaciones de laboratorio, por lo que es imprescindible destacar la necesidad de realizar intercalibraciones para determinar las incertidumbres (*e.g.* Padilla *et al.*, 2012).

El objetivo es generar protocolos de campo y laboratorio estandarizados para incrementar la información disponible en México y evitar esfuerzos descoordinados. Así mismo, crear bases de datos siguiendo principios FAIR para facilitar el uso de información y reproducibilidad para avanzar en el conocimiento de la biogeoquímica de suelos en México.

Generación de conocimiento y desarrollo de capacidades nacionales orientadas a la fusión de información-conocimiento

Uno de los retos más importantes de la labor de compilación de mediciones biogeoquímicas de los suelos, es el relacionado con la generación de conocimiento, más allá de análisis descriptivos que son comunes en la literatura. En este sentido, como parte integral de la iniciativa, se realizan esfuerzos para el desarrollo de modelos teóricos de la dinámica biogeoquímica de los suelos (*e.g.* Paz, 2021a y b; Paz *et al.*, 2021a, b y c) para la fusión de información-modelos (Wang *et al.*, 2009) y estrategias de integración de información multi-fuente (Alabert, 1987; Journel, 2002; Goovaerts, 1997) para la distribución espacio-temporal de las mediciones (Paz *et al.*, 2021d y e), usando el marco de múltiples aplicaciones de geostatística y la teoría de procesos multifractales, así como otros enfoques.

Para generar capacidades se realizarán cursos y diplomados con enfoque de síntesis y modelación para el proceso y análisis de las bases de datos generadas en la iniciativa.

Asistencia técnica a los productores para toma de decisiones en el manejo de sus predios

El uso de la información y conocimiento generado en la iniciativa, debe orientarse a la mejora de las prácticas de manejo de los suelos mexicanos, por lo que es necesario el desarrollo de esquemas de integración de información de bajo costo, junto con las determinaciones convencionales, para la asistencia técnica a los productores y dueños de la tierra. Por ejemplo, el uso de técnicas de laboratorio con espectroscopía del infrarrojo cercano, NIRS (Fuentes *et al.*, 2012; Carrasco *et al.*, 2012; Esquivel-Valenzuela *et al.*, 2018), permitirían esquemas de asistencia técnica a los productores agropecuarios para orientarlos en el proceso de toma de decisiones sobre el manejo de sus predios, lo que además permitiría dar seguimiento a las estrategias de intervención propuestas, particularmente para la detección de cambios en el contenido de COS (Paz *et al.*, 2021a, b y c), el cual resulta difícil de cuantificar (Post *et al.*, 2021).

El uso conjunto del conocimiento e información local o comunitaria y el “profesional” (Paz *et al.*, 2012), con metodologías orientadas a este objetivo (PMC, 2011a, b y c y 2015), permite estrategias de medición y monitoreo de bajo costo, aprovechando el conocimiento local.

Comentarios finales

La presentación de la Iniciativa “Biogeoquímica de los Suelos Mexicanos: Información y Conocimiento”, borrador de discusión, plantea un esfuerzo colectivo de coordinación de la comunidad académica-científica de México, orientado a contar con los elementos para generar conocimiento y asistencia a los productores, además de información confiable y precisa de las emisiones GEI en el sector rural, entre otros.

Literatura citada

- Alabert, F. 1987. Stochastic Imaging of Spatial Distributions using Hard and Soft Information. M.Sc. Thesis. Stanford University. Stanford, CA
- Aryal, D.R., D.E. Morales Ruiz, C.N. Tondopó Marroquín, R. Pinto Ruiz, F. Guevara Hernández, J.A. Venegas Venegas, A. Ponce Mendoza, G. Vallanueva López, F. Casanova Lugo, L.A. Rodríguez Larramendi, A. Ley de Coss, A. Hernández López, F.J. Medina Jonapá, C.A. Velázquez Sanabria, A. Alcudia Aguilar and i. Euán Chi. 2018. Soil organic carbon depletion from forests to grasslands conversion in Mexico: a review. *Agriculture* 8, 181
- Bolaños, M. A., F. Paz, C. O. Cruz, J. A. Argumedo, V. M. Romero y J. C. de la Cruz. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34:271-288.
- Balbontín, C., C. O. Cruz, F. Paz, and J. D. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. pp. 71-96. In: R. Lal and R. F. Follett (eds.). *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. SSSA Special Publication 57. 2nd Edition. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI.
- Banco Mundial, CIAT, CATIE. 2014. Agricultura climáticamente inteligente en México. Serie de perfiles de agricultura climáticamente inteligente para América Latina. Washington, D.C. 12 p.
- Carrasco, M., C. Hidalgo, J.D. Etchevers y F. Paz. 2012. Uso de la señal espectral del suelo en la región del infrarrojo cercano como criterio de selección en la estimación de carbono. 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05. pp. 40-44.
- CGG-SAGARPA y COLPOS. 2009. Documento de referencia para la estimación de la erosión actual del suelo en México. Proyecto desarrollado por el Colegio de Postgraduados para la Coordinación General de Ganadería de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, bajo la Coordinación de Fernando Paz. México, D.F.: 46 p. Disponible en: http://pmcarbono.org/pmc/bases_datos/index.php
- COLPOS. 2013. Suelo. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México, México 21 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. 2017. Estrategia Nacional para REDD+. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco. <http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/bycc/redd-en-mexico/estrategia-nacional-redd-enaredd/> (Consulta: noviembre 12, 2017).
- CONAFOR-SEMARNAT. 2014. National Forest reference emission level proposal Mexico. Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. 48 p.
- CONAFOR-SEMARNAT. 2015. National Forest reference remission level proposal Mexico (modified version). Report prepared for United Nations Framework Convention on Climate Change. 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,
- CONAFOR- UACH. 2013. Línea Base Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo Informe Final. Jalisco, México.
- Covaleda, S. y M. Casiano. 2017. Bases de datos y conocimiento asociado a la implementación de REDD en Chiapas. Elementos para Políticas Públicas 1:75-90
- 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., 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 1:25-40.
- Covaleda, 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* doi:10.21829/myb.2018.2401897
- 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. Velázquez-Rodríguez. 2019. Capítulo 24: Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: estado de Chiapas. pp. 573-602. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4
- Cueva, A., C. A. Robles, J. Garatuzza and E. A. Yépez. 2016. Soil respiration in Mexico: advances and future directions. *Terra Latinoamericana* 34:253-269
- de Jong, B., O. Maser, R.D. Martínez, F. Paz, M. Olguin, C. Anaya, C. Balbontín, M. Motolinía y G. Guerrero. 2006. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1993-2002. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y bosques. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 78 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- de Jong, B., M. Olguin, F. Rojas, V. Maldonado, F. Paz, J. Etchevers, C.O. Cruz y J. A. Argumedo. 2009. Inventario nacional de emisiones de gases invernadero 1990-2006. Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura. Reporte preparado para el Instituto Nacional de Ecología. D.F., México 119 p. http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php
- de Jong, B., C. Anaya, O. Maser, M. Olguin, F. Paz, J. Etchevers, R. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontin. 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 y F. Paz. 2019. 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. Olgúin, 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
- Esquivel-Valenzuela, B., J.A. Cueto-Wong, C.O. Cruz-Gaistardo, A. Guerrero-Peña, A. Jarquín-Sánchez and D. Burgos. 2018. Organic carbon and total nitrogen in Mexican forest soils through VIS-NIR spectroscopy. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* Vol. 9 (47) doi:10.29298/rmcf.v9i47.158
- Etchevers, J.D., H. Cottler y C. Hidalgo. 2020. Salir de la invisibilidad: nuevos retos para la ciencia del suelo. *Terra Latinoamericana* 38:931-938
- FAO. 2017a. Voluntary guidelines for sustainable soil management. Rome, Italy 26 p.
- FAO. 2017b. Unlocking the potential of soil organic carbon, outcome document. Global Symposium on Soil Organic Carbon, 21-23 march 2017. Rome, Italy 36 p.
- FAO. 2017c. Soil organic carbon, the hidden potential. Rome Italy 90 p.
- FAO. 2018b. Soil organic carbon mapping cookbook, 2nd Edition. Rome, Italy 204 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. Rome, Italy doi:10.4060/cbo5gen 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.
- Fuentes, M., C. Hidalgo, I. González M., J. M. Hernández H., B. Govaerts, K. D. Sayre and J. Etchevers. 2012. NIR spectroscopy: an alternative for soil analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43:346-356.
- Galicia, L., A. M. Gamboa, S. Cram, B. Chávez, V. Peña, V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34:1-29.
- 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
- González Molina, L., E. Espitia-Rangel, J. Pineda-Pineda, E. Muñiz 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: F. García Oliva y M.B. Turrión Nieves (eds.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. SIFyQA_Ministerio de Ciencia e Innovación, Salamanca, España.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York
- Guerrero Peña, A., A. Jarquín-Sánchez, J.D. Etchevers Barra, I.J. González Acuña, L.C. Hernández Nataren, J.A. Cueto Wong, A. Báez Pérez, C.I. Hidalgo Moreno, M.A. López Anaya y M. Martínez Vargas. 2019. Evaluación de la calidad de la medición de carbono total en suelo mediante ensayo de intercomparación. *Terra Latinoamericana* 37:273-277
- Guevara, M., C.E. Arroyo-cruz, N. Brunzell, C.O. Cruz-gaistardo, G.M. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D.J. Hayes, T. Hengl, A. Ibelles, 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. 2020a. Soil Organic Carbon Estimates for 30-cm Depth, Mexico and Conterminous USA, 1991-2011. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1737>
- Guevara, M., C. Arroyo, N. Brunzell, C.O. Cruz, G. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D. Hayes, T. Hengl, A. Ibelles, 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. 2020b. Soil organic carbon across Mexico and the conterminous United States (1991-2010). *Global Biochemical Cycles*. 34, e2019GB006219, doi:10.1029/2019GB006219
- Guevara, M. and R. Vargas. 2020. Soil organic carbon estimates and uncertainty at 1-m Depth across Mexico. 1999-2009. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1754>
- Guevara, M. y R. Vargas. 2021. Predicción de carbono orgánico en los suelos de México a un metro de profundidad y 90 m de resolución espacial. Aceptado para su publicación en *Terra Latinoamericana*
- INECC-SEMARNAT. 2018. México, Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México
- INEGI. 2004. Información nacional sobre perfiles de suelo Versión 1.2. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2015a. Estadísticas a propósito del día mundial del suelo (5 de diciembre): datos nacionales. Aguascalientes, México, 2 de diciembre de 2015. <http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/aproposito/2015/suelo0.pdf> (consulta abril 13 de 2016).
- INEGI. 2015b. Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250 000. INEGI. Aguascalientes, México. IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraiishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Jenny, H. 1941. *Factors of soil formation. A System of Quantitative Pedology*. McGraw Hill. USA

- Journel, A.G. 2002. Combining knowledge from diverse sources: an alternative to traditional independence hypotheses. *Mathematical Geology* 34:573-596
- Klir, G.J. 2006. *Uncertainty and Information: Foundations of Generalized Information Theory*. John Wiley and Sons. Inc.
- 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
- Libert, A. y T. Trench. 2016. Bosques y suelos en el contexto de REDD+: entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana* 34:113-124.
- Libert-Amico, A., F. Paz-Pellat, G. Villalobos-Sánchez, M. Fuentes-Ponce y S. Covalada-Ocón. Capítulo 28: Dimensión social en ecosistemas terrestres. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4 pp. 687-715
- MAAF. 2015. The 4 0/00 initiative. Ministry of Agrifood and Forestry of France. 8 p.
- 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. Winowicki. 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292:59-86
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García, R. García, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Oldfield, E.E., A.J. Eagle, R.L. Rubin, J. Rudek, J. Sandrman and D.R. Gordon. 2021. Agricultural soil carbon credits: making sense of protocols for carbon sequestration and net greenhouse gas removals. *Environmental Defense Fund*. New York NY
- Padilla, J., J. D. Etchevers, R. C. Gomora, C. I. Hidalgo, M. Carrasco y V. Saynes. 2012. Relación entre los métodos TOC, LOI, Walkley-Black y NIR para determinar carbono en suelos. En: F. Paz y R. Cuevas (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México pp. 187-194
- Paz, F. 2015. Servicios ambientales integrales del bosque: carbono, agua y biodiversidad, más allá de REDD+. pp. 173-198. En: A. Alberto Villavicencio (ed.). *Los Pagos por Servicios Ambientales, Intercambio de Experiencias de la Red Iberoamericana de PSA*. El Colegio de Michoacán. Zamora, Michoacán.
- Paz, F. 2021a. Teoría general de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo. Estas mismas memorias.
- Paz, F. 2021b. Modelación global de procesos de descomposición y absorción del carbono orgánico de los suelos. Estas mismas memorias.
- Paz, F. et al. 2021a. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: marco teórico general. Estas mismas memorias.
- Paz, F. et al. 2021b. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: saturación potencial. Estas mismas memorias.
- Paz, F. et al. 2021c. Patrones de las relaciones C-N-P-S del fraccionamiento físico de los suelos. Estas mismas memorias
- Paz, F. et al. 2021d. Estrategia para el análisis objetivo de la generación de mapas del carbono orgánico de los suelos en México: técnicas geoestadísticas e integración de información. Estas mismas memorias
- Paz, F. et al. 2021e. Estrategia para el análisis objetivo de la generación de mapas del carbono orgánico de los suelos en México: técnicas multifractales. Estas mismas memorias
- 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
- Paz-Pellat, F., C. Balbontín-Nesvara, J. Etchevers-Barra, M. Martínez-Menes y C. Ortiz-Solorio. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26:183-191
- Paz Pellat, F., C. Balbontín Nesvara, J. Etchevers Barra, M. Martínez Menes y C. Ortiz Solorio. 2009. Análisis multifractal del carbono en los suelos 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27:257-264
- 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, F. y J. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 34:339-355
- Paz-Pellat, F. y C.A. Ortiz-Solorio. 2019. Base de datos de la evaluación de la degradación de los suelos en México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:51-56
- Paz, F., B. de Jong, S. Covalada, M. G. Morales, I. Amezcua, J. C. Gómez, M. M. Torres y A. Vargas. 2012. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5pp. 759-766
- Paz, F., E. Castillo, J.C. Cabrera y E. Medrano. 2018a. Base de datos nacional de índices de vegetación: resolución especial de 250 m y resolución temporal de 10 días. *Elementos para Políticas Públicas* 2:109-124
- Paz, F., V.M. Romero, J. Argumedo y J.C. Cabrera. 2018b. Base de datos vectoriales multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:125-146
- Paz-Pellat, F. y J.C. de la Cruz-Cabrera. 2019. Base de datos rasterizados multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación de México escala 1:250 000. *Elementos para Políticas Públicas* 3:1-12
- Paz, F., F. Rojas, M. Olguín, S. Covalada y M.I. Marín. 2017. Bases de datos para los inventarios estatales de gases efecto invernadero: fase inicial en 12 estados de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:197-208
- 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 A. Velázquez-Rodríguez. 2020. Una nota de precaución para los meta análisis de la dinámica del carbono orgánico de los suelos. pp. 476-481. En: J.M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez y M. Bolaños (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020*. Texcoco, Estado de México, México.



- Paz-Pellat, F., A.S. Velázquez-Rodríguez, J.D. Etchevers-Barra, C.I. Hidalgo-Moreno, M. Bolaños-González, B. de Jong, S. Covaleda-Ocón, M. Fuentes-Ponce, G. Vela-Correa, F. García-Oliva, Mario Guevara y R. Vargas. 2019. Capítulo 20: Suelos. pp. 436-468. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4
- Pfeiffer, M., J. Padarian, R. Osorio, N. Bustamante, G.F. Olmedo, M. Guevara, F. Aburto, F. Albornoz, M. Antillen, E. Araya, E. Arellano, M. Barret, J. Barrera, P. Boeckx, M. Briceño, S. Bunning, L. Cabrol, M. Casanova, P. Cornejo, F. Corradini, G. Curaqueo, S. Doetteri, P. Duran, M. Escudey, A. Espinoza, S. Francke, J.P. Fuentes, M. Fuentes, G. Gajardo, R. García, A. Gallaud, M. Galleguillos, A. Gomez, M. Hidalgo, J. Ivelic-Sáez, L. Maashalaba, F. Matus, F. Meza, M.L. Mora, J. Mora, C. Muñoz, P. Norambuena, C. Olivera, C. Oalle, M. Panichini, A. Pauchard, J.F. Pérez-Quezada, S. Radic, J. Ramirez, N. Riveras, G. Ruiz, O. Salazar, I. Salgado, O. Seguel, M. Sepúlveda, C. Sierra, Y. Tapia, F. Tapia, B. Toledo, J.M. Torrico, S. Valle, R. Vargas, M. WOLFF AND e. Zagal. 2020. CHLSOC: the Chilean soil organic carbon database, a multi-institutional collaborative effort. *Earth Syst. Sci. Data* 12:457-468
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas (Versión 1.31). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 60 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- PMC. 2011b. Manual de campo para el Inventario Forestal Estatal Cuantitativo (Versión 2.11). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 129 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- PMC. 2011c. Muestreo semicuantitativo. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Bosques y Selvas. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Marcos Casiano, Carlos O. Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México 49 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- PMC. 2015. Manual de procedimientos inventario semi-cuantitativo de carbono+. Estudio de factibilidad Técnica para el pago de bonos de carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Fabiola Rojas-García y Julio Cesar Wong. Texcoco, Estado de México, México 58 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php>
- Poepflau, 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
- Post, W.M. and K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-328
- Rasel, S.M.M., T.A. Groen, Y.A. Hussin and I.J. Diti. 2017. Proxies for soil organic carbon derived from remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 59:157-166
- 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 250 m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32
- Schulte, R.P.O., F. Bampa, M. Bardy, C. Coyle, R.E. Creamer, R. Fealy, C. Gardi, B.B. Ghaley, P. Jordan, H. Laudon, C.O'Donoghue, D. O'hUallachain, L. O'Sullivan, M. Rutgers, J. Six, G.L. Toth and D. Vrebos. 2015. Making the most of our land: managing soil functions from local to continental scale. *Frontiers in Environmental Sciences*. Doi:10.3389/fenvs.2015.00081
- 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. 2010. Estrategia nacional de manejo sustentable de tierras. Ciudad de México, México. 116 p.
- SEMARNAT. 2015. Programa nacional manejo sustentable de tierras. Versión de trabajo. Ciudad de México, México. 66 p.
- SEMARNAT-CP. 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana a escala 1:250,000. Memoria Nacional. D. F., México.
- The World Bank. 2012a. Carbon sequestration in agricultural soils. Economic and Sector Work. Report Number: 67395-GLB. Washington, D.C. 85 p.
- The World Bank. 2012b. Enhancing carbon stocks and reducing CO2 emissions in agriculture and natural resources management projects. Toolkit. Washington, D.C. 115 p.
- UNAM. 2021a. Por una gestión sostenible del suelo que promueva su reconocimiento, recuperación, preservación y gobernanza. Preparado por: M. Anglés, G. Bocco, H. Cotler, S. Cram, W.H. Lee, S. Orti, B. Prado, L.B. Reyes, J.M. Saniger y Ch. Siebe. Vol. 2. Pronunciamento: Gestión sostenible del suelo. <http://www.cic-ctic.unam.mx/>
- UNAM. 2021b. Programa Universitario de Estudios Interdisciplinarios del Suelo (PUEIS). Disponible en: <https://pueis.red2030.mx/>
- 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. Loesch, 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*
- 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.
- Vergara-Sánchez, M.A., J.D. Etchevers y M. Vargas-Hernández. 2004. Variabilidad carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. *Terra Latinoamericana* 22:359-367
- 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
- Wilkinson, M. D., M. Dumontier, I. J. Aalbersberg, G. Appleton, M. Axton, A. Baak, N. Blomberg, J.-W. Boiten, L. B. da Silva Santos, P. E. Bourne, J. Bouwman, A. J. Brookes, T. Clark, M. Crosas, I. Dillo, O. Dumon, S. Edmunds, C. T. Evelo, R. Finkers, A. Gonzalez-Beltran, A. J. G. Gray, P. Groth, C. Goble, J. S. Grethe, J. Heringa, P. A. C. 't Hoen, R. Hooft, T. Kuhn, R. Kok, J. Kok,

- S. J. Lusher, M. E. Martone, A. Mons, A. L. Packer, B. Persson, P. Rocca-Serra, M. Roos, R. van Schaik, S.-A. Sansone, E. Schultes, T. Sengstag, T. Slater, G. Strawn, M. A. Swertz, M. Thompson, J. van der Lei, E. van Mulligen, J. Velterop, A. Waagmeester, P. Wittenburg, K. Wolstencroft, J. Zhao, and B. Mons. 2016. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific data* 3:160018.
- Zadeh, L.A. 2006. Generalized Theory of Uncertainty: Principal Concepts and Ideas. *Computational Statistics and Data Analysis* 51:15-46



4 Ecosistemas Acuáticos

4.1. Concentración y evasión de CO₂ en el Río Usumacinta, México

Soria-Reinoso Ismael¹; Sánchez-Carrillo Salvador²; Alcocer Javier³; Vargas-Sánchez Mariana¹; Cuevas-Lara Daniel¹ y Oseguera Luis A.³

¹ Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.

² Departamento de Biogeoquímica y Ecología Microbiana, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC (MNCN-CSIC), Serrano 115 Bis, E-28006 Madrid, España.

³ Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

Los sistemas fluviales son una fuente significativa de CO₂ hacia la atmósfera. Sin embargo, debido a la escasez de información, principalmente de la zona tropical, existe gran incertidumbre en las estimaciones de las emisiones a nivel regional y global. El Río Usumacinta es el principal sistema fluvial de México del que se asume debe tener un papel importante en la evasión de CO₂ debido a la litología kárstica y la presencia de extensos humedales en la cuenca baja. Sin embargo, no existe información previa que pruebe su papel como fuente de CO₂. El objetivo de este estudio fue evaluar la concentración y los flujos difusivos de CO₂ hacia la atmósfera a lo largo de la porción mexicana (cuencas media y baja) del Río Usumacinta en dos épocas hidrológicas contrastantes del año 2019 (lluvias -TL- y secas -TS-). La concentración fluvial y las tasas de evasión de CO₂ para ambas temporadas variaron de 15.45 a 63.99 μM y de 2.78 a 18.17 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, con valores significativamente mayores durante la TL en comparación con la TS. Todas las estaciones a lo largo del Río Usumacinta presentaron condiciones de sobresaturación de CO₂ con respecto al equilibrio atmosférico, lo cual indica que el Río Usumacinta presenta un metabolismo heterotrófico y constituye un emisor neto de CO₂. Durante el estiaje en la cuenca baja, se observó un efecto importante de disminución del flujo difusivo, posiblemente debido al incremento de productividad primaria en la zona de los Pantanos de Centla.

Palabras clave: *evasión de CO₂; flujo difusivo; río kárstico; Chiapas; Tabasco; México.*

Abstract

Rivers are a significant source of CO₂ into the atmosphere. However, the information scarcity, mainly from tropical zones, gives rise to considerable uncertainty regarding the estimations of the emissions at regional and global scales. The Usumacinta River is the main fluvial system of Mexico that should be playing an important role in the CO₂ evasion due to the karstic lithology and the extensive wetlands in the lower basin. However, there is no previous information to verify its role as CO₂ source. This work aimed to evaluate the CO₂ diffusive fluxes into the atmosphere along the Mexican portion (middle and lower basin) of the Usumacinta River, during two contrasting hydrological periods of 2019 (RS- rainy season and DS- dry season). CO₂ concentration and fluxes for both seasons ranged from 15.45 to 63.99 μM and from 2.78 to 18.17 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectively, with higher RS values than the DS. All the sampling stations in the Usumacinta River had CO₂ oversaturation conditions concerning the atmospheric equilibrium, indicating that the Usumacinta River was heterotrophic and a net CO₂ source. During the dry season in the lower basin, a significant effect of decreasing evasion rates was observed, possibly due to the increase in primary productivity occurring in the Pantanos de Centla wetlands.

Key words: *CO₂ degassing; diffusive fluxes; karst river; Chiapas; Tabasco; Mexico.*

Introducción

Estudios recientes han demostrado que los sistemas fluviales son un componente relevante en el ciclo y presupuesto global de C (Cole *et al.*, 2007) y tienen un papel fundamental en la emisión de CO₂ hacia la atmósfera (Marx *et al.*, 2017; Vachon *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2021). Los sistemas fluviales (tropicales y templados) son generalmente de naturaleza heterotrófica (Respiración -R- mayor que la Producción Primaria Bruta -PPB- autóctona) y están sobresaturados de CO₂ (*p*CO₂) con respecto al equilibrio atmosférico (Cole *et al.*, 2007; Raymond *et al.*, 2013; Tranvik *et al.*, 2018). Estimaciones recientes sugieren que la evasión fluvial de CO₂ puede ser aproximadamente 6.6 (5.5 – 7.8) Pg CO₂ año⁻¹ -1 Pg = 10¹⁵ g- (Li *et al.*, 2021), un valor ~6 veces mayor que en los sistemas lénticos (Raymond *et al.*, 2013). Sin embargo, los procesos biogeoquímicos asociados a los flujos de CO₂ son aún poco conocidos porque los factores físicos y biológicos varían entre subcuencas y a lo largo del “continuo” hidrológico (Hotchkiss *et al.*, 2015). Además, la información existente sobre la dinámica de C fluvial es aún escasa, sobre todo en las zonas tropicales (Borges *et al.*, 2019) y no está incluida en los presupuestos globales actuales de CO₂ como actores de importancia (Friedlingstein *et al.*, 2020).

Se ha reportado que los sistemas fluviales de la zona tropical muestran una fuerte estacionalidad definida por los patrones de precipitación (Syvitski *et al.*, 2014) y están sobresaturados de CO₂, produciendo elevadas tasas de evasión (~78%) en comparación con los ubicados en la zona templada o boreal, posiblemente debido a la mayor conexión con humedales y llanuras de inundación, particularmente en la cuenca baja de los grandes ríos (p.ej. Amazonas, Congo, Orinoco; Raymond *et al.*, 2013; Lauerwald *et al.*, 2015; Borges *et al.*, 2019). Además, Marx *et al.* (2017) y Li *et al.* (2021) demuestran que los arroyos de cabecera (1^o–3^{er} orden) tienen un aporte considerable de CO₂ derivado del agua subterránea o de la R del suelo y producen aproximadamente 1/3 de las emisiones fluviales.

Desafortunadamente, existe escasa información sobre flujos de CO₂ en sistemas acuáticos epicontinentales mexicanos (Butman *et al.*, 2018). Alcocer *et al.* (2018) advierten de que la mayoría (95%) de los estudios de emisiones de CO₂ se han hecho en sistemas lénticos, por lo que hay un casi total desconocimiento sobre el papel de los ríos mexicanos en el ciclo regional de C. Recientemente, se han evaluado los flujos de C orgánico (Soria-Reinoso *et al.*, 2019), C inorgánico (Cuevas-Lara *et al.*, 2019), la dinámica de la *p*CO₂ estimada a partir de temperatura, alcalinidad total y pH (Soria-Reinoso *et al.*, 2020) y los flujos de C orgánico particulado (Cuevas-Lara *et al.*, 2021) en el Río Usumacinta, encontrando que la litología kárstica, las extensas llanuras aluviales y los humedales (“Pantanos de Centla”) determinan, en gran medida, los balances de C transportado hacia la costa.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la variabilidad de la concentración de CO₂ disuelto y sus emisiones hacia la atmósfera en 16 puntos de muestreo distribuidos a lo largo del cauce principal del Río Usumacinta y sus afluentes principales en su porción mexicana (cuenca media y baja), evaluando su variabilidad estacional (temporada de lluvias -TL- frente a la de secas -TS-) y las principales variables de control, para establecer los primeros datos de emisiones fluviales de CO₂ en México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente estudio se realizó en la cuenca media y baja del Río Usumacinta, sureste de México. La cuenca del Río Usumacinta forma parte de la Región Hidrológica No. 30 (RH 30) Grijalva-Usumacinta, la cual constituye el sistema fluvial más importante del país y el décimo de América del Norte. Ocupa el segundo lugar en cuanto a descarga hacia el Golfo de México, después del Río Mississippi, con un área drenaje de ~112 550 km² y un caudal medio de ~2678 m³ s⁻¹ (Benke y Cushing, 2009; Muñoz-Salinas y Castillo, 2015). El Río Usumacinta nace en la Sierra de los Cuchumatanes en Guatemala (3800 m s.n.m.), tras lo cual ingresa al territorio mexicano por la selva Lacandona y fluye a través de Chiapas,

Tabasco y Campeche, hasta que se une con el Río Grijalva en la zona denominada Tres Brazos, ~24 km antes de su desembocadura en el Golfo de México, en la que forma el extenso delta conocido como los Pantanos de Centla (Soares y García, 2017). El clima es tropical húmedo, con precipitaciones anuales de ~1500 a 2500 mm, diferenciándose un patrón unimodal con una estación lluviosa -TL- en verano (junio-noviembre) y otra relativamente seca -TS- en invierno (diciembre-mayo; Saavedra Guerrero *et al.*, 2015). La cuenca está constituida fundamentalmente por carbonatos del Cretácico y otras rocas sedimentarias marinas del Mesozoico, con varios accidentes geográficos kársticos (cenotes; Hudson *et al.*, 2005).

Metodología

Se realizaron dos campañas de muestreo en el año 2019, una en abril, correspondiente a la TS, y otra en noviembre, durante la TL. Los muestreos de campo se realizaron en el cauce principal del Río Usumacinta y en los tributarios más importantes (Chixoy, La Pasión, Lacantún y Grijalva), desde la cuenca media en la frontera con Guatemala (M1-M10), hasta la cuenca baja (B1-B6), en la bifurcación hacia el San Pedro-San Pablo y la confluencia con el Río Grijalva (Figura 1). En el centro del cauce de cada punto de muestreo se midieron los parámetros fisicoquímicos *in situ* de la columna de agua (temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad eléctrica) por medio de una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5.



Figura 1. Estaciones de muestreo a lo largo de la cuenca del Río Usumacinta (M = cuenca media, B = cuenca baja).

Para la medición de CO₂ disuelto en el agua, se tomaron muestras de agua en el centro del cauce a 0.5 m de profundidad con jeringas de polipropileno de 60 mL, evitando la entrada de burbujas. Posteriormente, usando la técnica del espacio de cabeza, se transfirieron 40 mL a una jeringa a la que se

adicionaron 20 mL de helio, se agitó vigorosamente durante 5 minutos para desplazar todo el CO₂ disuelto hacia el espacio de cabeza (Borges *et al.*, 2018) y el gas acumulado se trasladó a un vial Exetainer (Labco) de 12 mL, para su posterior análisis por cromatografía de gases (Agilent 6890N) en el laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Museo Nacional de Ciencias Naturales de España.

Adicionalmente, para las emisiones de CO₂ desde el agua se utilizaron cámaras de incubación flotantes por triplicado (botes HDPE de 4.5 L herméticos y con un tapón de silicona en la base, acoplados a flotadores de poliestireno y un plomo de 1 kg para su estabilización), separadas entre sí (~2 m), en una zona del río con baja turbulencia para evitar la fuga del gas acumulado. Mediante jeringas de 20 mL se tomaron muestras del interior de las cámaras al tiempo inicial (t₀), luego de 15 (t₁) y de 30 minutos (t₂) de incubación, que fueron almacenados posteriormente en viales Exetainer (12 mL, Labco, Reino Unido) previamente evacuados, para su posterior análisis por cromatografía de gases. Fue necesario determinar el volumen de aire dentro de cada cámara, para lo cual se midió la altura sobre el agua a la que se encontraron sumergidas. El flujo de CO₂ a la atmósfera (FCO₂) se calculó según:

$$FCO_2 = \frac{dx}{dt} \frac{V}{RTA} \quad [g \text{ CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

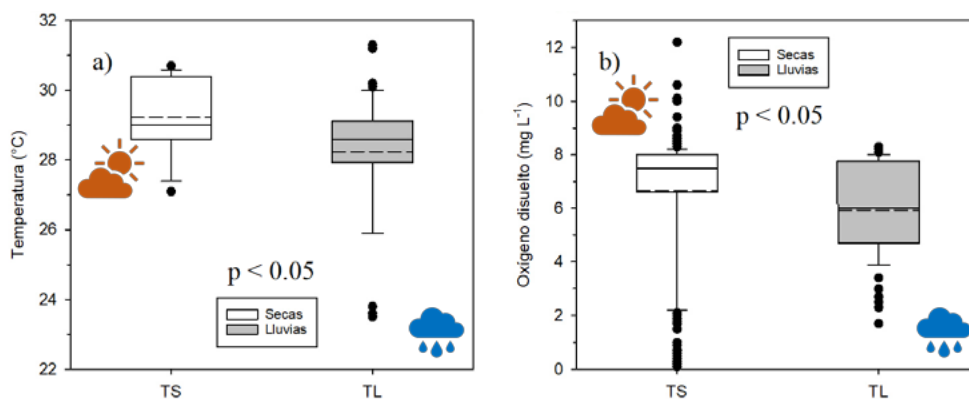
Donde, dx/dt es la pendiente del incremento de la concentración del gas con respecto al tiempo ($\mu\text{atm s}^{-1}$), V es el volumen de la cámara (m^3), A es el área superficial que cubre la cámara (m^2), T es la temperatura ambiente (K) y R es la constante universal de los gases ($\text{L atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$).

Las diferencias entre periodos climáticos se determinaron mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney, mientras que las diferencias entre los puntos de muestreo se calcularon utilizando la prueba de rangos de Wilcoxon ($p < 0.05$). Se determinaron correlaciones (Spearman) de la $p\text{CO}_2$ y FCO₂ con las variables fisicoquímicas, utilizando el programa SigmaPlot V14.0.

Resultados y Discusión

Variables fisicoquímicas

La temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica (K₂₅) fueron mayores ($p < 0.05$) en la TS (Figura 2), de forma similar a lo reportado por Soria-Reinoso *et al.* (2019) y Cuevas-Lara *et al.* (2019) para la temporada de lluvias 2017 y secas 2018. En las estaciones cercanas a la desembocadura se presentó una cuña salina durante la TS, que incrementó la K₂₅ hasta ~100 veces su valor en comparación con la TL (Figura 2d); además, se observó una estratificación del OD en la columna de agua, con valores de hipóxicos a anóxicos al fondo del cauce, posiblemente asociados a la cuña salina.



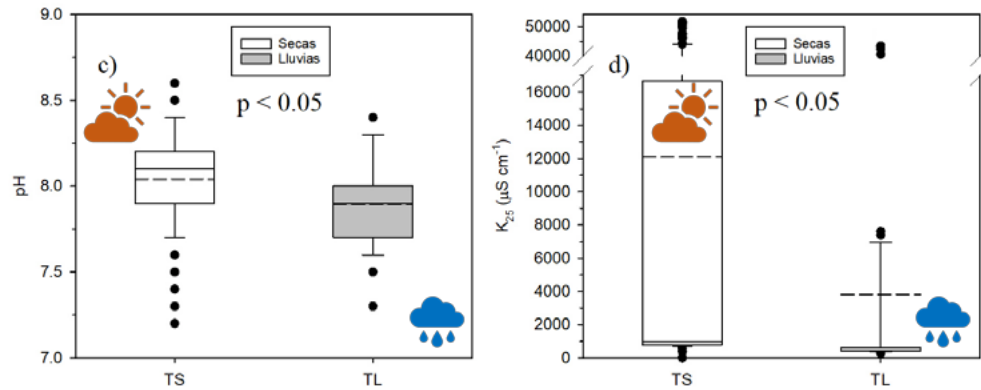


Figura 2. Box Plot de las variables fisicoquímicas del Río Usumacinta durante la época de lluvias (TL) y secas (TS) 2019. (El promedio se muestra en línea punteada y los datos atípicos con puntos negros).

Concentración y flujos de CO_2

Durante la TS, la concentración de CO_2 disuelto tuvo un promedio de $26.26 \pm 10.76 \mu M$ (Figura 3), con el valor mínimo registrado en el Río Grijalva ($15.45 \mu M$) y el máximo en el Río La Pasión ($49.85 \mu M$). En la TL la concentración promedio de CO_2 (Figura 3a) fue significativamente ($U=44$; $p=0.005$) mayor ($35.21 \pm 11.30 \mu M$) y se encontraron valores mínimos en el Río Chajul ($24.61 \mu M$) y máximos nuevamente en el Río La Pasión ($63.99 \mu M$). En ambas temporadas se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($p<0.001$), sin correlaciones significativas del CO_2 con las variables fisicoquímicas. Tampoco se observa una tendencia de variación longitudinal con respecto a la distancia hacia la desembocadura (Figura 4). Estos resultados indican que el Río Usumacinta está sobresaturado de CO_2 con respecto a la atmósfera (127-868%), por lo que funge como emisor neto de CO_2 , tal como se ha reportado para otros ríos templados y tropicales a nivel global (Raymond *et al.*, 2013; Borges *et al.*, 2019).

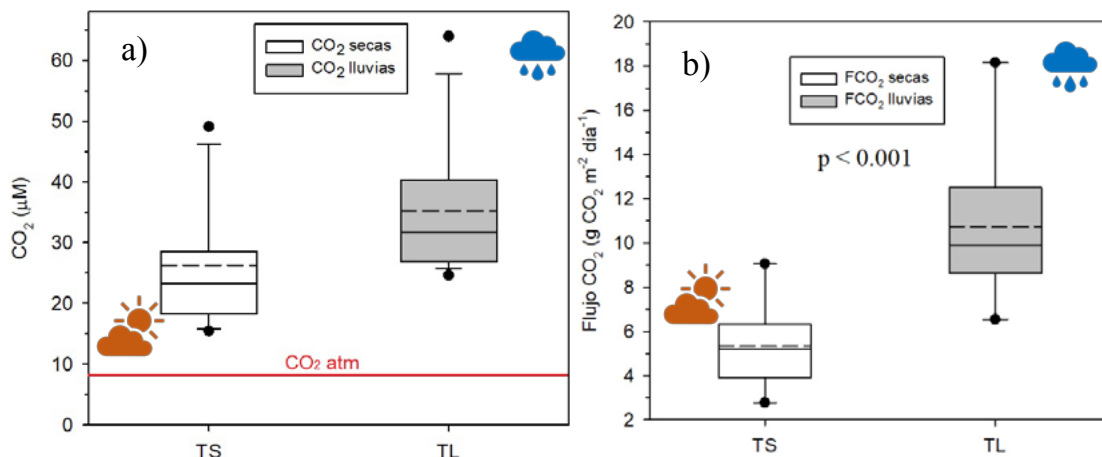


Figura 3. Box Plot de la concentración (a) y flujos (b) de CO_2 del Río Usumacinta durante la época de lluvias (TL) y secas (TS) 2019. (El promedio se muestra en línea punteada y los datos atípicos con puntos negros).

La tasa promedio de evasión de CO_2 a la atmósfera durante la TS fue $5.33 \pm 2.08 g CO_2 m^{-2} día^{-1}$, con valor mínimo en el Río Grijalva ($2.78 g CO_2 m^{-2} día^{-1}$) y máximo en el Río Tzendales ($9.07 g CO_2 m^{-2} día^{-1}$). Se observó que el flujo de CO_2 se correlaciona solamente de manera positiva con la concentración de CO_2 en la temporada de secas ($r = 0.88$, $p < 0.05$). El flujo de CO_2 durante la TL varió de $6.55 g CO_2 m^{-2} día^{-1}$ en el Río Tzendales hasta un valor máximo de $18.17 g CO_2 m^{-2} día^{-1}$ en la confluencia del Río Chixoy y la Pasión, con un promedio total de $10.75 \pm 3.48 g CO_2 m^{-2} día^{-1}$. Se observaron diferencias significativas entre las medias de los sitios de muestreo ($p<0.001$) y entre las dos temporadas de muestreo

($U=3$; $p<0.005$; Figura 3b), con una tendencia de disminución del flujo de CO_2 río abajo con respecto a la distancia hacia la desembocadura ($\text{FCO}_2=4.34+(0.007*\text{distancia})$; $r^2=0.77$; $p<0.05$), solamente en la TS (Figura 4b). No se presentaron correlaciones significativas de los flujos de CO_2 hacia la atmósfera con las variables ambientales ($p>0.05$) en ninguna temporada.

La concentración fluvial CO_2 está definida tanto por procesos biogeoquímicos internos como externos (Zou, 2016). Los factores más importantes son: *i*) el transporte de CO_2 hasta el río procedente de la R y descomposición de materia orgánica terrestre desde el suelo o humedales, *ii*) las tasas de procesamiento de *C in situ*, *iii*) la PPB acuática y *iv*) la hidrología, que determina el intercambio de CO_2 con la atmósfera (Raymond *et al.*, 2013; Zou, 2016).

Todas las estaciones de la cuenca media y baja del Río Usumacinta presentaron condiciones de sobresaturación de CO_2 con respecto al equilibrio atmosférico ($410 \text{ ppm} = 8.5 \mu\text{M}$) (NOAA, 2019), lo cual indica un comportamiento heterotrófico y un funcionamiento como fuente neta de emisión de CO_2 . El promedio de la concentración fluvial de CO_2 medida por la técnica del espacio de cabeza ($1476 \pm 574 \text{ ppm}$) es menor ($\sim 47\%$) al cálculo de la $p\text{CO}_2$ a partir de la temperatura, alcalinidad total (AT) y el pH ($2782 \pm 1563 \text{ ppm}$) que reportan Soria-Reinoso *et al.* (2020) para el Río Usumacinta en noviembre 2017 y abril 2018. Esto es similar a lo que mencionan Abril *et al.* (2015), quienes demostraron una sobreestimación desde $\sim 50\%$ hasta el 300% de la $p\text{CO}_2$ calculada con respecto a las mediciones *in situ*, lo cual se debe a la mayor contribución de los ácidos orgánicos a la AT en aguas con elevado C orgánico disuelto (COD), como sucede en la cuenca baja por la presencia de humedales (Soria-Reinoso *et al.*, 2019). Este es el caso de la estación Laguna Cometa, que reportó la mayor $p\text{CO}_2$ calculada (6655 ppm ; noviembre 2017; Soria-Reinoso *et al.*, 2020), mientras que la medición *in situ* (1270 ppm) fue ~ 5 veces menor en noviembre 2019. Sin embargo, esta variación también puede asociarse a los mayores eventos de precipitación en el año 2017 (CONAGUA, 2019). La $p\text{CO}_2$ calculada por Soria-Reinoso *et al.* (2020) no presentó diferencias temporales entre lluvias 2017 y secas 2018; mientras que en este trabajo (2019) fue significativamente mayor durante la TL. Por tal motivo, es necesario contar con mediciones directas de $p\text{CO}_2$ en sistemas fluviales mexicanos y en particular en el Río Usumacinta, para corroborar o corregir esta información con mayor detalle espacial e interanual.

Los flujos de evasión promedio de CO_2 del Río Usumacinta ($8.58 \pm 4.0 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$) fueron ligeramente menores al promedio global ($10.58 \pm 0.87 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$) reportado por Li *et al.* (2021). Sin embargo, la evasión de CO_2 en el Río Usumacinta es ~ 7 veces mayor a los flujos reportados para la cuenca baja del Río Mississippi ($1.15 \pm 0.55 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$; Reiman y Xu, 2019), pero menor a la del Río Amarillo, China ($37.66 \pm 17.99 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$) (Ran *et al.*, 2015). En otros ríos tropicales se reportan valores similares; por ejemplo, $7.48 - 8.53 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ en el Nanpan, China (Zou, 2016), $8.18 - 8.71 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ en el Tana, Kenya o, incluso mayores, como en el bajo Amazonas y sus tributarios ($23.98 \pm 21.51 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$) (Sawakuchi *et al.*, 2017). Algunos ríos tropicales con presencia de humedales tienen valores muy elevados, como sucede en el Río Congo, donde se observaron flujos de CO_2 de 3.78 a $312.84 \text{ g CO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ (Borges *et al.*, 2019). En estos trabajos se reportan mayores valores de emisiones durante la temporada de elevada precipitación, como sucede en el Río Usumacinta, lo cual implica que los aportes laterales de materia orgánica y CO_2 respirado (suelo-humedales) son la fuente principal de emisiones de CO_2 hacia la atmósfera. En particular, los flujos de CO_2 del Río Usumacinta son menores en comparación con ríos tropicales caracterizados por abundantes humedales (p.ej. Congo, Amazonas), posiblemente por una concentración baja de COD con respecto a otros sistemas fluviales (Soria-Reinoso *et al.*, 2019). Estos resultados plantean la necesidad de continuar con las investigaciones relacionadas al ciclo del C para determinar la importancia de la conectividad de los “Pantanos de Centla” en la emisión de gases de efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O) en el Río Usumacinta.

a)

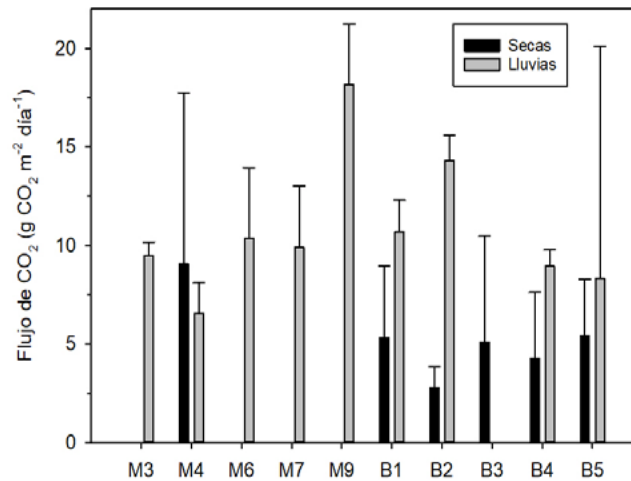
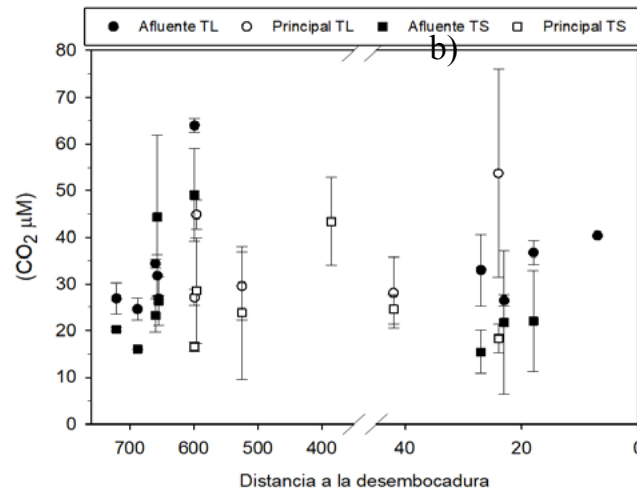


Figura 4. Variación de la concentración (a) y flujos de CO₂ (b) en el Río Usumacinta durante la época de lluvias (TL) y secas (TS) 2019. El cauce principal se diferencia en ambas temporadas (relleno negro) de los afluentes (sin relleno).

Se observó una tendencia de reducción de los flujos de CO₂ hacia la desembocadura durante la TS (Figura 4b), con un valor mínimo en el Río Grijalva (B2). Engel *et al.* (2020), demostraron una reducción de los flujos de evasión de CO₂ en sistemas acuáticos por la PP utilizando la concentración de clorofila a (Clor-a) como proxy de la biomasa fitoplanctónica. En la TS, se observa un menor aporte alóctono de C (Cuevas-Lara *et al.*, 2021) y una concentración mayor de Clor-a que incrementa río abajo (Cuevas-Lara *et al.*, 2018), lo cual podría explicar los menores flujos difusivos de CO₂ en estiaje.

Conclusiones

Este es el primer reporte de tasas de evasión de CO₂ de un río mexicano. El Río Usumacinta presenta condiciones de heterotrofia y sobresaturación de CO₂ con respecto al equilibrio atmosférico (127-868%), funcionando como emisor neto de CO₂, siendo mayor esta función durante la época de lluvias. La concentración CO₂ disuelto (*p*CO₂) en el Río Usumacinta medida *in situ* fluctuó entre 15.45 y 63.99 µM, mientras que el flujo difusivo varió de 2.78 a 18.17 g CO₂ m⁻² d⁻¹. La tasa de evasión de CO₂ es ligeramente menor al promedio global, pero similar a lo reportado en otros ríos tropicales. Se observó un efecto importante de la reducción de flujo de evasión en las estaciones cercanas a la desembocadura posiblemente por el aumento de la concentración de Clor-a y reducción del aporte alóctono de C durante la época de estiaje.

Agradecimientos

El presente trabajo fue sufragado por el proyecto PINCC 2020 “Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: Papel en la Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México”, el proyecto DGAPA/PAPIIT IN216818 “Flujos de carbono, nutrientes y sedimentos en un sistema lótico tropical” y el proyecto ICOOP-CSIC “Contribución del Neotrópico Acuático Continental a las Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (COOPA20433)”. Un agradecimiento especial al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, a Fundación Natura y Ecosistemas Mexicanos AC, a Daniela Cortés Guzmán y al personal de la estación biológica Chajul por su apoyo logístico en el trabajo de campo. José Luis Ayala Liquiñano (MNCN-CSIC) realizó los análisis de gases y por ello estamos muy agradecidos.

Literatura citada

- Abril, G., Bouillon, S., Darchambeau, F., Teodoru, C. R., Marwick, T. R., Tamooh, F., Ochieng Omengo, F., Geeraert, N., Deirmendjian, L., Polsenaere, P., y Borges, A. V. 2015. Technical note: large overestimation of pCO₂ calculated from pH and alkalinity in acidic, organic-rich freshwaters. *Biogeosciences* 12(1):67–78. <https://doi.org/10.5194/bg-12-67-2015>
- Alcocer, J., Caballero, M., Ruiz-Fernández, A. C., Oseguera-Pérez, L. A., Sánchez-Cabeza, J., Cuevas, J. D., y Soria-Reinoso, I. 2018. Base de datos de Carbono en cuerpos acuáticos epicontinentales de México. *Elementos Para Políticas Públicas - Programa Mexicano Del Carbono* 2(1):1–18.
- Benke, A. C., y Cushing, C. E. 2009. Rivers of North America. *In: Encyclopedia of Inland Waters* (Ed. Elsevi, pp. 425–437).
- Borges, A. V., Darchambeau, F., Lambert, T., Morana, C., Allen, G. H., Tambwe, E., Toengaho, A., Mambo, T., Wabakhangazi, J., Descy, J.-P., Teodoru, C. R., y Bouillon, S. 2019. Variations in dissolved greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) in the Congo River network overwhelmingly driven by fluvial-wetland connectivity. *Biogeosciences* 16:3801–3834. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/bg-16-3801-2019>
- Butman, D., Striegl, G., Stackpoole, M., Del Giorgio, A., Prairie, Y. T., Pilcher, D., Raymond, P. A., Paz Pellat, F., y Alcocer, J. 2018. Inland Waters. *In: N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. Mayes, R. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao, y Z. Zhu (Eds.), Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report* (pp. 568–595). U.S. Global Change Research Program. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00001-6>
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, G., Duarte, M., Kortelainen, P., Downing, A., Middelburg, J., y Melack, J. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171–184. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- CONAGUA 2019. Banco Nacional de datos de aguas superficiales (BANDAS). <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada BANDAS.htm>
- Cuevas-Lara, D., Alcocer, J., Oseguera-Pérez, L. A., Soria-Reinoso, I., Guzmán, D., Merino-Ibarra, M., Ramírez-Zierold, J., y Díaz-Valenzuela, J. 2019. Transporte de carbono inorgánico a lo largo del Río Usumacinta, SE México. *In: F. Paz, A. Velázquez, y M. Rojo (Eds.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019* (pp. 371–377). Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro Nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología, Universidad Autónoma de Nayarit, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit y Stanford University- Méxi.
- Cuevas-Lara, J. D., Cortés-Guzmán, D., Oseguera-Pérez, L. A., y Alcocer-Durand, J. 2018. Variación de la biomasa fitoplanctónica a lo largo del Río Usumacinta durante temporadas hidrológicas contrastantes. *In: F. Paz, A. Velázquez, y M. Rojo (Eds.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*. (pp. 412–418). Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora.
- Cuevas-lara, D., Alcocer, J., Cortés- guzmán, D., Soria- reinoso, I. F., García- oliva, F., Sánchez- carrillo, S., y Oseguera, L. A. 2021. Particulate organic carbon in the tropical Usumacinta River, southeast Mexico: Concentration, flux, and sources. *Water (Switzerland)* 13(11). <https://doi.org/10.3390/w13111561>
- Engel, F., Attermeyer, K., y Weyhenmeyer, G. A. 2020. A simplified approach to detect a significant carbon dioxide reduction by phytoplankton in lakes and rivers on a regional and global scale. *Science of Nature* 107(4):29. <https://doi.org/10.1007/s00114-020-01685-y>
- Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., Aragão, L. E. O. C., Arneeth, A., Arora, V., Bates, N. R., ... Zaehle, S. 2020. Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data* 12(4):3269–3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>
- Hotchkiss, E. R., Hall, R. O., Sponseller, R. A., Butman, D., Klaminder, J., Laudon, H., Rosvall, M., y Karlsson, J. 2015.



- Sources of and processes controlling CO₂ emissions change with the size of streams and rivers. *Nature Geoscience* 8(9):696-699. <https://doi.org/10.1038/NNGEO2507>
- Hudson, P. F., Hendrickson, D. A., Benke, A. C., Varela-Romero, A., Rodiles-Hernández, R., y Minckley, W. L. 2005. Rivers of Mexico. *In*: A. C. Benke y C. E. Cushing (Eds.), *Rivers of North America* (pp. 1030–1084). <https://doi.org/10.1016/B978-012088253-3/50026-2>
- Lauerwald, R., Laruelle, G. G., Hartmann, J., Ciais, P., y Regnier, P. 2015. Spatial patterns in CO₂ evasion from the global river. *Global Biogeochemical Cycles* 29:534–554. <https://doi.org/10.1002/2014GB004941>
- Li, M., Peng, C., Zhang, K., Xu, L., Wang, J., Yang, Y., Li, P., Liu, Z., y He, N. 2021. Headwater stream ecosystem: an important source of greenhouse gases to the atmosphere. *Water Research* 190(116738). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116738>
- Marx, A., Dusek, J., Jankovec, J., Sanda, M., Vogel, T., van Geldern, R., Hartmann, J., y Barth, J. A. C. 2017. A review of CO₂ and associated carbon dynamics in headwater streams: A global perspective. *Reviews of Geophysics* 55(2):560–585. <https://doi.org/10.1002/2016RG000547>
- Muñoz-Salinas, E., y Castillo, M. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 27:270–278.
- NOAA. 2018. Global Monitoring Laboratory - Carbon Cycle Greenhouse Gases. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>
- Ran, L., Lu, X. X., Yang, H., Li, L., Yu, R., Sun, H., y Han, J. 2015. CO₂ outgassing from the Yellow River network and its implications for riverine carbon cycle. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120(7):1334–1347. <https://doi.org/10.1002/2015JG00298>
- Raymond, P. A., Hartmann, J., Lauerwald, R., Sobek, S., McDonald, C., Hoover, M., Butman, D., Striegl, R., Mayorga, E., Humborg, C., Kortelainen, P., Dürr, H., Meybeck, M., Ciais, P., y Guth, P. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* 503:355-359. <https://doi.org/10.1038/nature12760>
- Reiman, J. H., y Xu, Y. J. 2019. Dissolved carbon export and CO₂ outgassing from the lower Mississippi River—Implications of future river carbon fluxes. *Journal of Hydrology* 578(124093). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124093>
- Saavedra Guerrero, A., López López, D. M., y Castellanos Fajardo, L. A. 2015. Descripción del medio físico de la cuenca media del Río Usumacinta en México. *In*: J. Carabias, J. de La Maza, R. Cadena. (Eds.), *Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. 25 años de actividades y experiencias* (19–34).
- Sawakuchi, H. O., Neu, V., Ward, N. D., Barros, M. de L. C., Valerio, A. M., Gagne-Maynard, W., Cunha, A. C., Less, D. F. S., Diniz, J. E. M., Brito, D. C., Krusche, A. V., y Richey, J. E. 2017. Carbon Dioxide Emissions along the Lower Amazon River. *Frontiers in Marine Science*, 4(March):1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00076>
- Soares, D., y García, A. 2017. *La cuenca del Río Usumacinta desde la perspectiva del cambio climático* (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Primera ed.)).
- Soria-Reinoso, I., Alcocer, J., Oseguera-Pérez, L. A., Cuevas-Lara, D., y Cortés, D. 2019. Concentración y flujo de carbono orgánico a lo largo del Río Usumacinta, México. *In*: F. Paz, A. Velázquez, y M. Rojo (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019* (pp. 288–296). Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro Nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología, Universidad Autónoma de Nayarit, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit y Stanford University-México.
- Soria-Reinoso, I., Alcocer, J., Oseguera-Pérez, L., Aucancela, R., Cuevas-Lara, D., Cortés-guzmán, D., Merino-Ibarra, M., Ramírez-Zierold, J. A., y Valenzuela, J. 2020. Dinámica de la presión parcial de CO₂ a lo largo del Río Usumacinta, México. *In*: M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez, y M. Bolaños (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020* (p. 602). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Syvitski, J., Cohen, S., Kettner, A. J., y Brakenridge, G. R. 2014. How important and different are tropical rivers? - An overview. *Geomorphology* 227:5–17. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.02.029>
- Teodoru, C. R., Nyoni, F. C., Borges, A. V., Darchambeau, F., Nyambe, I., y Bouillon, S. 2015. Dynamics of greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) along the Zambezi River and major tributaries, and their importance in the riverine carbon budget. *Biogeosciences* 12:2431–2453. <https://doi.org/10.5194/bg-12-2431-2015>
- Vachon, D., Sponseller, R., y Karlsson, J. 2020. Integrating carbon emission, accumulation, and transport in inland waters to understand their role in the global carbon cycle. *Global Change Biology* 27(4):719-727. <https://doi.org/10.1111/gcb.15448>
- Zou, J. 2016. Sources and Dynamics of Inorganic Carbon within the Upper Reaches of the Xi River Basin, Southwest China. *PLoS ONE* 11(8):e0160964. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160964>

4.2. Emisiones de CO₂ en los lagos kársticos tropicales del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas

Vargas-Sánchez Mariana¹; Sánchez-Carrillo Salvador²; Alcocer Javier³; Soria-Reinoso Ismael¹ y Oseguera Luis A.³

¹ Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

² Departamento de Biogeoquímica y Ecología Microbiana, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MNCN-CSIC).

³ Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, México.

Resumen

El CO₂ emitido por los lagos se deriva principalmente de la respiración y de procesos de mineralización de la materia orgánica; sin embargo el aporte de carbono inorgánico disuelto a través del agua subterránea y/o superficial también contribuye significativamente a las emisiones. Hoy en día existe un gran desconocimiento de las emisiones de CO₂ de cuerpos acuáticos epicontinentales tropicales, particularmente en México. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue estimar las emisiones de CO₂ en tres lagos kársticos del ANP “Lagunas de Montebello”, Chiapas, México, con diferentes estados tróficos. Durante el periodo de estratificación (octubre de 2019), se midieron los perfiles verticales de temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD), junto con la concentración CO₂ en los lagos San Lorenzo (eutrófico), San José (oligotrófico) y Tzisco (ultra-oligotrófico). San Lorenzo presentó la mayor concentración promedio de CO₂ ($40.18 \pm 25.03 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$) en contraste con el oligotrófico San José que presentó la menor concentración promedio ($13.85 \pm 5.85 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$). En todos los casos se presentó una correlación negativa y de moderada a intensa entre la T y la concentración de CO₂ (TZ-Ultra $R^2 = 0.9$, SJ-Oligo $R^2 = 0.9$ y SL-Eu $R^2 = 0.5$) y entre la concentración de CO₂ y la concentración de OD (TZ-Ultra $R^2 = 0.8$, SJ-Oligo $R^2 = 0.3$ y SL-Eu $R^2 = 0.9$). La emisión promedio de CO₂ medida mediante cámaras estáticas flotantes fue de $6.8 \pm 3.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. De forma preliminar aún, los resultados apuntan a que las variables indicadoras de la eutrofización, como la concentración de Clor-a, no explican por sí solas las emisiones de CO₂ en este tipo de lagos kársticos. Probablemente las emisiones de CO₂ sean reguladas por los aportes de carbono inorgánico de origen geológico.

Palabras clave: lagos kársticos; GEI; emisiones; efecto invernadero; tropicales.

Abstract

The CO₂ emitted by lakes is derived mainly from respiration and mineralization processes of organic matter; however, the contribution of dissolved inorganic carbon through groundwater and/or surface water also contributes significantly to emissions. Today there is great ignorance of CO₂ emissions from tropical epicontinental aquatic bodies, particularly from Mexico. Therefore, the objective of this work was to estimate CO₂ emissions in three karst lakes of the ANP “Lagunas de Montebello”, Chiapas, Mexico, with different trophic states. During the stratification period (October 2019), the vertical profiles of temperature (T) and dissolved oxygen (DO) were measured, together with the CO₂ concentration in the San Lorenzo (eutrophic), San José (oligotrophic) and Tzisco (ultra-oligotrophic). San Lorenzo presented the highest average concentration of CO₂ ($40.18 \pm 25.03 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$) in contrast to San José presented the lowest average concentration ($13.85 \pm 5.85 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$). In all cases there was a negative and moderate to intense correlation between T and CO₂ concentration (TZ-Ultra $R^2 = 0.9$, SJ-Oligo $R^2 = 0.9$ and SL-Eu $R^2 = 0.5$) and between CO₂ concentration and the DO

concentration (TZ-Ultra $R^2 = 0.8$, SJ-Oligo $R^2 = 0.3$ and SL-Eu $R^2 = 0.9$). The average CO_2 emission measured by floating static chambers was $6.8 \pm 3.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Still preliminary, the results indicate that the indicator variables of eutrophication, such as Chl-a from phytoplankton, do not by themselves explain the CO_2 emissions in this type of karstic lakes. CO_2 emissions are probably regulated by the contributions of inorganic carbon of geological origin.

Keywords: *karst lakes; GHG; emissions; greenhouse effect; tropical*

Introducción

Los sistemas acuáticos epicontinentales (SAE), a pesar de la reducida área superficial que ocupan de la masa continental del planeta, desempeñan un papel muy importante en el ciclo global del carbono (C) y en la modulación del cambio climático (Dean y Gorham 1998, Cole *et al.* 2007, Battin *et al.* 2008). En particular las emisiones de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) tienen consecuencias importantes en el forzamiento radiativo terrestre pues los SAE aportan una fracción muy significativa las emisiones naturales (Bastviken *et al.*, 2004).

Los SAE pueden actuar como sumideros de C al incorporar el CO_2 atmosférico durante la producción de materia orgánica (MO) y la posterior formación de compuestos orgánicos estables que se almacenan eventualmente en los sedimentos (Whalen 2005), o bien como fuentes de C si el clima, las condiciones hidrológicas y la cantidad y calidad de la MO que les llega fomentan su oxidación (Altor y Mitsch 2008). Por lo general, los lagos están sobresaturados en CO_2 , que puede proceder de: a) la entrada de agua superficial o subterránea con alto contenido de carbono inorgánico disuelto (DIC; Marcé *et al.* 2015), b) la fermentación de la MO, c) la oxidación (aeróbica y anaeróbica) del CH_4 , o d) de la escorrentía procedente de la respiración de los suelos. Pero reconocer cuál es la fuente dominante en cada momento y cada tipo de ecosistema es aún complejo de definir ya que existen muchas conexiones del ciclo del C aún sin resolver del todo. La información existente sobre las tasas y el control de las emisiones de CO_2 en lagos mexicanos se reduce a estudios escasos y puntuales (p.ej., Tortosa *et al.* 2011, González-Valencia *et al.* 2015, Camacho *et al.* 2017), que han permitido realizar las primeras estimaciones regionales, aunque con un alto grado de incertidumbre (González-Valencia *et al.* 2014).

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM, Chiapas) es probablemente el sistema kárstico lacustre más importante de México y Centroamérica con más de 60 SAE. Su deterioro comenzó en 2003 con el aumento de las actividades antrópicas en el área (agricultura, erosión acelerada del suelo y la contaminación del agua), lo que resultó en la eutrofización de algunos cuerpos de agua (cuerpos en la zona NW del PNLM, Alcocer *et al.* 2018). Sin embargo, se desconocen los efectos que estos cambios están produciendo en el balance de emisiones de CO_2 . Este trabajo plantea evaluar las concentraciones y emisiones de CO_2 en tres lagos kársticos tropicales del PNLM con diferentes estados tróficos, con el fin de determinar la magnitud de los flujos y el papel que juega el estado trófico en las emisiones.

Materiales y Métodos

La investigación se llevó a cabo en el PNLM, en la región sureste del Estado de Chiapas ($16^\circ 04' - 16^\circ 10' \text{N}$ y $91^\circ 37' - 91^\circ 47' \text{W}$, 1500 msnm) (Figura 1). El área total del PNLM es de 6,425 ha (CONANP 2011) y pertenece a la subcuenca del Río Grande de Comitán-Lagos de Montebello. El área de los lagos es alimentada en superficie por el Río Grande de Comitán, que atraviesa áreas urbanas y agrícolas antes de desembocar en los lagos. Sin embargo, la fuente principal de abastecimiento de los lagos es el agua subterránea. El clima es templado lluvioso con un verano largo, fresco y húmedo, con un régimen de precipitaciones típico de verano [Cb(m)(f)ig] (García, 2004). La temperatura media

anual y la precipitación son de 18.67°C y de 1,960 mm, respectivamente (Estación Meteorológica Automática N15DA7496 de CONANP, 16°06'52.5 N, 91°43'48.2 W). Para el estudio se seleccionaron tres lagos con diferente estado trófico: Tzisco (ultra-oligotrófico de 45 m de profundidad; TZ-Ultra), San José (Oligotrófico de 11 m de profundidad, SJ-Oligo) y San Lorenzo (eutrófico de 16 m de profundidad, SL-Eu). El muestreo se llevó a cabo en la época cálida/lluvias (octubre de 2019) donde los lagos están estratificados.

Se midieron perfiles verticales metro a metro de temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD) mediante una sonda multiparamétrica marca *Hydrolab* modelo DS5X acoplada a un sistema de captura de información modelo SVR4a. Las muestras de agua para la determinación de la concentración de clorofila a (Clor-a) y gases disueltos fueron tomadas con una botella muestreadora de agua marca *UWITEC* de 5L de capacidad en tres profundidades diferentes a lo largo de la columna de agua. Las muestras de agua para el análisis de la concentración de Clor-a fueron filtradas a través de filtros *Whatman* tipo GF/F de 13 mm (0.7 µm de apertura nominal de poro). Para la determinación de la Clor-a se siguió el método 445.0 de la USEPA (Arar y Collins 1997). La extracción de los gases se realizó siguiendo la técnica del espacio de cabeza, con 40 ml de agua en jeringas de 60 ml, usando He como gas de intercambio. Tras 5 minutos de agitación, el gas acumulado se trasladó a un vial *Exetainer* (*Labco, Reino Unido*) de 12 ml, previamente evacuado, donde fue almacenado para su posterior análisis por cromatografía de gases (Agilent Technologies 6890N). Las mediciones directas de los flujos de CO₂ hacia la atmósfera desde la superficie del agua se hicieron utilizando cámaras flotantes estáticas (5L de polietileno) (DelSontro *et al.* 2016), mediante incubaciones de 30 minutos de duración (muestreos a 0, 15 y 30 min). Cada muestra extraída fue inyectada en un vial *Exetainer* (12 ml) para su posterior análisis por cromatografía de gases. La concentración se ajustó por presión y temperatura de acuerdo con la ley de los gases ideales ($PV = nRT$). Las tasas de emisiones se ajustaron mediante correlación lineal, considerando el volumen de la cámara y su área.

Se evaluaron las relaciones existentes entre la profundidad de los lagos, la T, la concentración de OD, la concentración de Clor-a y la concentración de CO₂ estimada en la columna de agua mediante correlaciones no paramétricas (Spearman). Adicionalmente, se realizaron análisis de varianza para comparar las concentraciones entre lagos con distinto estado trófico y entre las profundidades en las que fueron tomadas las muestras. La normalidad del conjunto de datos fue corroborada con un test de Shapiro-Wilk. Las variables que no cumplieron con esa condición fueron transformadas a escala logarítmica. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software R Core Team (2016).

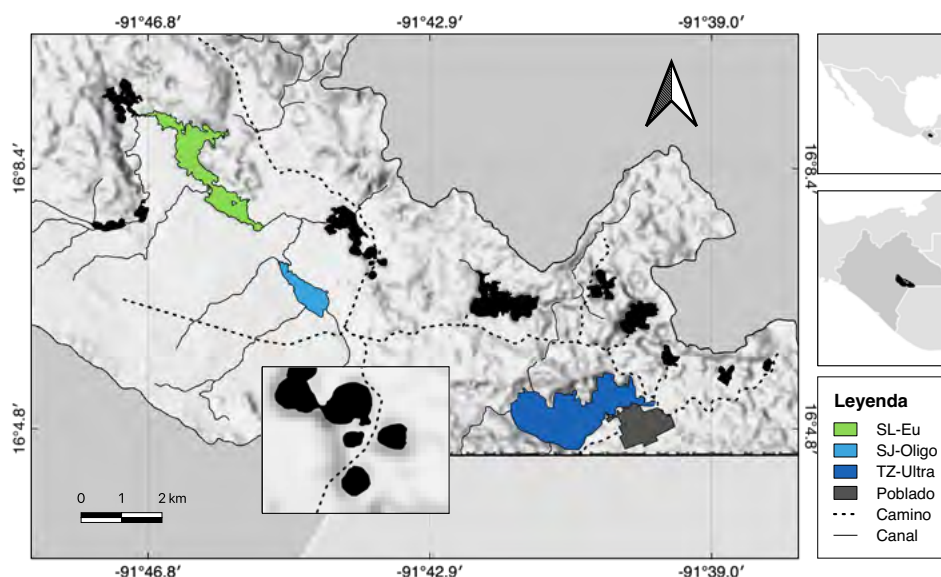


Figura 1. Localización del Parque Nacional "Lagunas de Montebello".

Resultados y discusión

La T del agua en los lagos osciló entre 18.4° C y 25.3° C, con un promedio de $22.0 \pm 1.4^\circ$ C. Los tres lagos presentaron estratificación térmica (Figura 2). SJ-Oligo y SL-Eu presentaron termoclinas superficiales (aproximadamente 2-3 m de profundidad) con un gradiente térmico (∇T) de $-0.46^\circ\text{C m}^{-1}$ y $-0.17^\circ\text{C m}^{-1}$, respectivamente. En contraste, TZ-Ultra presentó una termoclina a mayor profundidad (31-32 m) y con un $\nabla T = -0.58^\circ\text{C m}^{-1}$.

La concentración de OD varió desde 0 (*i.e.*, por debajo de límite de detección) hasta 10.45 mg L^{-1} con un promedio de $4.23 \pm 1.58 \text{ mg L}^{-1}$. El OD presentó perfiles verticales clinógrados en SL-Eu y en TZ-Ultra, en los cuales se alcanzó la anoxia en el fondo. Por otro lado, SJ-Oligo presentó toda la columna de agua oxigenada, aunque con tendencia a disminuir con la profundidad. SL-Eu presentó una oxiclina superficial (0-1 m) con un $\nabla \text{OD} = -1.44 \text{ mg OD m}^{-1}$. En contraste, TZ-Ultra presentó una oxiclina a mayor profundidad (31-35 m) con un $\nabla \text{OD} = -1.27 \text{ mg OD m}^{-1}$.

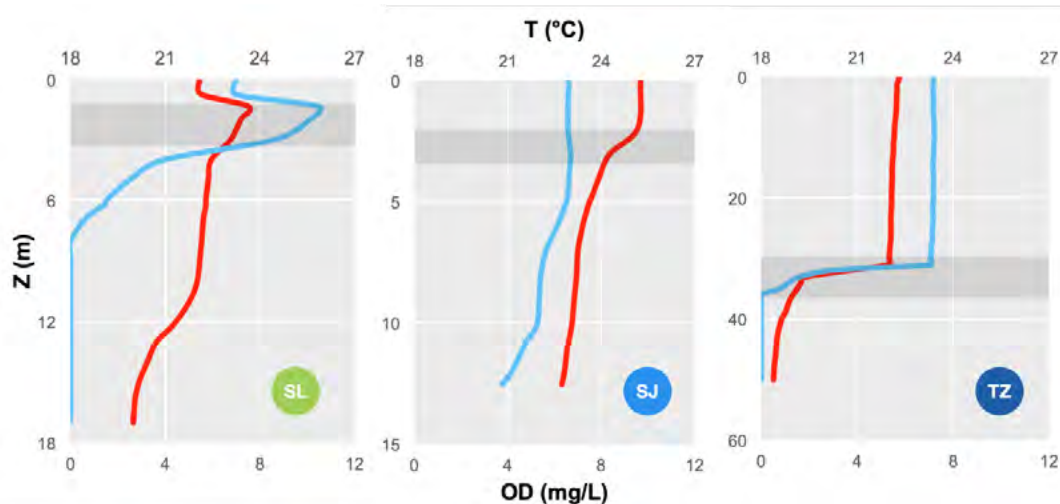


Figura 2. Perfiles verticales de T (línea roja) y OD (línea azul) en los tres lagos en estudio. ●=TZ-Ultra, ●=SJ-Oligo, ●=SL-Eu. La zona sombreada indica la presencia de termoclina.

La concentración promedio de Clor-a se registró en un intervalo de $0.8\text{-}153.4 \mu\text{g L}^{-1}$ en la superficie de Tz-Ultra y SL-Eu, respectivamente. El ANOVA mostró diferencias significativas entre lagos ($F_{(2,9)} = 188.4, p < 0.05$) pero no así a lo largo de la columna de agua ($F_{(2,9)} = 1.89, p = 0.21$).

Durante este periodo de estratificación, la concentración de CO_2 a nivel superficial osciló entre $7.11 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$ en SL-Oligo y $20.21 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$ en TZ-Ultra. La concentración promedio de CO_2 en la columna de agua de los lagos estudiados fue $26.26 \pm 4.12 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$. SL-Eu fue el lago que presentó la concentración promedio de CO_2 más elevada ($40.18 \pm 25.03 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$) en contraste con SJ-Oligo que presentó la concentración promedio más baja ($13.85 \pm 5.85 \mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1}$). Las diferencias entre el estado trófico ($F_{(2,9)} = 22.7, p < 0.05$), la profundidad ($F_{(2,9)} = 26.7, p < 0.05$) y la concentración de CO_2 , así como la interacción entre factores ($F_{(4,9)} = 4.9, p < 0.05$) resultaron significativas (Figura 3).

En todos los casos se presentó una correlación negativa y de moderada a intensa entre la T y la concentración de CO_2 (TZ-Ultra $R^2 = 0.9$, SJ-Oligo $R^2 = 0.9$ y SL-Eu $R^2 = 0.5, p < 0.05$) y entre la concentración de CO_2 y la concentración de OD (TZ-Ultra $R^2 = 0.8$, SJ-Oligo $R^2 = 0.3$ y SL-Eu $R^2 = 0.9, p < 0.05$). La correlación entre la Clor-a y el CO_2 fue negativa en SL- ($y = -2.0245x + 176.1, R^2 = 0.9$) y positivas en TZ-Ultra ($R^2 = 0.9$) y SJ-Oligo ($R^2 = 0.4$). Las relaciones establecidas, aunque preliminares, estarían reflejando, por un lado, el efecto de la productividad primaria en el control de la concentración de CO_2 en los lagos más eutrofizados y, por otro, que la heterotrofia de los lagos

oligotróficos depende de las entradas de C provenientes de la escorrentía (Figura 4).

Las emisiones promedio para el conjunto de lagos estudiados fue de $6.8 \pm 3.7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. SJ-Oligo fue el lago que presentó las emisiones más bajas ($3.13 \pm 0.4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), en contraste con SL-Eu, que presentó las emisiones más elevadas ($10.44 \pm 0.9 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Al escalar estos resultados al área ocupada por cada cuerpo de agua se puede observar que TZ-Ultra es el lago con mayor emisión ($20.9 \text{ T CO}_2 \text{ d}^{-1}$) debido a que el área que ocupa es casi cinco veces mayor que el de sus homólogos SJ-Oligo y SL-Eu (Cuadro 1). Los resultados se encuentran en el rango de otros cuerpos de agua lénticos tropicales, por ejemplo, las dolinas Chaurice ($1.2 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y Poza Becerra ($24.22 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), ambos en México (Aguirrezabala-Campano *et al.* 2019).

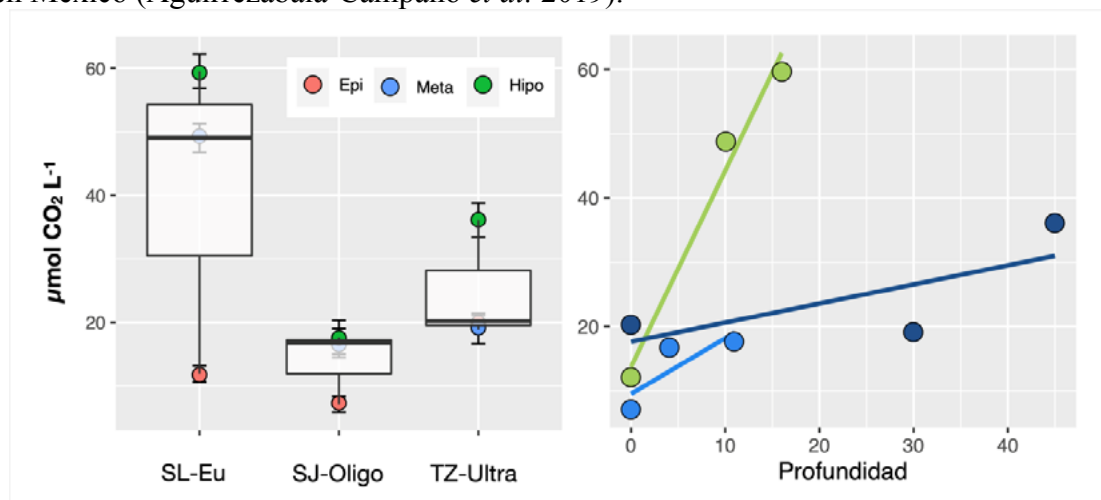


Figura 3. Dispersión y diagramas de caja de la concentración de CO₂ (izquierda), Epi = epilimnion, Meta = metalimnion e Hipo = hipolimnion. Correlaciones lineales entre la profundidad de los cuerpos de agua en estudio y la concentración de CO₂ (derecha), ● = TZ-Ultra, ● = SJ-Oligo, ● = SL-Eu.

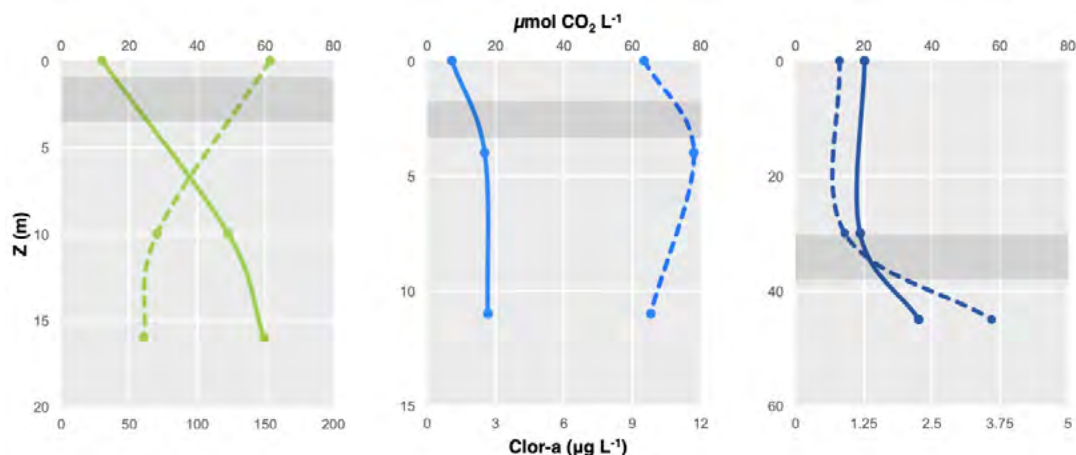


Figura 4. Perfiles verticales de la concentración de CO₂ (línea sólida) y Clor-a (línea punteada) en los tres lagos en estudio. ● = TZ-Ultra, ● = SJ-Oligo, ● = SL-Eu. La zona sombreada indica la presencia de termoclina.

Cuadro 1. Concentraciones de Clor- a y flujos de CO₂ registrados en las cámaras estáticas de los lagos estudiados.

Lago	Clor-a (μg L ⁻¹)		g CO ₂ m ⁻² d ⁻¹		Área (m ²)	kg CO ₂ d ⁻¹	Ton CO ₂ d ⁻¹
	Promedio	D.E.	Promedio	D.E.			
SL-Eu	94.8	26.4	10.4	0.9	1.8 x 10 ⁶	1.8 x 10 ⁷	18.9
SJ-Oligo	10.3	0.8	3.1	0.4	6.1 x 10 ⁵	1.8 x 10 ⁶	1.9
TZ-Ultra	1.8	0.1	6.8	0.3	3.1 x 10 ⁶	2.1 x 10 ⁷	20.9

Conclusiones

En el presente trabajo se reportan por primera vez las tasas de emisión de CO₂ de los lagos kársticos tropicales del PNLM. Las emisiones de CO₂ medidas están en el rango de las reportadas anteriormente para otros ecosistemas acuáticos epicontinentales tropicales. Los resultados apuntan a un control del fitoplancton de la concentración de CO₂ en la columna de agua en los ecosistemas eutrofizados, que desaparece en los sistemas donde la entrada de nutrientes es baja y el CO₂ disuelto depende más de los aportes provenientes de las escorrentías subterránea y superficial. Sin embargo, la producción orgánica generada en los lagos más eutrofizados estarían también incrementando mucho las emisiones de CO₂. En el caso de los lagos ultra y oligotróficos kársticos, las emisiones de CO₂ deben estar reguladas por los aportes de carbono inorgánico de origen geológico, aunque un estudio con mayor detalle debe ser abordado en el futuro próximo para revelar los principales mecanismos biogeoquímicos.

Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por la UNAM a través del proyecto “*Área Experimental de Lagos Tropicales (PAPIIT IV200319)*”, por el Programa de Investigación en Cambio Climático a través del proyecto “*Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México (PINCC 2020)*”, así como por el Ministerio de Ciencia e Innovación, Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España, a través del proyecto ICOOP-CSIC “*Contribución del Neotrópico Acuático Continental a las Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (COOPA20433)*”. Los autores agradecen al Parque Nacional Lagunas de Montebello, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), comunidad local y Comisarios Ejidales por facilitar el acceso a los lagos. Asimismo, agradecen a los colegas del equipo de Limnología Tropical de la FES Iztacala (UNAM) por su apoyo en el trabajo de campo y a José Luis Ayala Liquiñano (MNCN-CSIC) por los análisis de gases.

Literatura Citada

- Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, L. A. Oseguera y O. Escolero. 2018a. Anthropogenic impacts on tropical karst lakes: “Lagunas de Montebello,” Chiapas. *Ecohydrology* e2029.
- Altor, A. E. y W. J. Mitch. 2008. Methane and carbon dioxide dynamics in wetland Mesocosms: effects of hydrology and soils. *Ecological Applications* 18: 1307-320 pp.
- Arar, E. J. y G. Collins. 1997. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytinain marine and freshwater algae by fluorescence (445.0). US Environmental Protection Agency.
- Bastviken, D., J. Cole, M. Pace y L. Tranvik. 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate, *Global Biogeochemical Cycles* 18: GB4009, doi:10.1029/2004GB002238.
- Battin, T. J., L. A. Kaplan, S. Findlay, C. S. Hopkinson, E. Marti, A.I. Packman, J. D. Newbold y F. Sabater. 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- Camacho, A., A. Picazo, C. Rochera, A. C. Santamans, D. Morant, J. Miralles-Lorenzo y A. Castillo-Escrivà. 2017. Methane Emissions in Spanish Saline Lakes: Current Rates, Temperature and Salinity Responses, and Evolution under Different Climate Change Scenarios. *Water* 9: 659 pp.
- Cole, J., Y. Prairie, N. Caraco, W. McDowell, L. R. Tranvik, R.G. Striegl, C. Duarte, P. Kortelaine, J. Downing, J. Middelburg y J. Melack. 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems* 10: 171-184.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2011. Programa de Monitoreo de Calidad del Agua, Estudio para monitorear los parámetros de calidad del agua de las lagunas de Montebello. 17-29.
- Dean, W. E. y E. Gorham. 1998. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26: 535-538 .
- DelSontro, T., L. Boutet, A. St-Pierre, P. A. del Giorgio, & Y. T. Prairie. 2016. Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity. *Limnology and Oceanography* 61: S62–S77.
- Engel, F., K. Attermeyer y G. A. Weyhenmeyer. 2020. A simplified approach to detect a significant carbon dioxide reduction by phytoplankton in lakes and rivers on a regional and global scale. *The Science of Nature* 107: 29.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Gómez-Gener, L., B. Obrador, D. von Schiller, R. Marcé, J. P. Casas-Ruiz, L. Proia, V. Acuña, N. Catalán, I. Muñoz y M. Koschorreck. 2015. Hot spots for carbon emissions from Mediterranean fluvial networks during summer drought. *Biogeochemistry* 125: 409-426.
- Gonzalez-Valencia, R., F. Magana-Rodriguez, E. Maldonado, J. Salinas y F. Thalasso. 2015. Detection of hotspots and rapid

- determination of methane emissions from landfills via a ground-surface method. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 4083.
- Gonzalez-Valencia, R., A. Sepulveda-Jauregui, K. Martinez-Cruz, J. Hoyos-Santillan, L. Dendooven y F. Thalasso. 2014. Methane emissions from Mexican freshwater bodies: correlations with water pollution. *Hydrobiologia* 721:9-22 pp.
- Marcé, R., B. Obrador, J. A. Morguá, J. L. Riera, P. López y J. Armengol. 2015. Carbonate weathering as a driver of CO₂ supersaturation in lakes. *Nature Geoscience* 8: 107-111.
- Tortosa, G., C. David Correa, A. J. Sánchez-Raya, A. Delgado, M. A. Sánchez-Monedero y E. J. Bedmar. 2011. Effects of nitrate contamination and seasonal variation on the denitrification and green house gas production in La Rocina Stream (Doñana National Park, SW Spain). *Ecological Engineering* 37: 539-548.
- Whalen S. C. 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science* 22: 73-94 pp.

4.3. Almacenes de carbono en dos lagos tropicales de alta montaña, El Sol y La Luna, Nevado de Toluca

Aucancela Renato¹; Alcocer Javier²; García-Oliva F.³; Oseguera Luis A.² e Ibarra Diana¹.

¹ Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.

² Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

³ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 27-3, Santa María de Guido, Morelia, Michoacán 58090, México.

Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

Resumen

El Sol y La Luna son dos lagos tropicales de alta montaña en México. Con el fin de ser considerados como ecosistemas centinelas de cambio climático a nivel regional es imperante conocer, entre otras características, la magnitud y dinámica del C en sus aguas. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar la variación temporal de las concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD), carbono inorgánico disuelto (CID) y carbono orgánico particulado (COP) a lo largo de un ciclo anual en estos dos lagos. La concentración promedio de COD en El Sol fue ~8 veces mayor ($3.3 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$, 2.4 a 5.2 mg L^{-1}) que en La Luna ($0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, 0.2 a 0.7 mg L^{-1}). El COD presentó sus valores máximos en abril a inicios de la temporada de lluvias, lo cual podría tener su explicación en el mayor arrastre de materia orgánica del área de drenaje. El CID en El Sol fue ~2 veces mayor ($3.4 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$, 2.1 a 5.2 mg L^{-1}) que en La Luna ($1.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$, 1.2 a 3.8 mg L^{-1}). De manera similar al COD, la concentración de CID presentó sus valores máximos en abril a inicios de la temporada de lluvias. Por otra parte, el COP en El Sol fue ~2 veces mayor ($0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, 1.1 a 0.4 mg L^{-1}) que en La Luna ($0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, 0.1 a 0.3 mg L^{-1}).

Palabras clave: COD; CID; COP; Nevado de Toluca; Estado de México.

Abstract

El Sol and La Luna are two tropical, high-mountain lakes in Mexico. In order to be considered as sentinel ecosystems of climate change at a regional level, it is imperative to know, among other characteristics, the magnitude and dynamics of C in their waters. Therefore, this study aimed to evaluate the temporal variation of the concentrations of dissolved organic carbon (DOC), dissolved inorganic carbon (DIC), and particulate organic carbon (POC) throughout an annual cycle. The average concentration of DOC in El Sol was ~ 8 times higher ($3.3 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$, 2.4 to 5.2 mg L^{-1}) than in La Luna ($0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, 0.2 to 0.7 mg L^{-1}). The DOC presented its maximum values in April at the beginning of the rainy season, which could be explained by the greater supply of organic matter from the drainage area. The DIC at El Sol was ~ 2 times higher ($3.4 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$, 2.1 to 5.2 mg L^{-1}) than at La Luna ($1.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$, 1.2 to 3.8 mg L^{-1}). Similar to the DOC, the DIC concentration presented its maximum values in April at the beginning of the rainy season. On the other hand, the POC in El Sol was ~ 2 times higher ($0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, 1.1 to 0.4 mg L^{-1}) than in La Luna ($0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$, 0.1 to 0.3 mg L^{-1}).

Key words: DOC; DIC; POC; Nevado de Toluca; Mexico State

Introducción

Los sistemas acuáticos, aunque representan una pequeña fracción de la superficie del planeta, llevan a cabo un papel crítico en el ciclo global del carbono -C- (Cole *et al.*, 2007). A lo largo del tiempo geológico, las aguas epicontinentales han controlado el almacenamiento a largo plazo del dióxido de carbono (CO₂) atmosférico a través del transporte hidrológico de carbono inorgánico (CI), desde las reacciones de intemperismo terrestre hasta los sumideros de C costero y marino como especies de carbonatos (CO₃) disueltos (Galy *et al.*, 2015). Hoy en día, a través del cambio de uso del suelo, la industrialización, agricultura, el represamiento y los cambios en el clima (Le Quéré *et al.*, 2015), la estructura y función de las aguas epicontinentales atraviesan cambios significativos en cortos períodos de tiempo. Por otro lado, los lagos y los embalses son sumideros de carbono particulado (CP) en los sedimentos, aunque también procesan y remineralizan el carbono orgánico (CO) a CO₂ y metano (CH₄), que posteriormente escapa a través de la interfase agua-atmósfera (Clow *et al.*, 2015).

En México existen solo dos lagos de alta montaña (LAM). Los LAM frecuentemente son someros, presentan una circulación frecuente y un régimen térmico más uniforme durante todo el año, razón por la cual, se los denomina polimícticos (Löffler 1972). Además, se caracterizan por tener baja conductividad eléctrica, pH ácido y concentraciones de materia orgánica reducida (Sommaruga, 2001). Por las características mencionadas, los LAM son considerados como buenos indicadores de cambio climático global debido a su alta sensibilidad a los cambios ambientales, ya sea en el paisaje o en la atmósfera circundante (Carpenter *et al.*, 2007; Pham *et al.*, 2008; Williamson *et al.*, 2008).

Debido a la escasa información existente sobre almacenes de C en aguas epicontinentales mexicanas (Alcocer *et al.*, 2019) y el desconocimiento de éstos en particular en los LAM, es imperante la necesidad de reconocer la magnitud y dinámica anual en la concentración de las especies C presentes en los lagos El Sol y La Luna con el fin de generar una línea base de los dos únicos LAM en México para ser usados como centinelas de cambio climático regional o global.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El volcán Nevado de Toluca ubicado en el Estado de México, alcanza una altura de 4,680 m s.n.m. y forma una de las cuatro montañas más altas de México (Alcocer *et al.*, 2021). La zona tiene un clima frío alpino (tipo “páramo”), con precipitaciones que fluctúan entre 15 mm en diciembre a 244 mm en julio y un promedio de 102 mm, una temperatura que varía desde 2.4 °C en diciembre a 5.2 °C en mayo y una temperatura media de 3.9 °C (período 1951-2010; estación 15062 Nevado Toluca; SMN, 2018). Dentro del cráter del volcán Nevado de Toluca se encuentran ubicados los dos LAM, El Sol y La Luna, a 4,200 m s.n.m. (Figura 1). El Sol tiene una profundidad media de 6 m. Por otro lado, La Luna tiene una profundidad media de 5 m. Ambos lagos son cálidos polimícticos y perennalmente astáticos, con fluctuaciones entre las épocas cálida y lluviosa, pero nunca se secan; contienen aguas poco mineralizadas con valores de K₂₅ (13 μS cm⁻¹: La Luna y 16 μS cm⁻¹: El Sol) y pH ácido (4.7: La Luna y 5.4: El Sol) (Alcocer *et al.*, 2004).

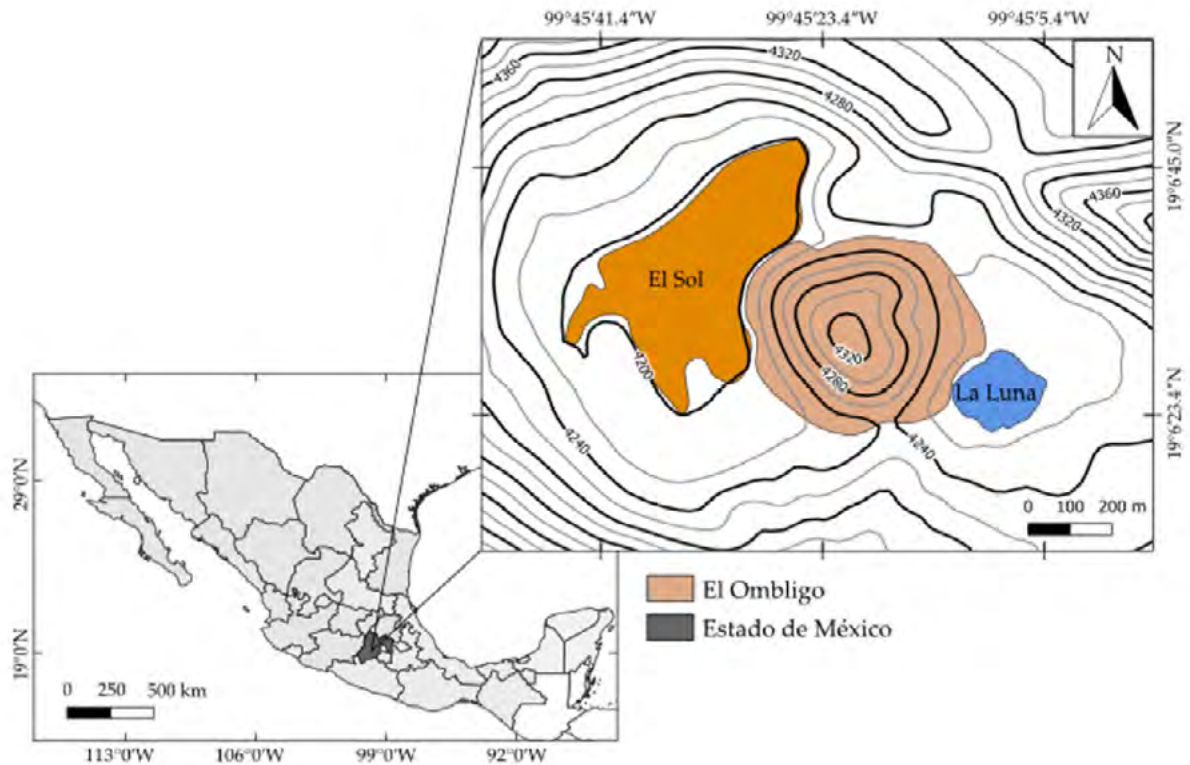


Figura 1. Ubicación geográfica de los LAM El Sol y La Luna. (Tomado de Alcocer et al., 2021).

Metodología

Trabajo de campo. Se llevaron a cabo muestreos mensuales en la zona central y más profunda de cada lago a lo largo de un ciclo anual (septiembre 2017- septiembre 2018). Se registraron *in situ* a lo largo de la columna de agua (resolución vertical = 1 m) la temperatura, pH, conductividad eléctrica estandarizada a 25 °C (K_{25}) y oxígeno disuelto (OD) utilizando una sonda multiparamétrica Hydrolab Datasonde 5.

Para la evaluación del carbono se tomaron muestras integradas a lo largo de la columna de agua con una botella muestreadora de agua marca UWUTEC de 5 litros de capacidad. Las muestras se filtraron *in situ* a través de una malla de 100 μm de apertura para eliminar al zooplancton grande o “nadador” y no afectar a la precisión de la evaluación de carbono. Las muestras se colocaron en frascos limpios de polietileno previamente etiquetados y se mantuvieron en oscuridad y a baja temperatura (dentro de una hielera con una cama de hielo) para evitar su alteración durante su transporte al laboratorio. De la misma forma muestra de agua tomada anteriormente, se almacenaron 500 ml en frascos de vidrio para la medición de las concentraciones de clorofila-a (Clor-a) y sólidos suspendidos totales o seston (SST).

Trabajo de laboratorio. Análisis de C. Para la medición del COP los filtros se acidificaron con HCl al 10% para eliminar la fracción inorgánica del C (carbonatos) en la muestra (Dickson *et al.*, 2007); enseguida los filtros se guardaron en papel aluminio y se secaron en una estufa Lab-Line Instruments modelo 3512 (60°C durante 24 h); finalmente se almacenaron en un desecador con gel de sílice. Por otra parte, para la medición de COD, se tomaron muestras de 60 ml de agua, las cuales se filtraron a través de filtros Whatman GF/F previamente calcinados, enseguida las muestras de agua se fijaron con ácido fosfórico al 40% y se almacenaron en frascos de polietileno de alta densidad (HDPE) color ámbar para evitar cualquier reacción fotoquímica.

Para la medición de CID, las muestras de agua se filtraron de manera semejante al COD y se almacenaron en botellas de DBO de 60 ml a las cuales se les agregó 50 ml de muestra y 25 μ l de una solución saturada al 50% de cloruro mercuríco (HgCl_2) como conservador e inhibidor de la actividad biológica; el envase se selló con grasa de silicona de manera segura para evitar el intercambio de gases con la atmósfera. Las concentraciones de CID se determinaron en un equipo Shimadzu TOC 5050.

Todas las especies químicas de C se analizaron en el Center for Marine Science de la University of North Carolina en Wilmington y todas las muestras se midieron por triplicado y el resultado final reportado es el promedio de estas mediciones.

Análisis de Clor-a y SST. Para la evaluación de la concentración de Clor-a como medida indirecta de biomasa fitoplanctónica se siguió el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997). Un volumen conocido de cada muestra fue filtrado a través de filtros Whatman (apertura poro nominal 0.7 μ m); posteriormente se extrajo la Clor-a con 10 ml de acetona al 90% durante un período entre 18 a 20 horas en oscuridad y refrigeración. La Clor-a extraída se evaluó en un fluorómetro digital marca Turner Designs modelo 10-AU. Todas las muestras se midieron por triplicado y el resultado final es el promedio de estas mediciones.

De la misma forma, para la medición de SST se emplearon filtros Whatman (0.7 μ m de apertura nominal de poro) pre-combustionados en una mufla marca Thermolyne modelo 48000 durante 4 horas a una temperatura de 550 °C para eliminar la materia orgánica presente. Los filtros fueron pesados a temperatura ambiente con una balanza analítica marca Mettler Toledo y almacenados en un desecador. Para corregir la posible contaminación por manipulación y la retención de sales en la matriz del filtro, se utilizó un filtro como blanco colocado debajo de cada muestra. Después de la filtración, los filtros se secaron en un horno Lab-Line Instruments modelo 3512 a una temperatura de 60 °C por 48 horas y se pesaron nuevamente para obtener por diferencia las concentraciones de SST en mg L^{-1} (Wetzel y Likens, 2000). De la misma forma, como en la medición de C y Clor-a, todas las muestras de SST se midieron por triplicado y el resultado final reportado es el promedio.

Análisis estadístico. Los parámetros fisicoquímicos y las especies químicas de C fueron analizadas estadísticamente en el software Sigma Plot 12.0 y Past 4.03 mediante un análisis t-student para identificar diferencias significativas de manera temporal (período anual) y entre lagos. Primero se realizó una prueba de normalidad de Shapiro Wilks, en los casos en los que la distribución no era normal ($p < 0.05$) se utilizó la prueba no paramétrica Mann-Whitney para determinar las diferencias. Además, para las posibles asociaciones de las variables ambientales con las concentraciones de C se usó el coeficiente de correlación de Spearman.

Resultados y Discusión

Variables fisicoquímicas

Se encontraron diferencias temporales significativas ($p < 0.05$) en las variables fisicoquímicas (temperatura, OD, pH y K_{25} , Clor-a y SST) para El Sol y La Luna a lo largo del período anual. El OD ($t=200.0$; $p < 0.005$), el pH ($t=-5.6$; $p < 0.001$), la K_{25} ($t=78.0$; $p < 0.001$), la Clor-a ($t=7.2$; $p < 0.001$) y los SST ($t=10.4$; $p < 0.001$) fueron significativamente mayores en El Sol que en La Luna. Solamente la temperatura no presentó diferencias significativas entre los lagos ($p > 0.05$) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos medidos en los lagos El Sol y La Luna para el período anual (septiembre 2017-septiembre 2018).

	El Sol						La Luna					
	Temp °C	OD mg L ⁻¹	pH	K ₂₅ μS cm ⁻¹	Clor-a μg L ⁻¹	SST mg L ⁻¹	Temp °C	DO mg L ⁻¹	pH	K ₂₅ μS cm ⁻¹	Clor-a μg L ⁻¹	SST mg L ⁻¹
Mín.	6.1	5.9	5.2	41	1.1	1.3	5.8	6.3	4.0	9.7	0.1	0.3
Máx.	11.9	8.6	9.6	55.6	3.0	2.6	11.9	7.5	7.0	13.6	1.2	0.9
Prom.	9.6	7.6	7.9	48.8	1.7	1.9	9.4	6.9	5.3	11.3	0.5	0.6
d.e.	1.8	0.7	1.4	3.6	0.6	0.4	1.9	0.3	0.8	1.1	0.3	0.2

Temp = temperatura, OD = oxígeno disuelto, pH = potencial hidrógeno, K₂₅ = conductividad eléctrica estandarizada a 25°C, Clor-a = clorofila "a", SST = sólidos suspendidos totales, Min. = mínimo, Máx. = máximo, Prom. = promedio, d.e. = Desviación estándar.

Carbono Orgánico Disuelto

El promedio anual de COD para El Sol fue 3.3 ± 0.7 mg L⁻¹ (2.4-5.2 mg L⁻¹), mientras que para La Luna fue 0.4 ± 0.1 mg L⁻¹ (0.2-0.7 mg L⁻¹), con diferencias significativas ($t=220.0$; $p<0.001$) entre ambos. Las mayores concentraciones de COD tanto para El Sol (5.2 ± 0.0 mg L⁻¹) como La Luna (0.7 ± 0.1 mg L⁻¹) se presentaron en el mes de abril de 2018, que, de acuerdo al SMN (2018) estación Nevado de Toluca 15062), corresponde al inicio de las precipitaciones para el año de estudio. Por otra parte, la concentración mínima de COD para El Sol se presentó en mayo de 2018 con 2.4 ± 0.0 mg L⁻¹ y para La Luna en septiembre de 2017 con 0.2 ± 0.0 mg L⁻¹ (Figura 2a).

Carbono Inorgánico Disuelto

El promedio anual de CID para El Sol fue 3.4 ± 1.1 mg L⁻¹ (2.1-5.2 mg L⁻¹), mientras que para La Luna fue 1.7 ± 0.7 mg L⁻¹ (1.2-3.8 mg L⁻¹), con diferencias significativas ($t=260.0$; $p<0.001$) entre ambos. Las mayores concentraciones de CID tanto para El Sol (5.2 ± 0.1 mg L⁻¹) como La Luna (3.8 ± 0.1 mg L⁻¹) se presentaron en el mes de abril de 2018. Por otra parte, la concentración mínima de CID para El Sol se presentó en mayo de 2018 con 2.1 ± 0.1 mg L⁻¹ y para La Luna en septiembre de 2017 con 1.2 ± 0.1 mg L⁻¹ (Figura 2b), las concentraciones de CID en El Sol son ~2 veces mayores que en La Luna.

Carbono Orgánico Particulado

El promedio anual de COP para El Sol fue 0.3 ± 0.1 mg L⁻¹ (0.1-0.4 mg L⁻¹), mientras que para La Luna fue 0.2 ± 0.1 mg L⁻¹ (0.1-0.3 mg L⁻¹), con diferencias significativas ($t=2.5$; $p<0.05$) entre ambos. La mayor concentración de COP para El Sol (0.4 ± 0.0 mg L⁻¹) se presentó en el mes de diciembre de 2017. Por otra parte, para La Luna (0.3 ± 0.0 mg L⁻¹) se presentó en mayo de 2018. Por otra parte, la concentración mínima de COP para El Sol se presentó en julio de 2018 con 0.1 ± 0.0 mg L⁻¹ y para La Luna en septiembre de 2018 con 0.1 ± 0.0 mg L⁻¹ (Figura 2c), las concentraciones de COP en El Sol son ~2 veces mayores que en La Luna.

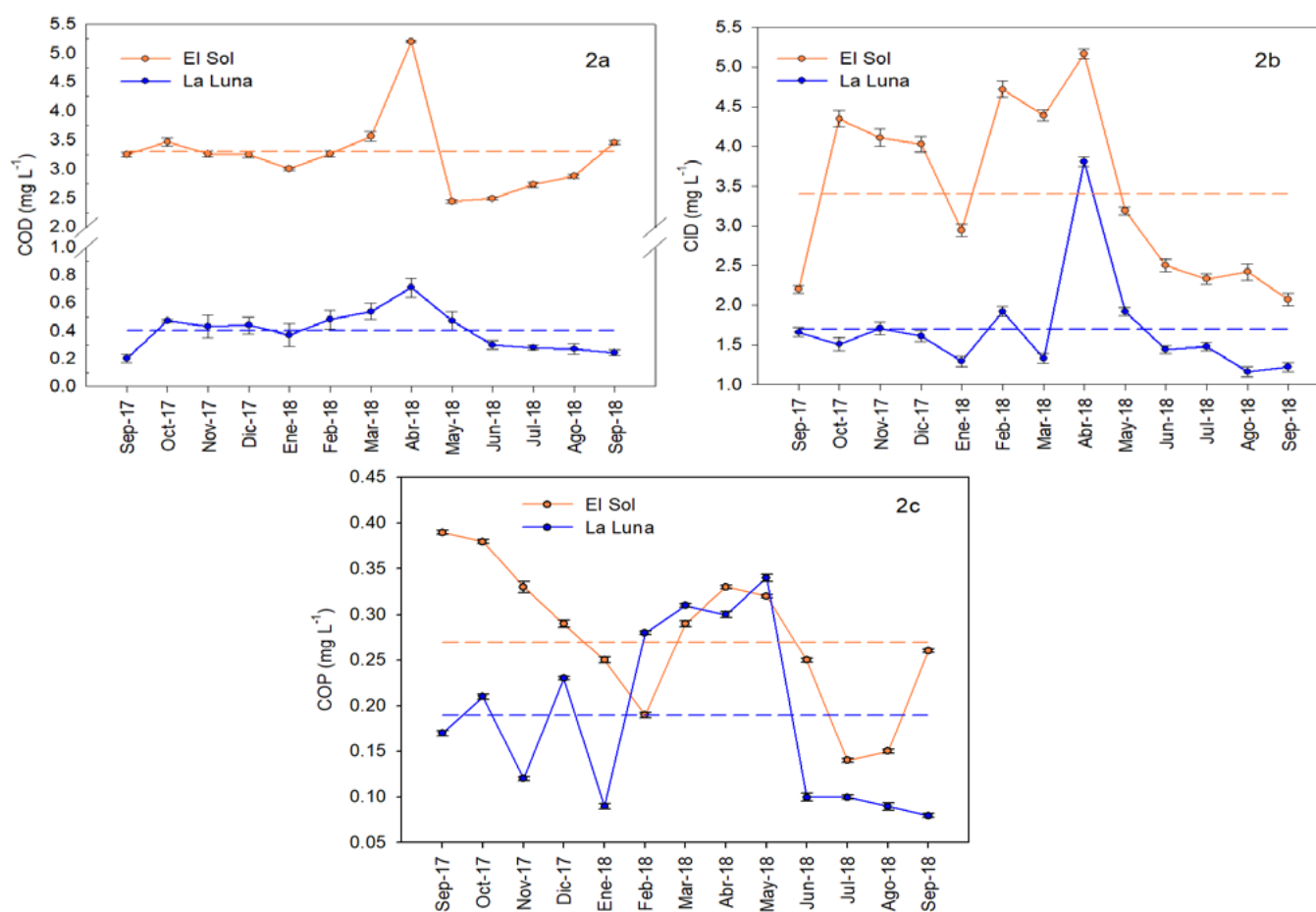


Figura 2. Concentraciones promedio de COD, CID y COP (\pm d.e.) en mg L^{-1} en los lagos El Sol y La Luna para el período anual (septiembre 2017-septiembre 2018). Las líneas discontinuas naranjas corresponden a los promedios en El Sol y las azules en La Luna.

Conclusiones

Carbono Orgánico Disuelto

Los rangos de COD para El Sol fluctuaron de 2.4 a 5.2 mg L^{-1} y en La Luna de 0.2 a 0.7 mg L^{-1} . El COD en El Sol es ~ 8 veces mayor ($3.3 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$) que en La Luna ($0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$), posiblemente debido a que El Sol presenta condiciones de oligotrofia en comparación con La Luna (ultraoligotrofia) y el área de captación del primero es ~ 9 veces mayor. La concentración de COD en El Sol y La Luna tuvo un comportamiento similar a los lagos de alta montaña de los Alpes Austríacos (0.3 a 2.5 mg L^{-1}) (Sommaruga *et al.*, 1999). Así como, de 120 lagos oligotróficos de China con una media 2.4 mg L^{-1} (Song *et al.*, 2018).

Carbono Inorgánico Disuelto

Los rangos de CID para El Sol fluctuaron de 2.1 a 5.2 mg L^{-1} y en La Luna de 1.2 a 3.8 mg L^{-1} . El CID en El Sol es ~ 2 veces mayor ($3.4 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$) que en La Luna ($1.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$). Las concentraciones de CID tuvieron un comportamiento similar a los lagos de tierras altas del norte (Lago East Long: 1.1 mg L^{-1} ; Lago Big Musky: 5.1 mg L^{-1}) (Wisconsin y Michigan) (Bade *et al.*, 2004) y de la misma manera similar al lago oligotrófico profundo Redo: $\sim 1.0 \text{ mg L}^{-1}$ (Ventura *et al.*, 2000).

Carbono Orgánico Particulado

El promedio anual de COP para El Sol fue $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ($0.1\text{-}0.4 \text{ mg L}^{-1}$), mientras que para La Luna fue $0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ($0.1\text{-}0.3 \text{ mg L}^{-1}$), con diferencias significativas ($t=2.5$; $p<0.05$) entre ambos. La mayor concentración de COP para El Sol ($0.4 \pm 0.0 \text{ mg L}^{-1}$) se presentó en el mes de diciembre de 2017. Por otra parte, para La Luna ($0.3 \pm 0.0 \text{ mg L}^{-1}$) se presentó en mayo de 2018. El COP en El Sol es ~2 veces mayor ($0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) que en La Luna ($0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$). La concentración de COP en ambos lagos es similar a lo reportado por Bertoni *et al.*, (1993) para dos lagos nepaleses oligotróficos con una media de 0.1 mg L^{-1} .

En el siguiente cuadro se presentaron los valores de las especies químicas de C (Cuadro 2) y se realizó una comparación con otros LAM así como también con la concentración media global de los cuerpos lénticos.

Cuadro 2. Comparación de las concentraciones de C en El Sol y La Luna para el período anual (septiembre 2017-septiembre 2018) con otros sistemas lénticos (LAM y media global)

Cuerpo acuático	COD (mg L ⁻¹)	Ref	CID (mg L ⁻¹)	Ref	COP (mg L ⁻¹)	Ref
El Sol	3.3	Este estudio	3.4	Este estudio	0.3	Este estudio
La Luna	0.4	Este estudio	1.7	Este estudio	0.2	Este estudio
Lagos de alta montaña	0.3 a 3.5	Sommaruga <i>et al.</i> (1999)	1.1	Ventura <i>et al.</i> (2000)	0.1	Bertoni <i>et al.</i> (1999)
Media global de cuerpos lénticos	7.6	Sobek <i>et al.</i> (2007)	1.2 a 120	Cole (2013)	-	-

COD= Carbono Orgánico Disuelto, CID= Carbono Inorgánico Disuelto, COP= Carbono Orgánico Particulado, Ref = referencia

Agradecimientos

Al programa Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT a través del proyecto 262970 “*Los Lagos del Nevado de Toluca, México: Centinelas para la detección y análisis de la vulnerabilidad socio-ecosistémica ante los impactos del cambio ambiental global*”, al Programa de Investigación en Cambio Climático (PINCC), UNAM a través del proyecto 2020 “*Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México*”, al Ministerio de Ciencia e Innovación, Consejo de Superior de Investigaciones Científicas de España, COOPA20433 “*Contribución del neotrópico acuático continental a las emisiones de gases de efecto invernadero*”, al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología y a la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna de la Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México, que proporcionó el permiso para llevar a cabo esta investigación científica en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca.

Literatura citada

- Alcocer, J., Oseguera, L. A., Escobar, E., Peralta, L., y Lugo, A. 2004. Phytoplankton biomass and water chemistry in two high-mountain Tropical Lakes in central Mexico. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 36:342–346.
- Alcocer, J., Caballero, M., Ruiz-Fernández, A., Oseguera-Pérez, L., Sánchez-Cabeza, J., Cuevas-Lara, D., & Soria-Reinoso, I. (2019). Ecosistemas Acuáticos Epicontinentales. In F. Paz-Pellat, R. Hernández-Ayón, & A. Velázquez-Rodríguez (Eds.), *Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono (Issue Capítulo 15, p. 716)*.
- Alcocer, Javier, Oseguera, L. A., Ibarra-Morales, D., Escobar, E., and García-Cid, L. 2021. Responses of Benthic Macroinvertebrate Communities of Two Tropical, High-Mountain Lakes to Climate Change and Deacidification. *Diversity*, 13(6), 243.
- Arar, E. J. and G. B. Collins. 1997. Method 445.0 In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 22 p.
- Bade, D., S. R. Carpenter, J. J. Cole, P. C. Hanson and R. H. Hesslein. 2004. Controls of $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in lakes: Geochemistry, lake metabolism, and morphometry. *Limnology and Oceanography* 49:1160-1172.
- Bertoni, R. & C. Callieri. 1993. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. *Mem. Ist. ital Idrobiol.*, 52: 191-205.
- Carpenter, S. R., Benson, B. J., Biggs, R., Chipman, J. W., Foley, J. A., Golding, S. A., Hammer, R. B., Hanson, P. C., Johnson, P. T. J., Kamarainen, A. M. Y. M., Kratz, T. K., Lathrop, R. C., Mahon, K. D. M. C., Provencher, B., Rusak, J. A., Solomon, C. T., Stanley, E. H., Turner, M. G., & Zanden, M. J. Vander. 2007. Understanding Regional Change: A Comparison of Two Lake Districts. *Bioscience*, 57:323–335.
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., Duarte, C. M., Kortelainen, P., Downing, J. A., Middelburg, J. J., & Melack, J. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10:171–184.
- Clow, D. W., Stackpoole, S. M., Verdin, K. L., Butman, D. E., Zhu, Z., Krabbenhoft, D. P., and Striegl, R. G. 2015. Organic Carbon Burial in Lakes and Reservoirs of the Conterminous United States. *Environmental Science and Technology*, 49(13), 7614–7622.
- Dickson, A., Sabine, C., & Christian, J. 2007. Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements. In North Pacific Marine Science Organization (Vol. 3, Issue 8).
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Peters, G. P., Ciais, P., Friedlingstein, P., Jones, S. D., Sitch, S., Tans, P., Arneeth, A., Boden, T. A., Bopp, L., Bozec, Y., Canadell, J. G., Chini, L. P., Chevallier, F., Cosca, C. E., Harris, I., Hoppema, M., ... Zeng, N. 2015. Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data*, 7:47–85.
- Löffler, H. 1972. Contribution to the Limnology of High Mountain Lakes in Central America. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 57:397–408.
- Pham, S. V, Leavitt, P. R., McGowan, S., & Peres-neto, P. 2008. Spatial variability of climate and land-use effects on lakes of the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 53:728–742.
- SMN. (2018). Servicio Meteorológico Nacional. <https://smn.conagua.gob.mx/es/>
- Sobek, S., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Kortelainen, P., & Cole, J. J. 2007. Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnology and Oceanography*, 52:1208–1219.
- Sommaruga, R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 62:35–42.
- Sommaruga, R., Psenner, R., Schaffner, E., Koinig, K. A., & Sommaruga-Wögrath, S. (1999). Dissolved Organic Carbon Concentration and Phytoplankton Biomass in High-mountain Lakes of the Austrian Alps: Potential Effect of Climatic Warming on UV Underwater Attenuation. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 31:247–253.
- Song, K., Wen, Z., Shang, Y., Yang, H., Lyu, L., Liu, G., Fang, C., Du, J., & Zhao, Y. 2018. Quantification of dissolved organic carbon (DOC) storage in lakes and reservoirs of mainland China. *Journal of Environmental Management*, 217:391–402.
- Ventura, M., L. Camarero, T. Buchaca, F. Bartumeus, D. M. Livingstone and J. Catalan. 2000. The main features of seasonal variability in the external forcing and dynamics of a deep mountain lake (Redó, Pyrenees). *Journal of Limnology* 59:97-108.
- Wetzel, R. G., y Likens, G. E. 2000. Organic Matter. En *Limnological Analyses* (pp. 137–146). New York, NY: Springer New York.
- Williamson, C. E., Dodds, W., Kratz, T. K., & Palmer, M. A. (2008). Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 247-254.

4.4. Biomasa de los macroinvertebrados bentónicos de dos lagos tropicales de alta montaña

Oseguera Luis A.¹; Alcocer Javier¹; Escobar Elva² y García-Cid Lucero³

¹ Grupo de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios No. 1, Los Reyes Iztacala, 54090 Tlalnepantla, México.

² Laboratorio de Biodiversidad y Macroecología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Ciudad Universitaria 3000, Alcaldía Coyoacán, C.P., 04510 Ciudad de México, México

³ Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Ciudad Universitaria 3000, Alcaldía Coyoacán, C.P., 04510 Ciudad de México, México.

Autor para correspondencia: loseguera@unam.mx

Resumen

Los lagos de alta montaña son considerados “centinelas” de cambio global ya que, debido a su sensibilidad, responden rápidamente a los cambios evidenciando alteraciones tanto en las variables ambientales como en la biológicas. Los macroinvertebrados bentónicos son organismos muy sensibles a estos cambios por lo que el objetivo del presente estudio fue el reconocer la dinámica temporal de la biomasa de estos organismos en los lagos El Sol y La Luna del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. Tanto en el El Sol como en La Luna se encontraron 4 especies. En El Sol estas especies fueron: *N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *H. vulgaris*, y *Physa* sp. Mientras que en el lago La Luna se registraron: *N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *L. variegatus* y *P. branickii*. El grupo de los MIB que aportó mayor biomasa fue el de los oligoquetos, en El Sol contribuyeron con el 99 % de la biomasa total mientras que en La Luna su contribución fue del 93 %. La especie que contribuyeron con mas biomasa en ambos lagos fue *L. hoffmeisteri* con el 70 % para El Sol y el 75 % para La Luna, seguida de *N. pardalis* con 29 % para El Sol y 13 % para La Luna. El resto de las especies solo se observaron en pocos meses durante todo el muestreo. Los valores de biomasa registrados (El Sol = $3.63 \pm 4.43 \text{ mgC m}^{-2}$ y La Luna = $3.69 \pm 7.35 \text{ mgC m}^{-2}$) son menores en comparación con otros lagos árticos y de alta montaña.

Palabras clave: *peso húmedo; La Luna; El Sol; Nevado de Toluca.*

Abstract

High mountain lakes are considered "sentinels" of global change because, due to their sensitivity, they respond quickly to changes evidenced by alterations in environmental and biological variables. Benthic macroinvertebrates are very sensitive organisms to these changes. The objective of this study was to recognize the temporal dynamics of the biomass of these organisms in the lakes El Sol and La Luna of Nevado de Toluca National Park, Mexico. In both El Sol and La Luna, four species were found. In El Sol these species were: *N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *H. vulgaris*, and *Physa* sp. While in Lake La Luna were registered: *N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *L. variegatus* and *P. branickii*. The group of MIB that contributed the most biomass was oligochaetes, in El Sol they contributed 99% of the total biomass while in La Luna their contribution was 93%. The species that contributed the most biomass in both lakes was *L. hoffmeisteri* with 70% for El Sol and 75% for La Luna, followed by *N. pardalis* with 29% for El Sol and 13% for La Luna. The rest of the species were only observed in a few months during the entire sampling. The rest of the species were only observed in a few months during the entire sampling. Biomass values recorded (El Sol = $3.63 \pm 4.43 \text{ mgC m}^{-2}$ y La Luna = $3.69 \pm 7.35 \text{ mgC m}^{-2}$) are lower compared to other high mountain and arctic lakes.

Key words: *FWW; La Luna; El Sol; Nevado de Toluca.*

Introducción

Los lagos de alta montaña se caracterizan por ubicarse por arriba de la cota de crecimiento de la vegetación arbórea, la cual en la zona tropical se localiza por encima de los 3,000 m s.n.m. (Sommaruga, 2001). Los lagos de alta montaña están frecuentemente alejados de las grandes ciudades y se encuentran en cuencas aisladas, por esta razón, es difícil que tengan influencia del acarreo superficial de materiales y contaminantes de otras cuencas (Mosello *et al.* 2002). El transporte y depósito atmosférico en estos lagos se da principalmente vía la precipitación que frecuentemente trae como consecuencia la acidificación de sus aguas (Bitušiók *et al.*, 2016; Raut *et al.*, 2012).

Este tipo de lagos son considerados “centinelas” de cambio global ya que, debido a su sensibilidad, responden rápidamente a los cambios evidenciando alteraciones tempranamente. Además, al ubicarse en diferentes regiones geográficas, capturan diferentes aspectos del cambio global y climático mundial (Catalán *et al.*, 2006; Kernan *et al.*, 2010; Rita *et al.* 2009). Las variables de respuesta son medibles y de diversa índole como la temperatura, el pH, presencia o ausencia de estratificación térmica, así como la composición de las comunidades acuáticas y el registro fósil en los sedimentos lacustres (Čiamporová–Zaťovičová *et al.*, 2010; Fjellheim *et al.*, 2000; Granados y Toro, 2000; Woolway *et al.*, 2017).

Dentro de la composición biológica, el fitoplancton, el zooplancton y la concentración de clorofila *a* son los componentes más estudiados para determinar estas alteraciones. Sin embargo, poco se han estudiado otros componentes biológicos tales como los peces y el bentos (Raddum y Fjellheim 2002).

Los organismos bentónicos, especialmente los macroinvertebrados bentónicos (MIB), han sido objeto de diferentes tipos de estudios debido a que son de gran importancia ecológica en la remineralización de la materia orgánica y su incorporación a la red trófica, así como son los actores principales en la transferencia de energía a los niveles superiores, ya que estos son responsables de la conversión de la producción primaria bentónica y microbiana en biomasa animal (Hanson *et al.*, 2010).

En vista de la relevancia que representan los MIB en los sistemas acuáticos epicontinentales y el desconocimiento que sobre éstos se tiene en particular en los lagos tropicales de alta montaña y su papel en el ciclo del carbono regional y global, el objetivo del presente estudio fue el reconocer la magnitud y la dinámica temporal de la biomasa aportada por los MIB en los dos únicos lagos de alta montaña mexicanos, El Sol y La Luna, en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT), México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

En México se conocen sólo tres lagos de alta montaña; uno en el cráter del volcán Popocatepetl el cual ya no existe y otros dos (La Luna y El Sol) en el cráter del volcán Nevado de Toluca (Armienta *et al.* 2000). El Sol y La Luna son lagos cráter tropicales de alta montaña que se encuentran dentro de la Cuenca Hidrológica Prioritaria "Nevado de Toluca" (Arriaga *et al.* 1998), localizada entre los 19° 06' 36" N y 18° 48' 00" N y los 99° 54' 36" W y 99° 28' 48" W, a una altitud de 4,240 m s.n.m. Esta cuenca ocupa 927.69 Km² y se localiza dentro del APFFNT, en el Estado de México (Figura 1).

Metodología

En ambos lagos se ubicó una estación en la zona central y más profunda (El Sol 12 m, La Luna 10 m) donde se realizaron muestreos mensuales a lo largo de un año (octubre 2017 – septiembre 2018). En cada lago se midieron *in situ* la temperatura, el oxígeno disuelto, la conductividad (K₂₅) y el pH del agua supradacente al fondo con una sonda multiparamétrica de calidad de agua marca Hydrolab. Asimismo,

se determinó la textura y el contenido de materia orgánica de los sedimentos. La textura se obtuvo mediante la técnica de pipeteo en húmedo. A todas las muestras de textura se les eliminaron los carbonatos y la materia orgánica (Folk 1969). Para determinar el porcentaje de materia orgánica sedimentaria se utilizó la técnica de pérdida de peso por combustión –LOI– (550°C) (Webber, 1973).

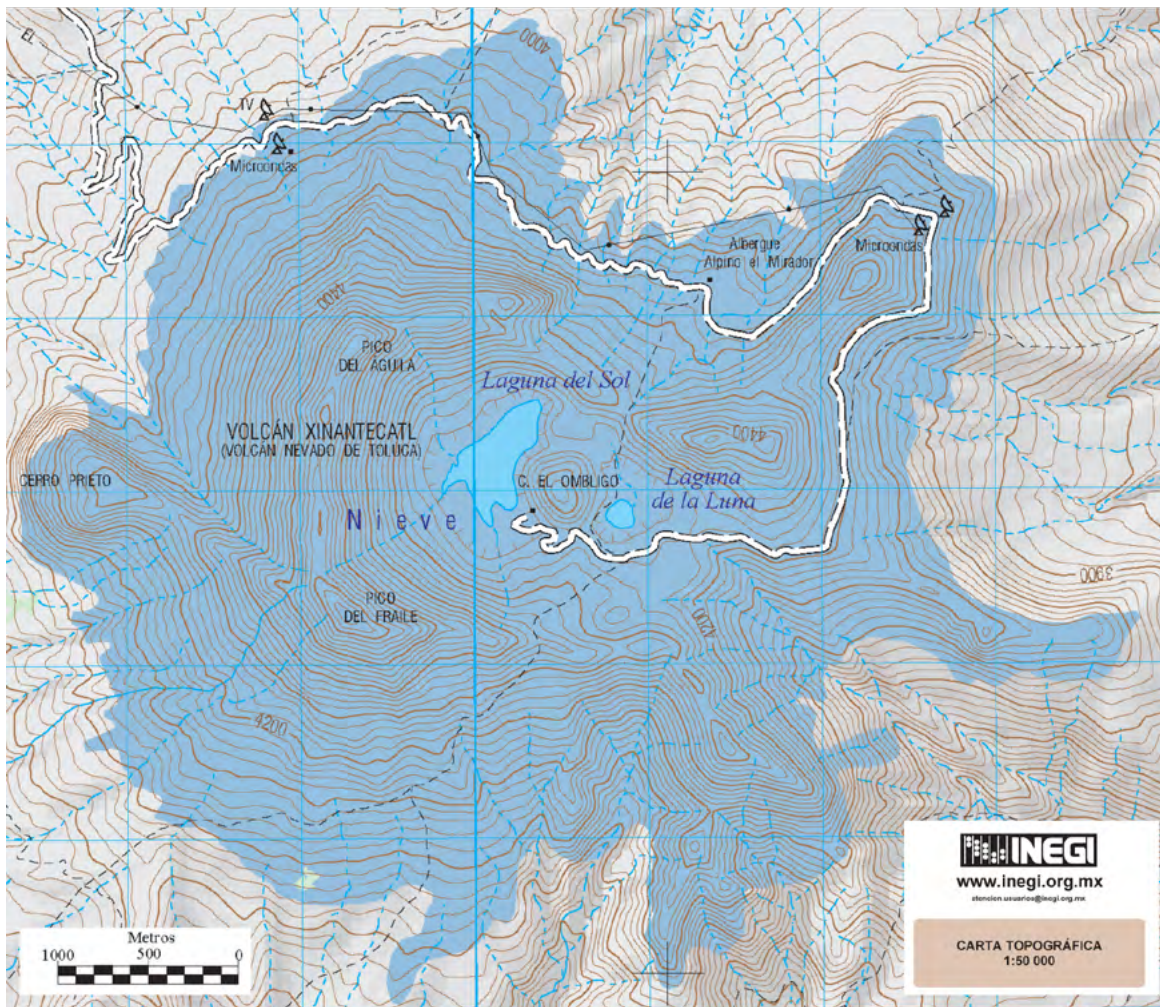


Figura 1. Localización de los lagos El Sol y La Luna en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México. (Cotas de nivel en metros).

La obtención de los MIB se realizó con ayuda de una draga Ekman (0.0225 m² de área, 15x15x15 cm) tomando los primeros 10 cm de sedimento (Weber 1973, Wetzel y Likens 1979). Tres réplicas por estación se destinaron para el estudio de los MIB y una cuarta para llevar a cabo el análisis del tamaño de grano y contenido de materia orgánica del sedimento.

Se evitó muestrear en el mismo sitio durante cada visita. Los sedimentos fueron cribados por un tamiz de 0.50 mm de apertura de malla para retener los MIB; por último, se añadió etanol al 70% adicionado con rosa de bengala para fijar y teñirlos organismos.

La identificación de los organismos se realizó en primera instancia con ayuda de las claves generales como las de Olsen y Lars–Henrik (1946) y Oscoz et al. (2011). Posteriormente, se emplearon claves específicas para oligoquetos (Brinkhurst, 1971; Hiltunen y Klemm, 1980; Stimpson y Klemm, 1982), quironómidos (Brinkhurst, 1971) y gasterópodos (Burch y Cruz–Reyes, 1987). Los organismos de cada especie fueron pesados para obtener el peso húmedo fijado, el cual se transformó a gramos de carbono (gC), de acuerdo con el criterio de Margalef (1983) y Weber (1973), quienes consideran que el 10% del

peso húmedo es peso seco libre de cenizas y que el 3.5% de ese peso seco es carbono orgánico. Los valores de biomasa se multiplicaron por 1,000 para obtener mgC.

Resultados y Discusión

Parámetros ambientales

En el cuadro 1 se muestra los promedios (\pm desviación estándar) y el rango de los parámetros ambientales. Los lagos El Sol y La Luna resultaron similares en sus características ambientales debido a que se localizan en la misma cuenca y están sujetos a las mismas condiciones climáticas. La temperatura ($p > 0.05$), la concentración de oxígeno disuelto ($p > 0.05$), la materia orgánica ($p > 0.05$) y la textura [arenas ($p > 0.05$), limos ($p > 0.05$) y arcillas ($p > 0.05$)] no mostraron diferencias significativas entre los lagos. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas entre el pH ($p < 0.001$) y la conductividad ($p < 0.001$) entre los lagos. La conductividad fue mayor en El Sol que en La Luna a lo largo de todo el ciclo de muestreo. El pH en promedio es básico en El Sol la mayor parte del ciclo de muestreo mientras que en La Luna se mantuvo ácido durante todo el periodo.

Cuadro 1. Promedios \pm una desviación estándar de los lagos del Nevado de Toluca, México.

	El Sol			La Luna		
	Prom \pm D.E.	Min.	Max.	Prom \pm D.E.	Min.	Max.
T (°C)	9.3 \pm 1.6	6.2	11.2	9.1 \pm 2.1	5.6	11.6
pH	7.8 \pm 1.3	5.4	9.6	5.1 \pm 0.6	4.0	6.3
OD (mg L ⁻¹)	6.0 \pm 2.0	2.8	8.5	6.9 \pm 0.3	6.3	7.5
K ₂₅ (μ S cm ⁻¹)	63 \pm 20	41	98	12 \pm 3	10	20
MO (%)	14 \pm 3	10	20	16 \pm 3	13	21
Tipo de Sedimento	Limo fino			Limo fino		

T = Temperatura; OD = Concentración de Oxígeno Disuelto; K₂₅ = Conductividad eléctrica estandarizada a 20°C; MO = Materia Orgánica.

Macroinvertebrados Bentónicos

Se identificaron un total de seis especies pertenecientes a cuatro phyla, cuatro clases, cinco órdenes, seis familias y cinco géneros. Los taxa estuvieron constituidos por el phylum Annelida (clase Oligochaeta, órdenes Tubificida y Lumbriculida), phylum Arthropoda (clase Insecta, orden Diptera), phylum Cnidaria (clase Hidrozoa, orden Anthoathecata) y phylum Mollusca (clase Gasteropoda, orden Basommatophora).

En el lago El Sol se encontraron 4 especies: 2 oligoquetos (*Nais pardalis* y *Limnodrilus hoffmeisteri*), 1 hidrozooario (*Hydra vulgaris*) y 1 gasterópodo (*Physa* sp.). En el lago La Luna se registraron un total de 4 especies: 3 oligoquetos (*N. pardalis*, *L. hoffmeisteri* y *Lumbriculus variegatus*) y 1 quironómido (*Pseudodiamesa branickii*).

Biomasa de los Macroinvertebrados Bentónicos

La biomasa promedio anual del El Sol (3.63 ± 4.43 mgC m⁻²) no fue significativamente diferente ($p > 0.05$) a la de La Luna (3.69 ± 7.35 mgC m⁻²) (Figura 2). A pesar de que la densidad de MIB en El Sol es mayor a la encontrada en La Luna (Alcocer *et al.* 2021) las biomásas son muy similares debido a la diferencia de las tallas de las especies encontradas.

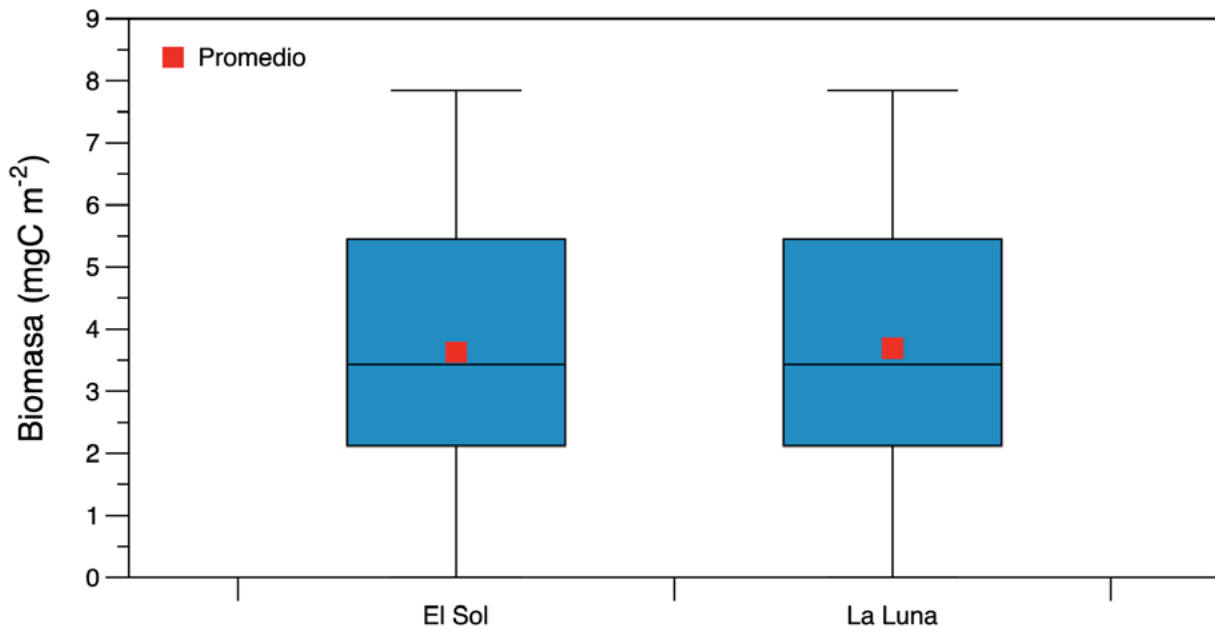


Figura 2. Diagrama de caja y bigote de la biomasa de los lagos del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México.

Para El Sol la biomasa máxima se encontró en el mes de febrero ($7.85 \pm 5.92 \text{ mgC m}^{-2}$) y el mínimo en el mes de junio donde no se encontraron organismos mientras que para La Luna el máximo se observó en abril ($15.01 \pm 23.33 \text{ mgC m}^{-2}$) y el mínimo en el mes de mayo donde tampoco se registró ningún organismo (Figura 3). En ninguno de los lagos se observó un patrón temporal definido y no se observó ninguna correlación significativa ($p > 0.05$) con las variables ambientales.

El grupo de los MIB que aportó mayor biomasa en ambos lagos fue el de los oligoquetos. En el lago El Sol contribuyeron con el 99 % de la biomasa total mientras que en el lago La Luna su contribución fue del 93 %. La especie con mayor aporte en ambos casos fue *L. hoffmeisteri* con el 70 % en el lago El Sol y el 75 % en el lago La Luna, seguida de *N. pardalis* con 29 % en el lago El Sol y 13 % en el lago La Luna.

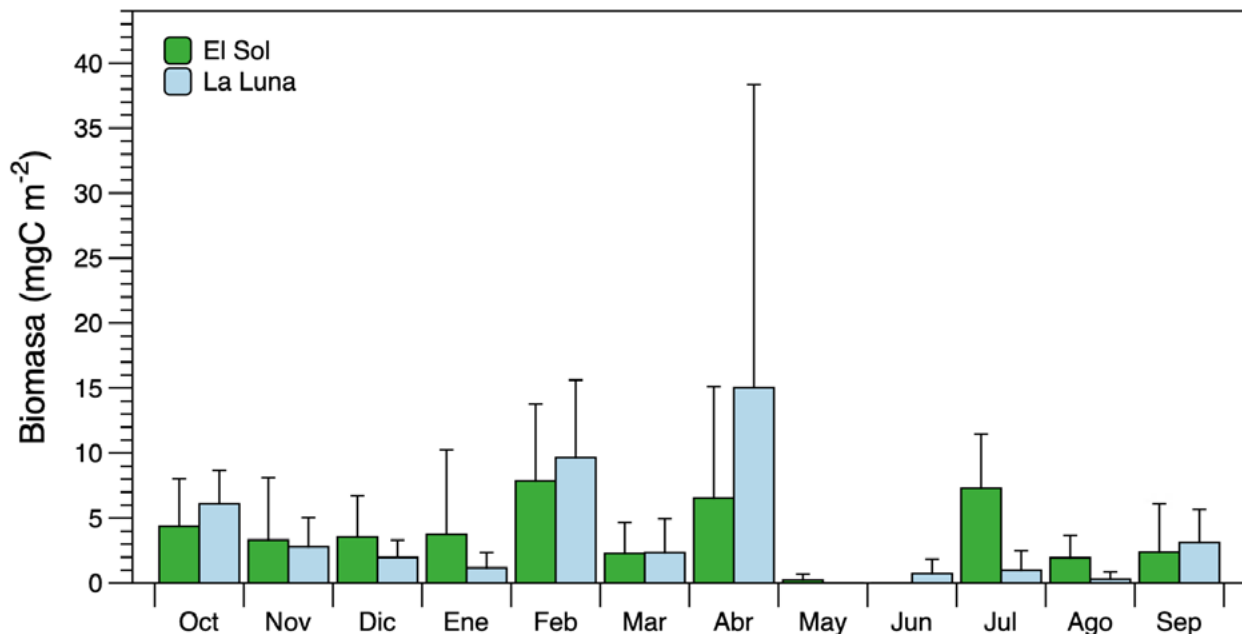


Figura 3. Variación de la biomasa de los MIB de los lagos del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México.

L. hoffmeisteri fue la especie con el mayor promedio anual de biomasa en el lago El Sol (2.13 ± 3.45 mgC m⁻²). El máximo de biomasa se presentó en abril (6.12 ± 8.93 mgC m⁻²) y el mínimo en octubre (0.60 ± 0.53 mgC m⁻²) mientras que estuvo ausente en mayo y junio. Esta especie no tuvo ninguna correlación significativa ($p > 0.05$) con alguna de las variables ambientales. La segunda especie con aporte significativo de biomasa fue *N. pardalis*, cuyo promedio anual fue de 1.44 ± 2.90 mgC m⁻². El máximo se presentó en febrero (5.50 ± 5.03 mgC m⁻²) y estuvo ausente en noviembre, junio, y septiembre. Tanto *H. vulgaris* y *Physa* sp. solo se encontraron en dos meses (octubre y febrero y diciembre y enero respectivamente) durante todo el muestreo.

Al igual que en El Sol, el oligoqueto *L. hoffmeisteri* fue la especie con promedio anual mayor de biomasa (3.09 ± 6.61 mgC m⁻²), con el valor más alto en abril (13.61 ± 20.91 mgC m⁻²) y el menor en agosto con 0.32 ± 0.55 mgC m⁻². *N. pardalis* fue la segunda especie con mayor aporte de biomasa con un promedio anual de 0.31 ± 1.45 mgC m⁻² y máximo en octubre (2.94 ± 4.96 mgC m⁻²) y un mínimo en junio (0.14 ± 0.23 mgC m⁻²) sin embargo, estuvo ausente durante ocho meses. *P. branickii* estuvo presente solo tres meses teniendo mayor densidad en los meses de febrero y marzo. Finalmente *L. variegatus* solo se observó en el mes de abril con una biomasa de 1.4 ± 2.43 mgC m⁻². Tampoco en La Luna se encontró ninguna correlación de la biomasa de las especies con las variables ambientales.

La información de la biomasa de los MIB en los lagos de alta montaña es muy escasa. En el lago de alta montaña, Brunnsee, Alemania, la biomasa de los MIB fue mucho mayor (1.2 gC m⁻²) a la encontrada en El Sol y La Luna (Bergtold y Traunspurger 2005). Por otro lado, en 17 lagos árticos -características similares a los de alta montaña- de Canadá se encontró un rango de 25 a 42 mgC m⁻² (Scrimgeour *et al.* 2001) que siguen siendo superiores a los registrados en los lagos del Nevado de Toluca.

Conclusiones

A pesar de que ambos lagos comparten la misma cuenca y condiciones climáticas muestran diferencias en el pH y la conductividad eléctrica presentándose valores más elevados en El Sol que en La Luna. Tanto en El Sol como en La Luna se encontraron 4 especies. En El Sol estas especies fueron: *N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *H. vulgaris*, y *Physa* sp. Mientras que en el lago La Luna se registraron: *N. pardalis*, *L. hoffmeisteri*, *L. variegatus* y *P. branickii*. El grupo de los MIB que aportó mayor biomasa fue el de los oligoquetos, en El Sol contribuyeron con el 99 % de la biomasa total mientras que en La Luna su contribución fue del 93 %. La especie con mayor aporte en ambos casos fue *L. hoffmeisteri* con el 70 % en El Sol y el 75 % en La Luna, seguida de *N. pardalis* con 29 % en El Sol y 13 % en La Luna. El resto de las especies solo se observaron en pocos meses durante todo el muestreo. Los valores de biomasa registrados son menores en comparación con otros lagos árticos y de alta montaña.

Agradecimientos

A la SEMARNAT/CONACYT 262970 - Los lagos del Nevado de Toluca, México: centinelas para la detección y análisis de la vulnerabilidad socio-ecosistémica ante los impactos del cambio ambiental global. Al la UNAM, PINCC 2020 - Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna de la Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México, que proporcionó el permiso para llevar a cabo esta investigación científica en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca.



Literatura citada

- Alcocer, J., L.A. Oseguera, D. Ibarra-Morales, E. Escobar y L. García-Cid. 2021. Responses of Benthic Macroinvertebrate Communities of Two Tropical, High-Mountain Lakes to Climate Change and Deacidification. *Diversity*, 13(6): 243.
- Armienta M.A., S. de la Cruz-Reina y J.L. Macías. 2000. Chemical characteristics of the crater lakes of Popocateptl, El Chichon and Nevado de Toluca volcanoes. *Journal of Volcanology Geothermic Research* 97: 105-125
- Arriaga L., V. Aguilar, J. Alcocer, R. Jiménez, E. Muñoz y E. Vázquez (coords.). 1998. Regiones hidrológicas prioritarias: fichas técnicas y mapa (escala 1:4,000,000). CONABIO, México: 142 pp. + 1 mapa.
- Bergtold, M. y W. Traunspurger. 2005. Benthic production by micro-, meio-, and macrobenthos in the profundal zone of an oligotrophic lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(2):321-329.
- Bitušík, P., M. Svitok, M. Novikmec, K. Trnková, y L. Hamerlík. 2016. Biological recovery of acidified alpine lakes may be delayed by the dispersal limitation of aquatic insect adults. *Hydrobiologia*, 790:287-298.
- Brinkhurst, R.O. 1971. A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta. (2da edición) Freshwater Biological Association: E.U.A.
- Burch, J.B. y A. Cruz-Reyes. 1987. Clave genérica para la identificación de Gastrópodos de agua dulce en México. Instituto de Biología, UNAM: México.
- Catalan, J. L. Camarero, M. Felip, S. Pla, M. Ventura, T. Buchaca, G. Bartumeus, G. De Mendoza, A. Miró, E.O. Casamayor, J.M. Medina-Sánchez, M. Bacardit, M. Altuna, M. Bartrons y D. Diaz de Quijano. 2006. High Mountain lakes: extreme habitats and witnesses of environmental change. *Limnetica*, 25(1-2): 551-584.
- Čiamporová-Zaťovičová, Z., L. Hamerlík, F. Šporka y P. Bitušík. 2010. Littoral benthic macroinvertebrates of alpine lakes (Tatra Mts) along an altitudinal gradient: a basis for climate change assessment. *Hydrobiologia*, 648: 19-34.
- Fjellheim, A., A. Boggero, A.G. Halvorsen, A.M. Nocentini, M. Rieradevall, G.G. Raddum y Ø. A. Schnell. 2000. Distribution of benthic invertebrates in relation to environmental factors. A study of European remote alpine lake ecosystems. *Verhandlungen: Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 27(1): 484-488.
- Granados, I. y M. Toro. 2000. Recent warming in a high mountain lake (Laguna Cimera, Central Spain) inferred by means of fossil chironomids. *Journal of limnology*, 59(1): 109-119.
- Hanson, P., M. Springer y A. Ramírez. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(4): 3-37.
- Hiltunen, J.K. y D.J. Klemm. 1980. A guide to the Nadidae (Annelida: Clitellata: Oligochaeta) of North America. National Technical Information Service: Springfield, EUA.
- Kernan, M. R.W. Battarbee y B. Moss. 2010. Monitoring the Responses of Freshwater Ecosystems to Climate Change. pp. 841-18. *In*: Hering, D., A. Haidekker, A. Schmidt-Kloiber, T. Barker, L. Buisson, W. Graf, G. Grenouillet, A. Lorenz, S. Sandin y S. Stendera. (eds.). *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems*. Wiley-Blackwell Publishing Ltd: E.U.A.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega.
- Mosello, R., A. Lami, A. Marchetto, M. Rogora, B. Wathne, L. Lien, J. Catalan, L. Camarero, M. Ventura, R. Psenner, K. Koinig, H. Thies, S. Sommaruga-Wögrath, U. Nickus, D. Tait, B. Thaler, A. Barbieri y R. Harriman. 2002. Trends in the water chemistry of high-altitude lakes in Europe. *Water, Air and Soil Pollution. Focus* 2: 75-89.
- Olsen, L. y Lars-Henrik. 1946. *Small freshwater creatures*. Cambridge: E.U.A.
- Oscoz, J.; Galicia, D. y R. Miranda. 2011. *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain*. Springer: Londres.
- Raddum G.G. y A. Fjellheim. 2002. Species composition of freshwater invertebrates in relation to chemical and physical factors in high mountains in southwestern Norway. *Water, Air and Soil Pollution. Focus* 2: 311-328.
- Raut, R. S. Sharma y R.M. Bajracharya. 2012. Biotic response to acidification of lakes. *Journal of Science, Engineering and Technology*, 8 (1): 171-184.
- Rita, A., C.M. O'Reilly, H. Zagarese, S.B. Baines, D. Hessen, W. Keller, D.M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G. Weyhenmeyer. y M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*. 54(6): 2283-2297.
- Scrimgeour, G.J., W.M. Tonn, C.A. Paszkowski y C. Goater. 2001. Benthic macroinvertebrate biomass and wildfires: evidence for enrichment of boreal subarctic lakes. *Freshwater Biology*, 46: 367-378.
- Sommaruga, R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 62(1-2): 35-42.
- Stimpson, K.S. y D.J. Klemm. 1982. A guide to the freshwater Tubificidae (Annelida: Clitellata: Oligochaeta) of North America. National Technical Information Service: Springfield.
- Webber, C.I. 1973. *Biological Field and Laboratory Methods for Measuring the Quality of Surface Waters and Effluents. Macroinvertebrates*. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati. 38 pp.
- Wetzel R.G. y G.E. Likens. 1979. *Limnological Analysis*. W.B. Saunders.
- Woolway, R.I. P. Meinson, P. Nöges, I.D. Jones y A. Laas. 2017. Atmospheric stilling leads to prolonged thermal stratification in a large shallow polymictic lake. *Climatic Change*, 141.



5 Ecosistemas Costeros



5.1. ¿Cómo medir, monitorear y reportar carbono en manglares en restauración?

Cisneros-de la Cruz Diana J.¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹; Teutli-Hernández Claudia²; Ramírez-García Silvia A.¹; Moreno-Martínez Ameyali¹; Pérez-Martínez Oscar¹; Canul-Cabrera Andrés¹; Mendoza-Martínez Juan¹; Montero-Muñoz Jorge¹; Paz-Pellat Fernando³ y Roman-Cuesta Rosa M.^{4,5}

¹ Centro de Investigación y de estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Km. 6 Antigua carretera a Progreso Apdo. Postal 73, Cordemex, 97310, Mérida, Yuc., México.

² Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de la Facultad de Ciencias en Sisal, Yucatán. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM Sisal). Puerto de Abrigo s/n, C.P. 97356, Sisal, Yucatán, México

³ Programa Mexicano del Carbono (PMC). Calle Chiconautla No. 8 Interior A. Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225. Texcoco, Estado de México, México.

⁴ Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR). ICRAF Headquarters. United Nations Avenue. Gigiri 0100, Nairobi, Kenya.

⁵ Wageningen University. 6708 PB Wageningen, Países Bajos.

Autor para correspondencia: cisnerosdelacruzdana@hotmail.com

Resumen

Los manglares son reconocidos como ecosistemas con gran capacidad de capturar y almacenar altas concentraciones de carbono. Por lo que la restauración de manglares y la cuantificación de los servicios que proporciona, como el almacén y captura de carbono, resulta clave como una Solución basada en Naturaleza en los esfuerzos internacionales para combatir los efectos del cambio climático y proporcionar seguridad y bienestar a las poblaciones costeras. Además, contribuye en el cumplimiento de compromisos internacionales como el Acuerdo de París, los objetivos de desarrollo sustentable de la Agenda 2030; y para la restauración de tierras degradadas en el marco de la Década de la Restauración Ecológica. El objetivo de este trabajo es presentar el “Manual para la medición, monitoreo y reporte de carbono y gases de efecto invernadero en manglares en restauración”. Este manual proporciona una metodología para cuantificar y monitorear el almacén y captura de carbono en manglares en proceso de restauración durante las primeras fases de establecimiento y crecimiento del manglar. Durante estas etapas se presenta alta heterogeneidad espacial y temporal en cuanto a la variabilidad ambiental y el desarrollo del manglar resultado de las acciones de restauración específicas de cada proyecto. El manual contribuye y complementa los manuales ya publicados para la medición y estimación de los almacenes de carbono en bosques maduros. Las herramientas metodológicas ofrecidas se alinean con metodologías basadas en los estándares del IPCC y pueden ser usadas por entidades gubernamentales, organizaciones civiles, sectores académico y empresarial, así como comunidades locales con apoyo técnico.

Palabras clave: *restauración ecológica, gases de efecto invernadero, captura de carbono, cambio climático*

Abstract

Mangroves are recognized as ecosystems with a great capacity to capture and store high concentrations of carbon. Therefore, the restoration of mangroves and the quantification of the services it provides, such as storage and carbon capture, is key as a Nature-based Solution in international efforts against climate change and provide security and well-being to the coastal populations. In addition, it contributes to the fulfillment of international commitments such as the Paris Agreement, the sustainable development goals of the 2030 Agenda, and the restoration of degraded lands within the Decade of Ecological Restoration framework. The objective of this work is to present the “Manual for the measurement, monitoring and reporting of carbon and greenhouse gases in mangroves under restoration”. This manual provides a methodology to quantify and monitor carbon storage and sequestration in mangroves undergoing restoration during the early stages of mangrove establishment and growth. During these stages, there is

high spatial and temporal heterogeneity in terms of environmental variability and mangrove development resulting from the specific restoration actions of each project. The manual contributes and complements other manuals already published for the measurement and estimation of carbon stores in mature forests. The methodological tools offered are aligned with methodologies based on IPCC standards and can be used by government entities, civil organizations, academic and private sectors, as well as local communities with technical support.

Key words: *ecological restoration, greenhouse gases, carbon sequestration, climate change*

Introducción

Los manglares son reconocidos como ecosistemas con gran capacidad de capturar y almacenar altas concentraciones de carbono en estructuras aéreas y subterráneas de la vegetación, así como en sus suelos (Donato et al., 2011). Por lo que, la restauración de manglares y la cuantificación de los servicios que proporciona, como el almacén y captura de carbono, resulta clave como una Solución basada en Naturaleza (SbN) en los esfuerzos internacionales para combatir los efectos del cambio climático y proporcionar seguridad y bienestar a las poblaciones costeras (Cohem-Shsacham *et al.*, 2016). Además, contribuye en el cumplimiento de compromisos internacionales como el Acuerdo de París, los objetivos de desarrollo sustentable de la Agenda 2030, y para la restauración de tierras degradadas en el marco de la Década de la Restauración Ecológica (2021-2030) (UNFCCC, 2016; Herr y Landis, 2016; Initiative 20x20, 2019; ONU, 2020).

Dentro de los esfuerzos internacionales para la recuperación de áreas de manglares degradados, ha resaltado el éxito de la Restauración Ecológica de Manglares (REM) que busca que se desarrolle un sistema heterogéneo que recupera sus funciones ecológicas y que sea más resiliente en comparación de las plantaciones monoespecíficas o reforestaciones (Enhrenfeld y Toth, 1997; Ellison, 2000). Sin embargo, la heterogeneidad ambiental resultado de la REM a diferencia de la homogeneidad de las reforestaciones, impone un desafío para la cuantificación de la captura de carbono durante las primeras fases de la restauración, etapa en la que no se han definido patrones de crecimiento específicos. A pesar de que se han publicado protocolos y manuales para la estimación del almacén de carbono, estos son para bosques de manglar maduros (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014; Cifuentes *et al.*, 2018). Hasta el momento no existen protocolos que describan metodologías para evaluar la captura de carbono en proyectos de restauración ecológica de manglar. Por tanto, se considera necesario proponer directrices generales para medición y estimación de la captura de carbono en ecosistemas de manglar en proceso de restauración. En este sentido, aquí se describe el contenido general del primer manual del tema en específico. Este manual incluye el proceso para cuantificar el almacén y captura de carbono en manglares en proceso de restauración y contribuye en las estrategias para la mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático.

Materiales y Método

El manual ofrece herramientas metodológicas para la estimación del almacén alineadas con las directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (2006) y el suplemento para humedales (2013). Así mismo, se basa en la experiencia obtenida por el Laboratorio de Producción Primaria del Centro de investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN) Unidad Mérida, a través de la ejecución de proyectos de restauración de manglares, los cuales incluyen el monitoreo y cuantificación de almacenes de carbono por más de 10 años en la Península de Yucatán (Teutli-Hernández *et al.*, 2020; Herrera-Silveira *et al.*, 2020a y 2020b).

El Manual se desarrolla en seis apartados principales: Introducción, relevancia de la medición de carbono en manglares en restauración; marco conceptual: procesos ecológicos a considerar para la medición de carbono en la REM; diseño de muestreo: consideraciones para la estratificación y muestreo; medición de carbono en manglares restaurados: metodología basadas en las aceptadas por el IPCC; análisis espacial: relevancia durante la REM para la estimación de los datos de actividad; reporte de emisiones de GEI: estimación de CO₂, y otros GEI y consideraciones para su reporte.

Resultados y Discusión

Marco conceptual

La REM ha destacado por su mayor efectividad y recuperación de los servicios ecosistémicos del manglar (Lewis III, 2005; Kamali y Hashim, 2011), favoreciendo la regeneración natural antes que la reforestación, siendo esta última una medida complementaria solo de ser necesaria (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). Entre las acciones de la REM destacan la restauración hidrológica por medio de la habilitación de flujos de agua, conectividad hidráulica, modificaciones topográficas y la reforestación (López-Portillo *et al.*, 2017). La capacidad de captura de carbono en la REM comienza desde los primeros estadios del sistema e incrementa a la medida que se da la recuperación de la estructura del manglar (Lunstrum y Chen, 2014; Pham *et al.*, 2017). Para mejor comprensión de las tasas de captura de carbono y su medición durante la restauración es necesario entender las fases de desarrollo que se presentan en un manglar en restauración, las cuales se dividen en tres principales, basadas en la descripción de Fromard *et al.* (1998): colonización, establecimiento temprano y desarrollo estructural. La duración de cada fase depende de las características específicas y del grado de impacto en el sitio, las acciones de restauración implementadas y los recursos disponibles para ejecutarlas.

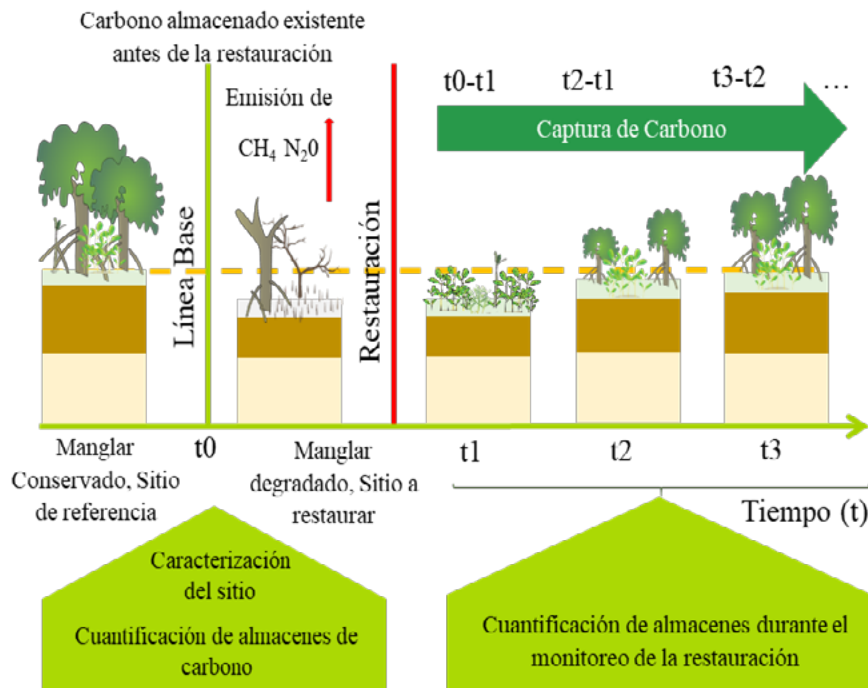


Figura 1. Esquemización de la captura de Carbono durante el proceso de restauración (Modificado de Howard *et al.*, 2014). Elaboró Diana Cisneros. Iconos de <https://ian.umces.edu/media-library/symbols>. Tomado de Cisneros-de la Cruz *et al.*, (2021)

Diseño de muestreo

La metodología desarrollada en el manual está enfocada para el seguimiento de aproximadamente los primeros cinco años una vez implementadas las acciones de restauración (el tiempo puede variar de acuerdo con las condiciones específicas del sitio y del proyecto). Durante este periodo, el manglar es un sistema dinámico en el que los procesos biogeoquímicos como el almacén y captura de carbono responde a las acciones implementadas y a las características particulares de cada sitio.

Para la delimitación y caracterización del sitio, en la REM se propone además del área a restaurar, considerar un sitio de referencia conservado y uno degradado (mala condición) que permita evaluar la restauración (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). El sitio de referencia conservado al inicio del proyecto proporciona un estimado del potencial de captura de carbono a largo plazo del sitio a restaurar; mientras que el sitio de referencia degradado permite evaluar los cambios en el almacén y captura o emisiones de carbono antes de la restauración y las emisiones del sitio si la restauración no se efectuara.

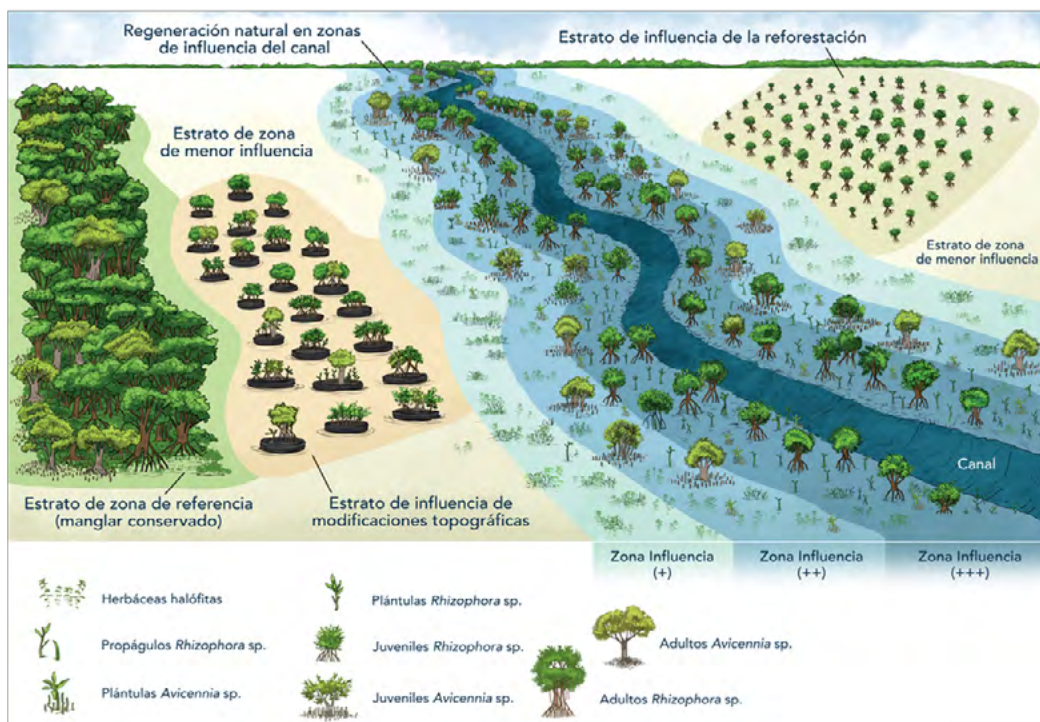
Los almacenes a considerar son los establecidos por el IPCC (biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta, mantillo, carbono en suelo, según la etapa de restauración). Estos deben ser medidos en un mínimo de dos momentos distintos (Figura 1). La medición del carbono remanente en el sitio antes de la perturbación del sitio permite definir una línea base de referencia para la cuantificación del carbono capturado resultado de la restauración. Mientras que la medición a través del monitoreo durante la restauración permitirá dar seguimiento a los cambios en los almacenes de carbono y con ello la captura de este (Figura 1).

Rehabilitación topográfica:

Generalmente está dada por modificaciones topográficas (MT) estas MT, las cuales son dispuestas aleatoriamente en zonas delimitadas del área a restaurar. Se recomienda que el área total en donde están presentes las MT sea definida como un solo estrato.

Reforestación:

Las plántulas generalmente son sembradas siguiendo un diseño espacial sistemático en el área de interés. El área destinada a su siembra sería considerada como un solo estrato definido.



Rehabilitación hidrológica:

Es la acción más común en la REM. Las áreas más cercanas al canal generalmente son las zonas de mayor influencia y esta disminuirá conforme se aleje del canal. El ancho alcance de la influencia depende de características específicas de los canales (profundidad, ancho, forma de los bordes), o el intervalo de marea específico. Por tanto, una forma de definir los límites de la zona de influencia es con mediciones en campo de la hidrología y las condiciones fisicoquímicas que rodean a los canales (salinidad, potencial Redox, pH).

Figura 2. Esquemización de la geometría de la restauración, por estratos definidos por las zonas de influencia de las acciones de restauración ejecutadas y las zonas de no influencia. Diseño: Diana Cisneros de la Cruz; Ilustro Alberto Guerra. (Tomado de Cisneros-de la Cruz *et al.*, 2021)

El manual propone que la estratificación al inicio de la restauración sea definida por: i) la probabilidad de respuesta a las acciones de restauración y ii) por zonas de mayor o menor influencia (Figura 2). La delimitación de estas zonas de influencia en estratos permite que el muestreo no sobreestime o subestime los almacenes de carbono a través del tiempo. La estratificación debe obedecer a las condiciones particulares del área del proyecto, considerando la vegetación remanente, conservada o en diferentes niveles de degradación, así como las zonas influencia de las acciones de restauración implementadas.

Se recomienda definir parcelas permanentes anidadas que permiten hacer mediciones comparables considerando las variaciones de composición y estructura a través del tiempo (Figura 3). El objetivo de este diseño es alcanzar la forma, tamaño e intensidad de muestreo óptimo para describir con la mayor exactitud posible la recuperación de un manglar en restauración sin recurrir a las redundancias.

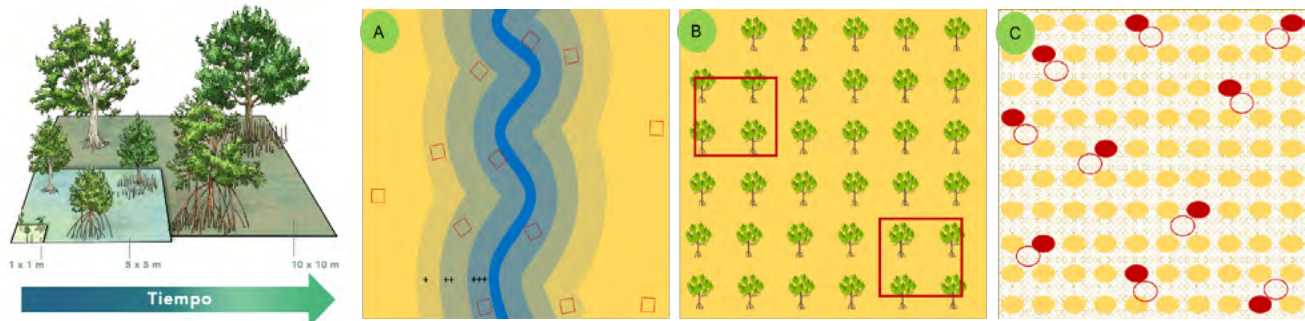


Figura 3. Parcelas anidadas y distribución de las parcelas de acuerdo con la acción de restauración implementada (Cisneros-de la Cruz et al., 2021).

Medición de carbono

Las metodologías descritas en esta sección se basan en los protocolos y manuales ya publicados para la medición de carbono en manglares (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014; Cifuentes *et al.*, 2018); por lo que se presenta una síntesis de estas metodologías y se recomienda consultar los documentos ya publicados como apoyo y referencia para más detalles. Se hace mayor descripción y énfasis en la medición de los componentes de las primeras fases de la restauración como son las plántulas y juveniles. Una vez que el manglar en restauración presenta un estado de desarrollo estructural en el que los árboles adultos predominan, ya podrán usarse metodologías estándar para manglares maduros.

Análisis espacial

En un manglar en restauración el análisis espacial a través de percepción remota apoyada de sistemas de información geográfica (SIG), es una herramienta que contribuye a la planeación, ejecución y monitoreo de la restauración. Además, permite la retroalimentación continua con datos obtenidos en campo durante el proceso de mapeo para determinar los cambios de cobertura de manglar afectados por diferentes actividades (e.g. restauración, degradación), y la estimación del almacén y captura de carbono con un nivel de incertidumbre aceptable. En esta sección se describen las metodologías recomendadas para la delimitación, monitoreo y estimación de los datos de actividad durante la REM.

Reporte de emisiones de GEI (CO_2 y $no-CO_2$)

El reporte de GEI se expresa siempre como cantidad de gas por unidad de área y unidad de tiempo ($Mg CO_2e ha^{-1} año^{-1}$). En esta sección se detalla los pasos para el reporte de emisiones de GEI, calculadas como la multiplicación de dos variables: datos de actividad y factores de emisión.

Conclusiones

Este manual puede ser usada por entidades gubernamentales, organizaciones civiles, sectores académico y empresarial, así como comunidades locales con apoyo técnico. Su publicación y difusión representan una herramienta fundamental para contribuir a los esfuerzos nacionales e internacionales para la REM, sobre todo en la recién declarada década de la restauración, así como para los esfuerzo para la mitigación y adaptación al cambio climático.

Literatura citada

- Cifuentes Jara, M., C. Brenes, P. Leandro, O. Molina, T.E. Romero, D. Torres Gómez y S. Velásquez Mazariegos. 2018. Manual centroamericano para la medición de carbono azul en manglares. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Informe técnico, no.#141. 92 p.
- Cohen-Shacham, E., G. Walters, C. Janzen y S. Maginnis. 2016. *Nature-based solutions to address global societal challenges*. IUCN: Gland, Switzerland, 97p.
- Donato, D. C., J.B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham y M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4: 293-297 DOI:10.1038/ngeo1123.
- Ehrenfeld, J.G. y L.A. Toth. 1997. Restoration ecology and the ecosystem perspective. *Restoration ecology* 5: 307-317 DOI:10.1046/j.1526-100X.1997.00544.x.
- Ellison, A.M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough?. *Restoration ecology* 8: 219-229 DOI: 10.1046/j.1526-100x.2000.80033.x.
- Fromard, F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J.L. Betoulle y L. Cadamuro. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115: 39-53 DOI: 10.1007/s004420050489
- Herr, D., & E. Landis. 2016). *Coastal blue carbon ecosystems. Opportunities for nationally determined contributions*. Policy brief. Gland, Switzerland: IUCN. Washington, DC: TNC.
- Herrera-Silveira, J. A., C. Teutli-Hernández, P.G. Ruiz y F. Comín. 2020a. Restauración ecológica de manglares de México. In: *Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares ante la Incertidumbre*. Universidad Autónoma de Campeche. RICOMAR. 649-674.
- Herrera-Silveira, J.A., M.A. Pech-Cárdenas, S.M. Morales-Ojeda, S. Cinco-Castro, A. Camacho-Rico, J.P. Caamal-Sosa, J.E. Mendoza-Martínez, E.Y. Pech-Poot, J. Montero y C. Teutli-Hernandez. 2020b. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ*, 8, e8790 DOI: 10.7717/peerj.8790.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (eds). (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Initiative 20x20 .2019. Declaración de Buenos Aires sobre Restauración de Tierra. <https://initiative20x20.org/news/declaracion-de-buenos-aires-sobre-restauracion-de-tierra>. (Consulta: 12/01/21).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013 *Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc.ch/publication/2013-supplement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories-wetlands/>
- Kamali, B., y R. Hashim. 2011. Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering* 37: 387-391 DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.11.025.
- Kauffman, J.B., D.C. Donato y M.F. Adame. 2013. *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Vol. 117)*. Bogor, Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR). 37p.
- Lewis III, R.R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological engineering* 24: 403-418 DOI:10.1016/j.ecoleng.2004.10.003.
- López-Portillo, J., R.R. Lewis, P. Saenger, A. Rovai, N. Koedam, F. Dahdouh-Guebas, C. Agráz-Hernández y V. H. Rivera-Monroy. 2017. Mangrove Forest Restoration and Rehabilitation. In: *Rivera-Monroy, V.H., Lee, S.Y., Kristensen, E., & Twilley, R. R. Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services*. Springer International Publishing, Cham. 301-345.
- Lunstrum, A., y L. Chen, L. 2014. Soil carbon stocks and accumulation in young mangrove forests. *Soil Biology and Biochemistry* 75: 223-232 DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.04.008.
- Organización de las Naciones Unidas. (2020). *Objetivos de Desarrollo sustentable*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/> (Consulta: 02/09/20).
- Pham, V.H., V.D. Luu, T.T. Nguyen y O. Koji. 2017. Will restored mangrove forests enhance sediment organic carbon and ecosystem carbon storage? *Regional Studies in Marine Science* 14: 43-52 DOI: 10.1016/j.rsma.2017.05.003.
- Teutli-Hernández C., J.A. Herrera-Silveira, D.J. Cisneros-de la Cruz y R.M. Román-Cuesta. 2020. *Guía para la restauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas*. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Climate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC, 42 p.
- United Nations Framework Convention on Climate Change. 2016. *Intended Nationally Determined Contributions Mexico*. <https://www4.unfccc.int/submissions/indc/submission%20pages/submissions.aspx>. (Consulta: 15/07/2020=).



Martínez-Trejo J. Andrés¹; Cardoso-Mohedano J. Gilberto²; Sánchez-Cabeza Joan A.³; Hernández-Ayón J. Martín⁴; Ruiz-Fernández Ana C.³; Gómez-Ponce Mario A.² y Martínez-Galarza Ricardo A.¹

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de los Posgrados S/N, C.U., Coyoacán, 04510 Ciudad de México, México.

² Estación el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Carretera Carmen-Puerto Real km. 9.5, C. P 24157 Ciudad del Carmen, Campeche, México.

³ Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Calz. J. Montes Camarena s/n, 82040 Mazatlán, Sinaloa, México.

⁴ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Km. 103 Carr. Tijuana-Ensenada, Ensenada, Baja California, México

Autor de correspondencia: j.andresmartineztrejo@gmail.com

Resumen

Desde la revolución industrial el ser humano ha incrementado la concentración de CO₂ en la atmósfera. Si bien el océano tiene la capacidad de absorber grandes cantidades de CO₂ atmosférico y amortiguar el pH, su rápido crecimiento está causando una disminución del pH y el desequilibrio del sistema de carbonatos, fenómeno conocido como acidificación marina. El sistema de carbonatos puede estudiarse a través de cuatro variables fundamentales: la presión parcial de CO₂ (pCO₂), el pH, la alcalinidad total y el carbono inorgánico disuelto total (DIC por sus siglas en inglés). En los ecosistemas costeros, además de los intercambios atmosféricos de CO₂, efectos locales como las descargas de los ríos y las descargas antropogénicas pueden modificar el sistema de carbonatos y el pH (acidificación costera), que amplifican los efectos de la acidificación marina. La laguna de Términos, en el sur del Golfo de México, es el mayor sistema lagunar estuarino del país. Debido a sus diversos servicios ecosistémicos y su alta biodiversidad se considera desde 1994 como Área de Protección de la Flora y Fauna. El objetivo del presente trabajo es establecer el estado actual del sistema de carbonatos en la laguna de Términos presentando una línea base estacional de las concentraciones de alcalinidad, TIC y Ω_{ar} dentro de la laguna.

Palabras clave: *Ciclo del carbono; dióxido de carbono; acidificación marina; Golfo de México; acidificación costera.*

Abstract

Since industrial revolution, human being has increased the concentration of the CO₂ in the atmosphere. While the ocean has the capacity to absorb large amounts of atmospheric CO₂ and buffer pH, its rapid growth is causing a decrease in pH and an imbalance in the carbonate system, a phenomenon known as marine acidification. The carbonate system can be studied through four fundamental variables: CO₂ partial pressure (pCO₂), pH, total alkalinity, and dissolved inorganic carbon (DIC). In coastal ecosystems, in addition to atmospheric exchanges of CO₂, local effects such as river and anthropogenic discharges can modify the carbonate system and pH (coastal acidification), which amplify the effects of marine acidification. The Términos lagoon, in the southern Gulf of Mexico, is the largest estuarine lagoon system in the country. Due to its diverse ecosystem services and its high biodiversity, it has been considered a Protection Area since 1994. The objective of this project is to establish the status of the carbonate system in the Términos lagoon by presenting a seasonal baseline of the alkalinity, DIC and Ω_{Ar} concentrations within the lagoon.

Key words: *Carbon cycle; carbon dioxide; ocean acidification; Gulf of México; coastal acidification.*

El rápido crecimiento de la población humana demanda una gran cantidad de recursos, bienes y servicios. Desde la Revolución Industrial (siglo XIX), el ser humano ha transformado rápidamente el planeta, causando efectos globales que modifican el ambiente, incluyendo el aumento de la concentración del CO₂ en la atmósfera (Houghton et al., 1990; Vitousek et al., 1997; Wigley & Barnett, 1990). Actualmente la concentración de CO₂ es >410 ppm. Según el escenario más pesimista (RCP 8.5: Representative Concentration Pathway, 8.5 es el forzamiento radiativo W/m²) para el año 2100 será > 1000 ppm (Gu et al., 2020; IPCC, 2020). Conforme aumenta la concentración de CO₂ atmosférico, disminuye el pH en el agua de mar. El pH promedio del océano es aproximadamente 8.1, según el escenario RCP 8.5, para el año 2100 el pH habrá disminuido a 7.8 (Fabry et al., 2008; IPCC, 2020).

El océano tiene la capacidad de absorber grandes cantidades de CO₂, que se disuelve y reacciona en el agua de mar para formar HCO₃³⁻ y CO₃²⁻ (Doney et al., 2009; Fabry et al., 2008). Si bien el pH es amortiguado por los iones carbonato, las concentraciones actuales de CO₂ en el océano crecen demasiado rápido para ser suficientemente amortiguadas como para evitar cambios significativos en el pH. Este fenómeno es denominado acidificación marina (ocean acidification en inglés) (Sabine et al., 2004).

En los ecosistemas costeros la variabilidad natural del sistema de carbonatos y los impactos antropogénicos son mayores que en el océano abierto. La respiración aerobia, la degradación de la materia orgánica, la alta productividad primaria, las altas concentraciones de nutrientes, la oxidación microbiana del amoníaco y el carbono orgánico de la descarga de aguas residuales urbanas genera ácidos, lo que genera condiciones de pH bajos y altas concentraciones de CO₂ en las aguas de estuarios, lagunas costeras, plumas de ríos y aguas de la zona costera en general. A este fenómeno se le conoce como acidificación costera y amplifica los efectos de la acidificación marina (Wallace et al., 2014).

Se asume que para aguas marinas el sistema de carbonatos puede explicarse con base en cuatro variables analíticas: Alcalinidad Total (A_T), Carbono inorgánico disuelto (DIC), presión parcial de CO₂ (pCO₂) y pH (Dickson *et al.*, 2007). El conocimiento de dos variables medibles, además de la salinidad y la temperatura son suficientes para derivar las otras dos y el estado de saturación de carbonato (Dickson *et al.*, 2007).

El objetivo del presente proyecto es evaluar el estado actual del sistema de carbonatos en la laguna de Términos a partir de la determinación directa de dos de las cuatro variables fundamentales del ciclo de carbonatos, alcalinidad total y carbono inorgánico disuelto (AT y DIC), y el análisis de sus variaciones debido a a) la influencia de los principales ríos que descargan en la laguna, b) el intercambio con las bocas y c) su estacionalidad durante la época de lluvias y secas.

Materiales y Método:

Área de estudio

La laguna de Términos (LT) se localiza en el estado de Campeche. Está limitada con el río San Pedro y San Pablo al occidente, con el área de drenaje del estero de Sabancuy hacia el oriente y al norte con el Golfo de México, isla del Carmen e isla Aguada (David & Kjerfve, 1998; Grenz et al., 2017). Pertenece a la planicie costera del sistema fluvio-estuarino Grijalva-Usumacinta (Grenz et al., 2017; Ocaña & Lot, 1996). La laguna se encuentra en una región tropical que se caracteriza por tener tres estaciones distintas: seca, lluvias y nortes. La estación seca suele durar de marzo a mayo, la de lluvias de junio a octubre y los vientos frontales, o nortes que atraviesan la región desde el noroeste casi todo el año, pero dominan en los meses de noviembre a febrero (David & Kjerfve, 1998). La evaporación media es de 1512 mm/a, la precipitación media es de 1805 mm/año y la temperatura anual varía entre los 20 y 29° C (Chan-Keb et al., 2018).

Los muestreos se realizan en temporada de secas y lluvias. en tres zonas (Figura 1): la zona (1) Río, incluye a las estaciones 1, 2 y 3, al interior del cauce de los ríos Palizada y Candelaria; la zona (2) Pluma incluye a las estaciones 4, 5 y 6 situadas cerca de la descarga de los ríos dentro de la laguna de Términos y la zona (3) Marina, incluye a las estaciones 7, 8 y 9 situadas en la boca del Carmen y en la boca de Isla Aguada. En cada estación se tomaron *in situ* temperatura, salinidad, conductividad, oxígeno disuelto y pH con una sonda EXO2. Además, para el análisis del sistema de carbonatos, se tomaron muestras de agua superficial y dentro de la columna de agua usando el método de Dickson, para evitar pérdidas de CO₂ por burbujeo y botellas colectoras dotadas de mecanismos de cierre para confinar la masa de agua que se encuentra a la profundidad de interés. La alcalinidad se determina por el método de titulación potenciométrica ácido-base descrito por Dickson et al. (2007) y Hernández-Ayón et al., (1999). El DIC se midió siguiendo el método coulométrico descrito por Johnson et al. (1987).

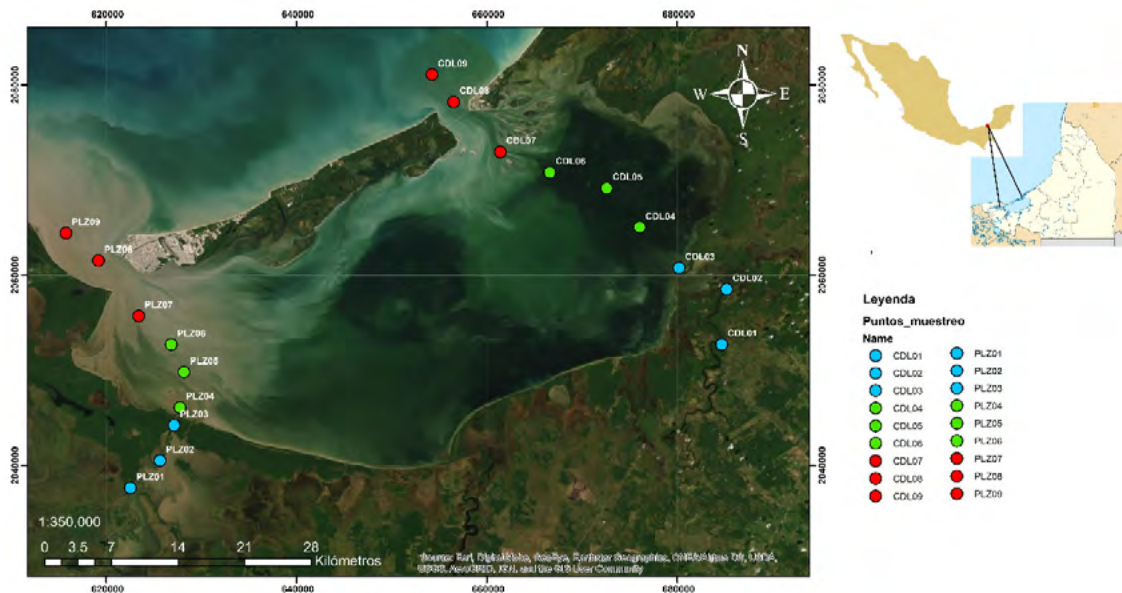


Figura 1. Área de estudio. Ubicación de las estaciones de muestreo en la Laguna de Términos, río Palizada y río Candelaria agrupadas por zonas: (1) Río (azul), (2) Pluma (verde) y (3) Marino (rojo), Río Candelaria

Resultados y discusión

Resultados

En el cuadro 1 se muestran las medias con desviación estándar de salinidad medida en campo; alcalinidad y carbono inorgánico disuelto determinados en laboratorio; pH y saturación de aragonito calculados con el programa CO2SYS a partir de la temperatura medida en campo, salinidad, alcalinidad y DIC. Estos resultados son para los sistemas estuarinos de Palizada y Candelaria en las zonas del río, la pluma y la costa, en las temporadas de secas (marzo y mayo) y de lluvias (noviembre).

El pH promedio dentro de la laguna de Términos en temporada de secas es de 7.6, con un valor mínimo de 7.4 en la zona del río Palizada y un valor máximo de 7.9 en la zona de la pluma del río Candelaria. El pH promedio dentro de la laguna en temporada de lluvias es de 7.6 con un valor mínimo de 7.2 en la zona del río Palizada y un valor máximo de 7.9 en la zona de la pluma del río Candelaria.

Los valores más altos de salinidad, Alk y DIC se encuentran en el área del río Candelaria en la temporada de secas. El valor máximo de Ω Ar se encuentra en la zona de la costa tanto en temporada de secas como en temporada de lluvias.

Cuadro 1. Media \pm desviación estándar de pH, salinidad (Sal), alcalinidad (Alk), carbono inorgánico disuelto (DIC) y saturación de aragonito (Ω Ar) en la laguna de Términos en las áreas del río Palizada y Candelaria, en la temporada de secas y lluvias

Estuario	Temp.	pH	Sal	Alk	DIC	Ω Ar
Palizada	Secas					
Río		7.4 \pm 0.2	0.7 \pm 0.8	3332 \pm 170	3411 \pm 171	0.4 \pm 0.1
Pluma		7.6 \pm 0.5	20 \pm 11	2980 \pm 245	2872 \pm 309	1.7 \pm 0.2
Costa		7.6 \pm 0.3	28 \pm 6	3011 \pm 400	2622 \pm 84	1.8 \pm 0.2
Candelaria	Secas					
Río		7.4 \pm 0.2	12 \pm 10	3687 \pm 580	3617 \pm 647	1 \pm 0.2
Pluma		7.9 \pm 0.7	25 \pm 8	2836 \pm 87	2631 \pm 111	2.7 \pm 0.5
Costa		7.6 \pm 0.3	34 \pm 5	2707 \pm 153	2503 \pm 150	2.6 \pm 0.3
Palizada	Lluvias					
Zona						
Río		7.2 \pm 0.1	0.18 \pm 0.01	2550 \pm 90	2753 \pm 130	0.4 \pm 0.1
Pluma		7.5 \pm 0.4	10 \pm 9	2462 \pm 95	2443 \pm 157	1.8 \pm 0.2
Costa		7.8 \pm 0.7	26 \pm 10	2577 \pm 454	2325 \pm 27	2.2 \pm 0.1
Candelaria	Lluvias					
Zona						
Río		7.4 \pm 0.4	4 \pm 6	2753 \pm 159	3026 \pm 403	0.4 \pm 0.1
Pluma		7.9 \pm 0.2	18 \pm 6	2435 \pm 67	2333 \pm 71	2 \pm 0.4
Costa		7.8 \pm 0.4	28 \pm 12	2417 \pm 60	2255 \pm 82	2.2 \pm 0.4

Discusión

El río Palizada, como parte del sistema del Usumacinta, contribuye con 380 m³/s de agua dulce a la LT y el río Candelaria que aporta 21.5 m³/s de agua dulce (Álvarez-Pliego et al., 2015). En el área del río Candelaria los procesos de disolución son menores que en el río Palizada por la diferencia de volúmenes en sus cauces, aunado a esto, en temporada de secas la evaporación es mayor lo que provoca una mayor concentración de la salinidad.

Los valores máximos de alcalinidad se registraron en las mismas condiciones que la salinidad, en el río Candelaria y en la temporada de secas. La alcalinidad está estrechamente relacionada con la salinidad, conforme aumenta la salinidad tiende a aumentar la concentración de A_T (Millero, 2007). En cuanto al DIC la LT limita con dos provincias geológicas: al este la Península de Yucatán, un área de suelos calcáreos y muy bajo drenaje superficial; y al oeste y sur las tierras bajas de Tabasco y las tierras altas de Chiapas y Guatemala, que son una zona de altas precipitaciones y suelos fluviales (David & Kjerfve, 1998; Grenz et al., 2017). En la zona del río Candelaria predominan los sedimentos como limos y arcillas con características kársticas y arenas calcáreas (conchas y fragmentos de conchas). El río Candelaria transporta estos sedimentos con características calcáreas desde la tierra y los acumula en un ambiente de sedimentación que causa concentraciones elevadas de DIC.

Los valores más altos de Ω Ar se localizaron principalmente en las zonas con pH mayores a 7.5, donde el pH fue menor a 7.5 la saturación de aragonito fue menor a 1, esto es debido a que en los ríos el consumo de CO₂ es menor que en la zona costera lo que provoca un aumento en la acidez y una disminución del CaCO₃.

Conclusiones

El comportamiento del sistema de carbonatos en la laguna de Términos esta principalmente influenciado por: a) las descargas de los ríos Palizada y Candelaria; b) la temporalidad y c) por la geología del sistema.



Al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado, al PAPIIT y un agradecimiento especial a los técnicos de la estación el Carmen por el apoyo y las facilidades otorgadas.

Literatura citada

- Álvarez-Pliego, N., Sánchez, A. J., Florido, R., & Salcedo, M. Á. (2015). First record of South American suckermouth armored catfishes (Loricariidae, Pterygoplichthys spp.) in the Chumpan River system, southeast Mexico. *BioInvasions Records*, 4(4), 309–314. <https://doi.org/10.3391/bir.2015.4.4.14>
- Chan-Keb, C. A., Agraz-Hernández, C. M., Muñoz-Salazar, R., Posada-Vanegas, G., Osti-Sáenz, J., Castellano, J. E. R., Conde-Medina, K. P., & Vega-Serratos, B. E. (2018). Ecophysiological response of *Rhizophora* mangrove to the variation in hydrochemistry during five years along the Coast of Campeche, México. *Diversity*, 10(1). <https://doi.org/10.3390/d10010009>
- David, L. T., & Kjerfve, B. (1998). Tides and currents in a two-inlet coastal lagoon: Laguna de Terminos, Mexico. *Continental Shelf Research*, 18(10), 1057–1079. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(98\)00033-8](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(98)00033-8)
- Dickson, A., Sabine, C., and Christian, J., editors (2007). Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. PICES special publication 3.
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., & Kleypas, J. A. (2009). Ocean Acidification: The Other CO₂ Problem. *Annual Review of Marine Science*, 1(1), 169–192. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>
- Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A., & Orr, J. C. (2008). Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 414–432. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn048>
- Grenz, C., Fichez, R., Silva, C. Á., Benítez, L. C., Conan, P., Esparza, A. C. R., Denis, L., Ruiz, S. D., Douillet, P., Martínez, M. E. G., Ghiglione, J. F., Mendieta, F. J. G., Origel-Moreno, M., García, A. Z. M., Caravaca, A. M., Pujo-Pay, M., Alvarado, R. T., & Zavala-Hidalgo, J. (2017). Benthic ecology of tropical coastal lagoons: Environmental changes over the last decades in the Términos Lagoon, Mexico. *Comptes Rendus - Geoscience*, 349(6–7), 319–329. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.016>
- Gu, X., Heaney, P. J., Reis, F. D. A. A., & Brantley, S. L. (2020). Deep abiotic weathering of pyrite. *Science*, 370(6515). <https://doi.org/10.1126/science.abb8092>
- Hernández-Ayón, J. M., S. L. Belli, and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity, and total CO₂ in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Anal. Chim. Acta* 394:101-108.
- Houghton, J. T., Jenkins, G. J., & Ephraums, J. J. (1990). Climate change: the IPCC scientific assessment. In *Climate change: the IPCC scientific assessment*.
- IPCC. (2020). Climate Change: The IPCC response strategies. In *Climate change: the IPCC response strategies*.
- Mackay, A., Battarbee, R., Birks, J., & Oldfield, F. (2014). Global change in the holocene. In *Global Change in the Holocene* (Vol. 9780203785). <https://doi.org/10.4324/9780203785027>
- Millero, F. J. (2007). The Marine Inorganic Carbon Cycle. *Chemical Reviews*, 107(2), 308–341. <https://doi.org/10.1021/cr0503557>
- Ocaña, D., & Lot, A. (1996). Estudio de la vegetación acuática vascular del sistema fluvio-lagunar-deltáico del río Palizada, Campeche, México. *Anales Del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 67, 303–327.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Wallace, R. B., Baumann, H., Grear, J. S., Aller, R. C., & Gobler, C. J. (2014). Coastal ocean acidification: The other eutrophication problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 148, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.05.027>
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), 389–395. <https://doi.org/10.1038/416389a>
- Wigley, T. M. L., & Barnett, T. P. (1990). Detection of the greenhouse effect in the observations. In *Climate change: the IPCC scientific assessment*.

5.3. Mitigación y potencial de captura de carbono aéreo en manglares mexicanos

Cinco-Castro Siuling¹; Herrera-Silveira Jorge¹; Cisneros-de la Cruz Diana¹; Andrade-Medina Rosalía¹; Canul-Cabrera Andrés¹ y Pech-Poot Eunice¹

¹ Laboratorio de Producción Primaria, Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Carretera Antigua a Progreso Km 6, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.
Autor para correspondencia: siuling.cinco@cinvestav.mx

Resumen

Los manglares son reconocidos como ecosistemas de carbono azul por su alto potencial de captura y almacenamiento de carbono. Actualmente son considerados puntos focales dentro de las acciones para reducir los efectos del cambio climático, principalmente mediante su conservación o restauración. Por esta razón, el objetivo de este estudio es determinar el potencial de captura de carbono aéreo que tienen los manglares del Golfo de México y la Península de Yucatán, principalmente si se restauran aquellos que se encuentran en condiciones degradadas. Para esto, a partir de bases de datos publicadas y propias del LPP-CINVESTAV-IPN, se estimó el promedio de los almacenes de carbono en el estrato arbóreo para el Golfo de México y Península de Yucatán (de Tamaulipas a Quintana Roo). Considerando tasas de captura de carbono calculadas en estudios previos, se estimó el potencial de captura de CO₂ en áreas degradadas por restauración para 2050. Los resultados indican que, si las áreas de manglar se conservan, se mitigan 246±13.2 Tg CO₂e, mientras que, si las áreas degradadas se restauran, para 2050 se habrán capturado alrededor de 5.2 Tg CO₂e, lo que en conjunto equivale a mitigar las emisiones por uso de combustibles fósiles generadas por 252 millones de personas anualmente. Esta información representa una herramienta para la toma de decisiones para el manejo de manglares, considerando que representan una oportunidad para la implementación de mecanismos de carbono azul y contribuir en la mitigación y adaptación al cambio climático.

Palabras clave: *carbono azul; potencial de captura; restauración; conservación; mitigación.*

Abstract

Mangroves are recognized as blue carbon ecosystems for their high potential for carbon capture and storage. They are currently considered focal points within actions to reduce the climate change effects, mainly through its conservation or restoration. For this reason, the objective of this study is to determine the potential for aerial carbon capture that the mangroves in Gulf of Mexico and the Yucatan Peninsula have, mainly if degraded mangroves are restored. From published databases owned by the LPP-CINVESTAV-IPN, the average of the carbon stores in the tree stratum for the Gulf of Mexico and the Yucatan Peninsula (from Tamaulipas to Quintana Roo) was estimated. Considering carbon capture rates calculated in previous studies, the potential for CO₂ capture in degraded areas due to restoration was estimated for 2050. The results indicate that, if mangrove areas are conserved, 246 ± 13.2 Tg CO₂e are mitigated, while if degraded areas are restored, by 2050 around 5.2 Tg CO₂e will have been captured, which together is equivalent to mitigating the emissions from the use of fossil fuels generated by 252 million people annually. This information represents a tool for decision-making for the management of mangroves, considering that they represent an opportunity for the implementation of blue carbon mechanisms and contribute to mitigation and adaptation to climate change.

Keywords: *blue carbon; capture potential; restoration; conservation; mitigation.*

Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros que tienen la capacidad de capturar y almacenar carbono por largos periodos de tiempo. Recientemente, estudios relacionados con el cambio climático han destacado la importancia que tienen estos bosques como sumideros de carbono, siendo considerados como uno de los ecosistemas más productivos del planeta por sus altas tasas de crecimiento y almacenes de carbono que van de 10 a 12 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Sasmito, 2019). A través de la fotosíntesis, el CO₂ atmosférico es convertido en biomasa, formando las estructuras aéreas y subterráneas de los manglares. Esta capacidad de captura y almacenamiento es de gran relevancia porque se relaciona con la provisión de una variedad de servicios ecosistémicos a las comunidades, entre los que destacan aquellos relacionados con la mitigación y adaptación ante los efectos del cambio climático.

A nivel mundial los manglares tienen una extensión de 137,760 km², lo que corresponde al 0.7% de los bosques tropicales del mundo. México ocupa el cuarto lugar con una extensión de 905,086 ha (CONABIO, 2021). Sin embargo, a pesar de los beneficios que proporcionan estos ecosistemas, se estima que entre 1980 y 2000 se presentó la pérdida de más de 35% de los manglares a nivel mundial y México se mantiene como uno de los países con tasas de deforestación más altas del mundo, ya que pierde en promedio 10,000 hectáreas de manglar por año (Kauffman *et al.*, 2013). La restauración de los manglares degradados globalmente tiene el potencial de capturar y evitar la emisión de hasta 365 millones de toneladas de carbono al año, equivalente a las emisiones de 142,000,000 hogares en USA (Worthington y Spalding, 2018). Sin embargo, en México no hay una estimación oficial del potencial de captura de carbono por restauración de manglares degradados y de la recuperación potencial de los servicios ecosistémicos que ofrecen.

Se han realizado diversos esfuerzos por estimar con cierta precisión los almacenes de carbono azul en manglares mexicanos. Los almacenes aéreos y subterráneos de carbono se han estimado en 364 Mg C ha⁻¹ y 498.7 Mg C ha⁻¹ (Herrera-Silveira *et al.*, 2016, 2020), mientras que Thorhaug *et al.* (2018) estimaron un almacén total de 377.7 Tg C para los manglares mexicanos del Golfo de México. Por otra parte, los estudios relacionados con tasas de captura de carbono en manglares son escasos, así como el potencial de almacén y captura de carbono que se limitan a datos de manglares restaurados (Teutli-Hernández *et al.*, 2016; Zenteno-Díaz *et al.*, 2016). Para que las estimaciones de captura y almacenes de carbono en manglares sean consideradas en mecanismos de mercado de carbono tanto regulado como voluntario, así como en la contabilidad del Registro Nacional de Emisiones del Gobierno de México (RENE), deben provenir de metodologías estandarizadas y validadas por la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC), a través del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) y definir las medidas de monitoreo, reporte y verificación que brinden certeza sobre la adicionalidad, permanencia y no fugas en el tiempo.

La determinación del potencial de captura y almacén de los manglares de México y la influencia que tienen las acciones de manejo y restauración sobre la dinámica del carbono en el ecosistema manglar contribuye a esfuerzos nacionales para el alcance de las metas de México en la Contribución Determinada a nivel Nacional (NDC) en concordancia con la Ley General de Cambio Climático (LGCC) y de conformidad con las decisiones del Acuerdo de París.

Con base en lo anterior, el objetivo del presente estudio es determinar el potencial de captura de carbono aéreo que tienen las áreas de manglar de la región del Golfo de México y Caribe mexicano para el 2050, teniendo como escenario la conservación de la extensión actual de los manglares en buen estado y la restauración de áreas que se identifican como degradadas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Esta investigación abarca los manglares de las regiones del Golfo de México y Península de Yucatán, desde Tamaulipas hasta Quintana Roo (Figura 1). De acuerdo con CONABIO (2021), los manglares en estas zonas tienen una extensión de 639,754 ha, lo que representa el 70% de los manglares mexicanos. Espacialmente, estos ecosistemas se distribuyen en diferentes ambientes que generan gran variabilidad, determinada en primera instancia por el clima (desde climas fríos hasta cálidos húmedos) y la dinámica hidrológica (que incluye deltas de ríos, lagunas costeras y escenarios cársticos).

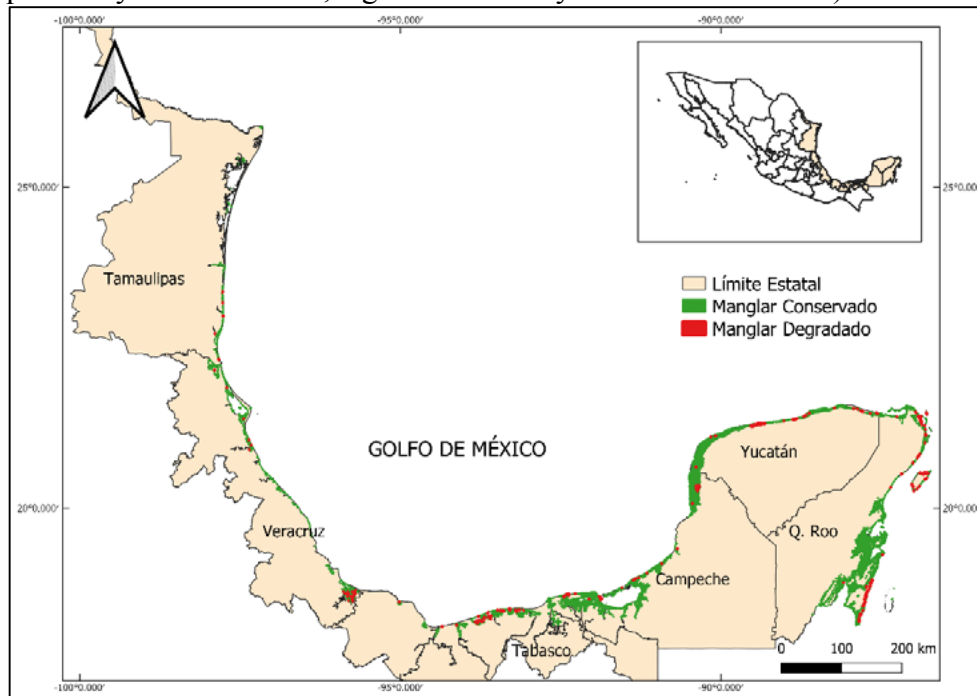


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Para la estimación de los almacenes de carbono aéreo en manglares del Golfo de México y Península de Yucatán se actualizó a 2020 la base de datos de almacenes de carbono en manglares de México (Herrera-Silveira *et al.*, 2018). Los almacenes totales se estimaron considerando el promedio del almacén de carbono aéreo y la superficie de manglar (en hectáreas) por estado, de acuerdo con la última estimación de CONABIO (2021).

La estimación del potencial de captura de carbono consideró la extensión de áreas degradadas a nivel estatal y las tasas de captura de carbono en biomasa aérea en manglares calculadas por Teutli-Hernández *et al.* (2016), que van de 7.5 Mg C ha^{-1} durante los primeros 10 años de la restauración, y 5 Mg C ha^{-1} los años siguientes.

Para poner en contexto la mitigación por emisiones evitadas (conservación de los acervos de carbono) y el potencial de captura por restauración de manglares se realizaron estimaciones utilizando el factor de conversión de $3.75 \text{ Mg CO}_2\text{e}$ que corresponde a la emisión *per cápita* en México por consumo de hidrocarburos anualmente (INECC-Semarnat, 2013).

Resultados y Discusión

Almacenes de carbono

El promedio de carbono aéreo de los manglares del Golfo de México y Península de Yucatán es de $105 \pm 6 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Los almacenes más altos se encuentran en Campeche ($173 \pm 11 \text{ Mg C ha}^{-1}$), contrario a Tamaulipas, cuyo almacén es de $11 \pm 4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 2). Esta información es consistente con los valores estimados para México ($113.6 \pm 5.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) por Herrera-Silveira *et al.*, (2020). Considerando la extensión de los manglares en estas dos regiones, el carbono aéreo almacenado es de $67 \pm 4 \text{ Tg C}$, de los cuales el 51.5% se localiza en Campeche. Es importante destacar que a pesar de que Q. Roo presenta la mayor extensión de manglares (247,017 ha), su almacén de carbono aéreo ($48 \pm 7 \text{ Mg C ha}^{-1}$) es bajo con respecto a otros estados, ocasionando que su contribución al almacén total regional sea sólo del 17%. Esto se explica con base en que la mayor parte de los manglares en Q. Roo son del tipo ecológico chaparro (Adame *et al.*, 2013), cuyas características son las de tener entre 0.5 y 3 m de altura con un promedio de 1.5 m. La limitación de nutrientes del escenario kárstico y el estrés salino en el que se desarrollan podrían explicar su fisonomía. A este respecto hace falta mucha investigación en los factores que están favoreciendo las altas tasas de captura de carbono en los manglares bajo diferentes escenarios geomorfológicos, hidrológicos y de manejo.

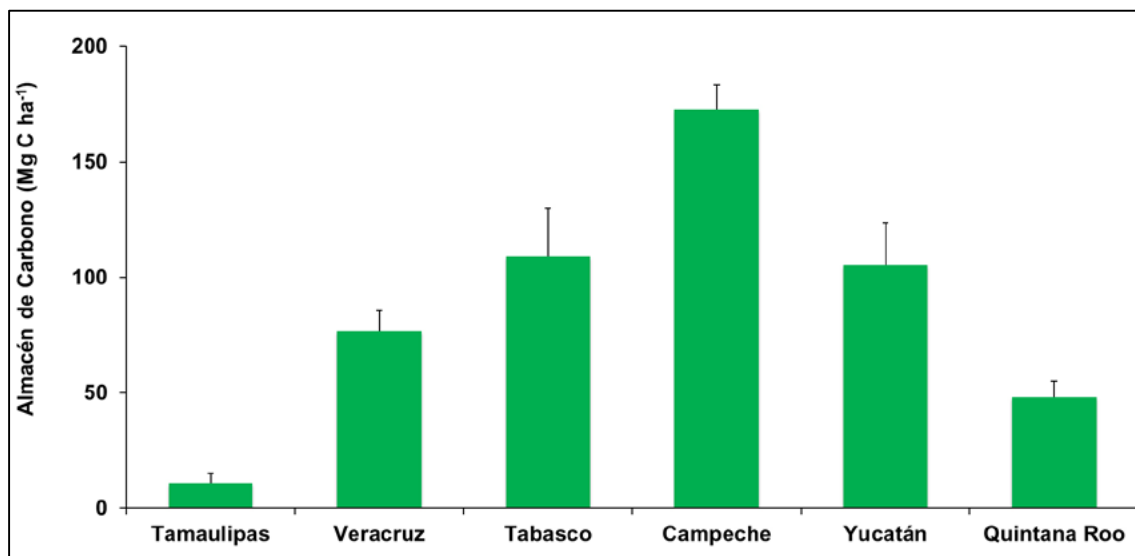


Figura 2. Almacenes de carbono aéreo en manglares del Golfo de México y Península de Yucatán. Las barras representan el error estándar.

Mitigación y potencial de captura

Conservar los manglares del Golfo de México y Península de Yucatán implica mantener secuestrados en el componente aéreo del ecosistema $246 \pm 13.2 \text{ Tg CO}_2\text{e}$, lo cual equivale a emisiones evitadas de 251 millones de personas por uso de combustibles fósiles al año. Estas emisiones evitadas no consideran, además, la tasa de captura de carbono potenciales (según características específicas) que los manglares seguirán presentando si estos son conservados. Por esta razón, se destaca la necesidad de generar información relacionada con las tasas de captura de carbono en los componentes del ecosistema, en manglares con diferentes características estructurales de distintos escenarios geomorfológicos e hidrológicas, y a distintas escalas temporales y espaciales.

Por otro lado, de acuerdo con reportes de CONABIO (2021), existen alrededor de 8,226 ha de manglar degradado desde Tamaulipas hasta Quintana Roo. Si estos manglares fueran restaurados a partir de ahora,

el potencial de captura a 2050 sería de 5.2 Tg CO₂e, teniendo mayor influencia las áreas en Campeche, Yucatán y Veracruz (Cuadro 1). Esto equivale a mitigar la huella de carbono de más de 1.4 millones de personas únicamente por el uso de combustibles fósiles. Por esta razón, la restauración de manglares resulta clave como una Solución basada en Naturaleza (SbN) no solo para combatir los efectos del cambio climático, sino que proporciona seguridad y bienestar a las poblaciones costeras, por lo que, además, retoma importancia dentro del marco de la recién declarada década de la restauración y contribuye al cumplimiento de los objetivos de desarrollo sustentable.

Cuadro 1. Potencial de captura de CO₂ en biomasa aérea en manglares del Golfo de México y Península de Yucatán para 2050.

Estado	Extensión de manglar degradado (ha)	Potencial de captura de CO ₂ (Tg CO ₂ e)
Tamaulipas	82	52,600
Veracruz	1,776	1,140,497
Tabasco	692	444,677
Campeche	2,516	1,615,811
Yucatán	1,991	1,278,740
Quintana Roo	1,169	750,790
Totales	8,226	5,283,116

Esta información debe tomarse con cautela debido a que no existen cálculos de tasas de captura en bosques mayores a 15 años de antigüedad, por lo que es necesario que se complemente esta información para contribuir al conocimiento de los potenciales de captura en bosques de manglar jóvenes (restauración) y maduros (conservados). Además, la dinámica de los potenciales de captura tiene influencia de los datos de actividad y la tasa de cambio de uso de suelo a nivel estatal, por lo que también deben ser consideradas las pérdidas de cobertura aérea del ecosistema, lo cual se vería reflejado en la disminución de los almacenes, en la emisión por deforestación y degradación y en la tasa de captura de CO₂.

Por otro lado, a escala espacial, prevalecen vacíos de información respecto a las dinámicas de carbono asociadas al uso del suelo. En este sentido, los análisis satelitales de cobertura vegetal de manglar para México realizados por CONAFOR, CONABIO e INEGI difieren en superficies y no siempre consideran la condición del manglar y su conversión a otro uso de suelo. Por lo que evaluaciones *in situ*, estimaciones de la coberturas y sus cambios por distintos usos del suelo y condición (conservada, degradada, deforestada o en regeneración) se consideran áreas de oportunidad para aumentar la certidumbre de los datos de carbono en manglares y su inclusión en los instrumentos de política nacional, como la generación de insumos para el alcance y aumento de ambiciones en la NDC, e inclusión de superficies de manglar en iniciativas de mercado voluntario y/o regulado como el Sistema de Comercio de Emisiones Nacional (o ambos) para carbono azul.

En manglares, el componente de carbono orgánico en suelos es el que mayor almacenamiento de carbono representa, por lo que conocer los almacenes y estimar las tasas de captura en suelo representan una oportunidad en términos de la oferta de beneficios climáticos proveídos por estos ecosistemas para ser integrados en mecanismos de carbono azul.

Conclusiones

Los almacenes de carbono aéreo en manglares del Golfo de México y Península de Yucatán presentan variabilidad espacial: los estados que, por su ubicación geográfica e hidrología, tienen mayor humedad (Campeche y Tabasco) presentan los valores más altos. Los almacenes de carbono promedio por estado

no necesariamente presentan relación directa con la extensión de manglares en cada uno: Quintana Roo tiene más áreas de manglar, pero es uno de los almacenes aéreos más bajos.

Las estimaciones relacionadas con proyecciones del potencial de captura de carbono aéreo requieren insumos (tasas de captura) que reflejen la variabilidad de los bosques de manglar a diferentes escalas espaciales y temporales, y que integren también otros componentes del ecosistema, como el carbono subterráneo, que representa el almacén más alto en manglares.

La estimación de potenciales de mitigación por emisiones evitadas requiere de mayor certidumbre respecto a la tasa de deforestación específica de manglares a escala local, lo cual permitirá estimar, según las amenazas que presentan, el potencial para generación de créditos de carbono.

Agradecimientos

Al personal del Laboratorio de Producción Primaria de Cinvestav-Unidad Mérida por su apoyo en la compilación de información.

Literatura citada

- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M. y Herrera-Silveira, J. A. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8(2), <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>
- CONABIO. 2021. Distribución de los manglares en México en 2020, escala 1:50,000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2007. The world's mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper. Rome: FAO. 153
- Herrera Silveira, J. A., Camacho Rico, A., Pech, E., Pech, M., Ramírez Ramírez, J. y Teutli Hernández, C. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 61-72.
- Herrera-Silveira J.A., Camacho-Rico A., Caamal-Sosa J., Cinco-Castro S., Morales-Ojeda S., Ramírez-Ramírez J., Zenteno-Díaz K., Pech-Poot E., Pech-Cárdenas M., Carrillo-Baeza L., Erosa-Angulo J., Pérez-Martínez O., Teutli-Hernández C. 2018. Base de datos de almacenes de carbono en los manglares de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2(1):33-44. http://pmcarbono.org/ferpazpel/Base%20datos%20Manglares/ElemPol_Pub_No_4_Art_3-v2.pdf.
- INECC-Semarnat. 2013. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010. México.
- Kauffman J.B., Donato D.C. y Adame M.F. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Sasmito S.D., Taillardat P., Clendenning J.N. 2019. Effect of land- use and land- cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Glob Change Biol.* 00:1–12.
- Teutli-Hernández, C., Menéndez M., Comín F. y Herrera-Silveira J.A. 2016. Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado. En: Paz, F. y R. Torres (editores). 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.
- Thorhaug, A. L., Poulos, H. M., Portillo, J. L., Barr, J., Lara-Domínguez, A. L., Ku, T. C. y Berlyn, G. P. 2018. Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: Mangroves, marshes, and seagrasses: A North American hotspot. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.011>
- Zenteno-Díaz K., Teutli-Hernández C. Herrera-Silveira J.A. y Caamal-Sosa J.P. 2016. Captura de carbono en diferentes manglares restaurados de la Península de Yucatán. En: Paz, F. y R. Torres (editores). 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.

5.4. Conservación del carbono en manglares: herramienta de mitigación al cambio climático en Los Petenes, Campeche

Cinco-Castro Siuling^{1,2} y Espinosa-Garduño Marcela¹

¹ Asociación Territorios Vivos México, A.C., Edificio 51A, interior 201, Lindavista-Vallejo, Alcaldía Gustavo A. Madero, CP 07720, Ciudad de México.

² Laboratorio de Producción Primaria, Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional - Unidad Mérida. Carretera Antigua a Progreso Km 6, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.

Autor para correspondencia: siuling.cinco@cinvestav.mx

Resumen

Por su alto potencial para capturar y almacenar carbono en sus estructuras aéreas y subterráneas, los manglares son reconocidos como ecosistemas de carbono azul. A nivel mundial, estos ecosistemas están considerados en las estrategias para mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero, y deben basarse en el conocimiento de la dinámica de carbono azul a diferentes escalas. El objetivo de este estudio es estimar el almacén de carbono en árboles de manglar dentro de la Reserva de la Biosfera Los Petenes y su contribución a la mitigación de los efectos del cambio climático. Mediante ecuaciones alométricas se estimó el carbono almacenado en 56 parcelas de 100m². Los resultados indican que el promedio del almacén de carbono es de 48.6±6.3 Mg C ha⁻¹ y que no existen diferencias entre sitios (p=0.4907) ni entre la zona norte y la zona sur de la reserva (p=0.8620). La conservación de este carbono en las estructuras del manglar indica que se retienen 178.5 t CO₂e por hectárea. Considerando la extensión de manglares dentro de la reserva (59,262 ha), se tiene que en el ecosistema hay 10.8 M t CO₂e únicamente en la biomasa arbórea, que podrían ser emitidos a la atmósfera si la cobertura de manglar se pierde. Es importante complementar esta información con otros componentes de los almacenes aéreos como material leñoso y mantillo, y los almacenes subterráneos en raíces y suelo, que tienen gran contribución en la captura y almacén de carbono y en la mitigación al cambio climático.

Palabras clave: *carbono azul; biomasa aérea; manglares; Reserva de la Biosfera Los Petenes; conservación.*

Abstract

Due to the high potential to capture and store carbon in above and belowground structures, mangroves are recognized as blue carbon ecosystems. At a global level, mangroves are considered in the strategies to mitigate greenhouse gases emissions. The aim of this study is to estimate the carbon stock in mangrove trees in the Los Petenes Biosphere Reserve and their contribution to mitigate the effects of climate change. Carbon stock in 56 plots of 100m² was estimated using allometric equations. Results indicate that mean carbon stock is 48.6±6.3 Mg C ha⁻¹ and there are no differences among sites (p=0.4907) or between north and south zones (p=0.8620). The conservation of this carbon in mangrove structures indicates that 178.5 t CO₂e per hectare are retained. Considering the surface occupied by mangrove forests within the reserve (59,262 ha), in this ecosystem there are 10.8 M t CO₂e, only in tree biomass, which could be emitted to the atmosphere if mangrove coverage is lost. It is important to incorporate to this analysis information about other components of aboveground stocks, like dead and downed wood and litter, as well as belowground stocks in fine roots and sediments, which have a significant contribution in carbon capture and stock, and in the climate change mitigation.

Keywords: *blue carbon, aboveground biomass, mangroves, Los Petenes Biosphere Reserve, conservation.*

Introducción

Los bosques de manglar son ecosistemas que se encuentran en la interfaz mar-tierra y, debido a su capacidad de tolerar altas salinidades, cambios en la inundación y en las características de los sedimentos, favorecen procesos ecológicos reflejados en los servicios ecosistémicos que proveen. Entre estos destacan los relacionados con la regulación de gases, principalmente dióxido de carbono (CO₂).

Los manglares tienen una gran capacidad para secuestrar altas concentraciones de carbono de la atmósfera y almacenarlo en sus estructuras. Son reconocidos como los bosques con la más alta capacidad de almacenar carbono orgánico aéreo y subterráneo, alcanzando hasta 1,023 Mg C ha⁻¹ (Donato *et al.*, 2011), de dos a tres veces más que otros bosques terrestres como los tropicales (447 Mg C ha⁻¹) y templados (169 Mg C ha⁻¹) (Malhi *et al.*, 1999). Estas características hacen que los manglares puedan contribuir significativamente en la implementación de estrategias de adaptación y mitigación del cambio climático, por esta razón son considerados ecosistemas de carbono azul, junto con los pastos marinos y las marismas (Howard *et al.*, 2014).

De los almacenes de carbono en manglares, alrededor del 76.5% se encuentra almacenado a largo plazo en el compartimento de sedimentos (Alongi, 2020), sin embargo, el segundo componente más importante es el de biomasa de árboles. Este componente representa más del 10% del almacén total de carbono en estos ecosistemas conservados (Sasmith *et al.*, 2020), y es el que tiene mayor dinamismo en el tiempo debido a que, ante cualquier impacto, es el componente que suele perderse primero y el que contribuye con emisiones en el corto plazo.

Por lo antes expuesto, el objetivo de este estudio es estimar el almacén de carbono en árboles de manglar dentro de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, así como su contribución a la mitigación de los efectos del cambio climático.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en la Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP), que se ubica en el norte del estado de Campeche. Esta área natural protegida tiene una extensión de 282,857 ha y es de gran relevancia ecológica porque incluye ecosistemas característicos de la región como son los petenes (islas de vegetación asociada a ojos de agua o manantiales), además de los extensos manglares costeros interactuando con selva baja inundable, selva mediana y otros humedales, los cuales son de gran importancia para el descanso, alimentación, reproducción y desarrollo general de diversas especies de fauna local, residente y migratoria.

La porción terrestre de la reserva tiene una extensión de 100,919.9 ha, de las cuales los manglares de borde, de cuenca, chaparros y de petén ocupan un área de 55,294.6 ha (54.7 %), donde *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* son las especies más desarrolladas alcanzando hasta los 20 m de altura (CONANP, 2006).

Los sitios de estudio fueron seleccionados basados en la proximidad que tienen con zonas urbanas como un factor posible de alteración (Espinosa-Garduño, 2011). La zona norte (Calkiní: Las Bocas e Xpuk), por su ubicación y baja accesibilidad son menos propensas a la alteración por actividades humanas. La zona sur (Tenabo: La Palapa y Balantauche) tiene cierto grado de perturbación debido a que tiene acceso por vía terrestre y a su cercanía a instalaciones de granjas acuícolas (Figura 1).

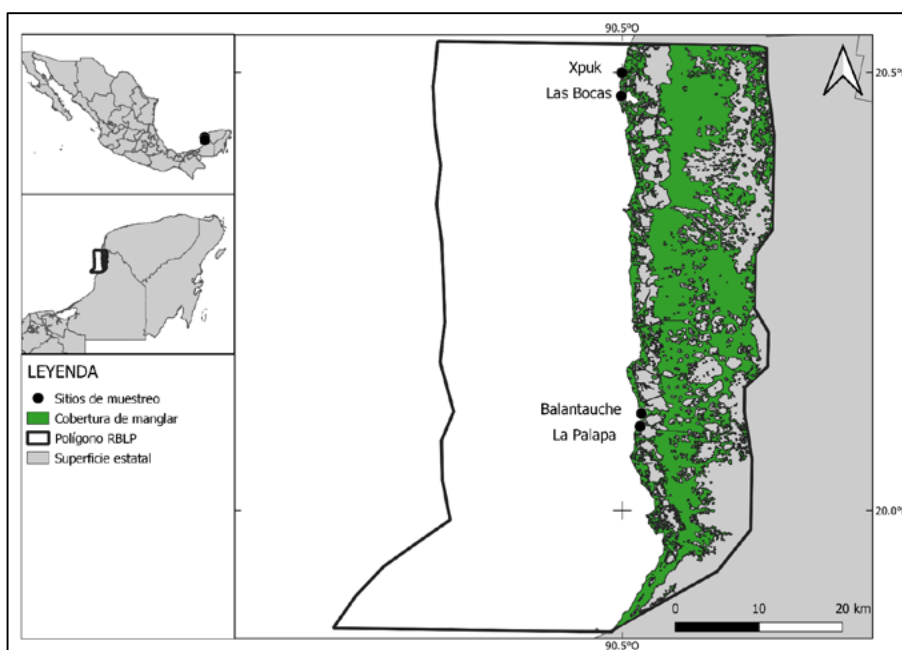


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Se establecieron 56 parcelas cuadradas de 100 m² distribuidas en los sitios de estudio (estaciones de monitoreo). Las parcelas se distribuyeron en el borde costero de acuerdo con las zonas (Norte: 30, Sur: 26). En cada parcela se midió el diámetro a la altura de pecho (DAP en cm) de cada uno de los árboles mayores a 2.5 cm, estandarizando la medición a 130 cm de altura o a 30 cm sobre la raíz más alta en el caso de *R. mangle* (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2018). A partir de esta información, fue calculada el área basal (AB, m² ha⁻¹) y la densidad de árboles (ind ha⁻¹) por sitio. La biomasa de árboles (Kg) fue calculada a partir del DAP utilizando las ecuaciones alométricas específicas para cada especie (Cuadro 1). El almacén de carbono fue estimado utilizando el factor de conversión de 0.46 considerando que entre 46 y 50% de la biomasa corresponde a carbono (Kauffman *et al.*, 2013).

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para la estimación de biomasa de árboles (Smith y Whelan, 2006).

Tipo de manglar	DAP (cm)	Especie	Ecuación alométrica	r ²
Petén, Cuenca, Franja	0-21	<i>A. germinans</i>	$b = 0.403 d^{1.934}$	95
Petén, Cuenca, Franja	0-18	<i>L. racemosa</i>	$b = 0.362 d^{1.930}$	98
Petén, Cuenca, Franja	0-20	<i>R. mangle</i>	$b = 0.722 d^{1.731}$	94

Para estimar la capacidad de mitigación que tienen los manglares, los almacenes de carbono fueron convertidos a CO₂e utilizando el factor de conversión de 3.67 dado por la relación molecular entre el carbono y el dióxido de carbono.

Resultados y Discusión

Estructura arbórea

El área basal promedio de los árboles de RBLP es de 21±2 m² ha⁻¹. Los árboles más grandes con respecto a esta variable se registraron en Balantauche (23.7±5.7 m² ha⁻¹) y los más pequeños en La Palapa (16.2±4.9 m² ha⁻¹), pero no son estadísticamente diferentes (p=0.3567) (Figura 2). Estos valores son

semejantes a los reportados por Agraz *et al.* (2012) en promedio para otros sitios dentro de la RBLP ($21.07 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) considerando manglares de borde, de cuenca y de matorral.

La densidad de árboles en la RBLP es de $9,232 \pm 1,274 \text{ ind ha}^{-1}$. Contrario al área basal, el mayor número de árboles por unidad de área se registró en la zona sur en el sitio La Palapa ($15,260 \pm 3,453 \text{ ind ha}^{-1}$), mientras que las densidades relativamente más bajas ($5,722 \pm 996 \text{ ind ha}^{-1}$) se presentan en el sitio Spuk de la zona norte, habiendo diferencias estadísticas entre ellos ($p=0.0269$) (Figura 3). Los valores en este estudio son más altos con respecto a las variaciones de 4,200 a 7,850 ind ha^{-1} reportados (Agraz *et al.*, 2012), sin embargo, presentan menor área basal y mayor densidad que los árboles de la reserva de Celestún (Herrera-Silveira *et al.*, 2017).

Por otro lado, es importante destacar que estas variables responden a la relación inversa que existe en el tamaño de los árboles (AB) y el número de ellos (densidad), lo que además proporciona una idea de la condición del bosque; ya que en manglares como en La Palapa, donde hay gran cantidad de árboles, pero muy delgados, suelen ser bosques jóvenes o que se encuentran en recuperación ante alguna perturbación.

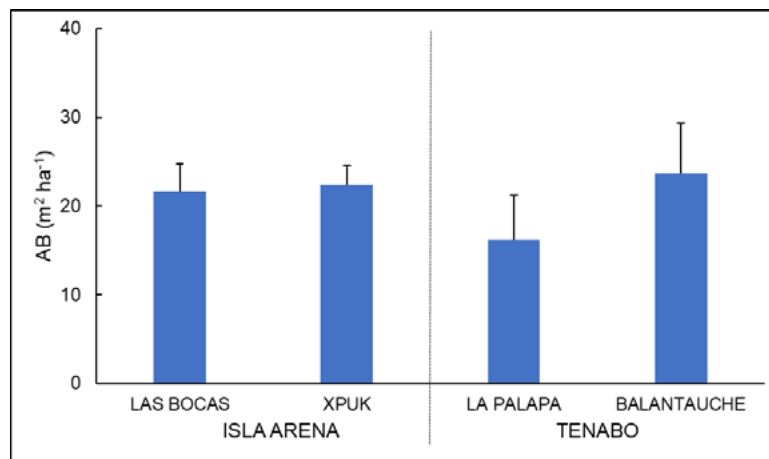


Figura 2. Área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) de los manglares de borde de la RBLP.

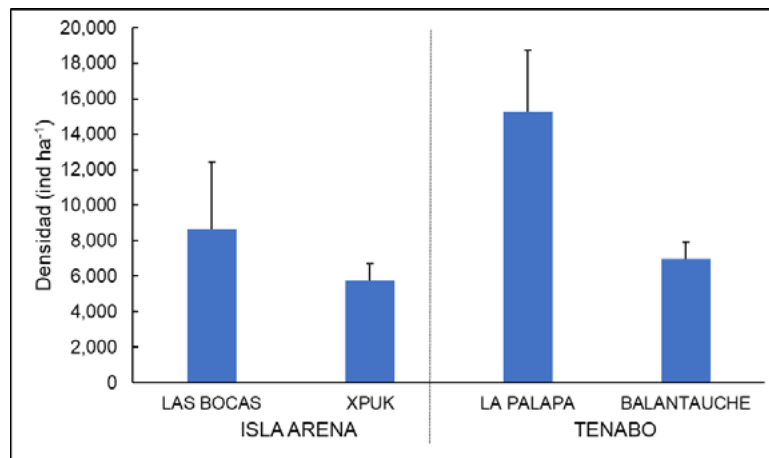


Figura 3. Densidad (ind ha^{-1}) de los manglares de borde de la RBLP.

Almacenes de carbono

El promedio de carbono aéreo de los manglares de la RBLP es de $48.6 \pm 6.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Los almacenes más altos con respecto a los otros sitios se encuentran en el sitio Balantauche en la zona sur de la reserva ($64.3 \pm 25 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Sin embargo, esta zona presenta mayor variabilidad (E.E.= 13 Mg C ha^{-1}) con respecto a la zona norte (E.E.= 3.8 Mg C ha^{-1}), encontrándose los valores más bajos de los almacenes en árboles en el sitio La Palapa ($35.4 \pm 6.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Figura 4), el cual se localiza junto a granjas acuícolas

y presenta parcelas de manglar dominado por *A. germinans*. A pesar de estas disimilitudes en los valores, no existen diferencias estadísticas entre los sitios ($p=0.4907$) ni entre las zonas norte-sur ($p=0.8620$), lo cual indica que los almacenes de C en los manglares de la franja costera de la RBLP podrían ser homogéneos.

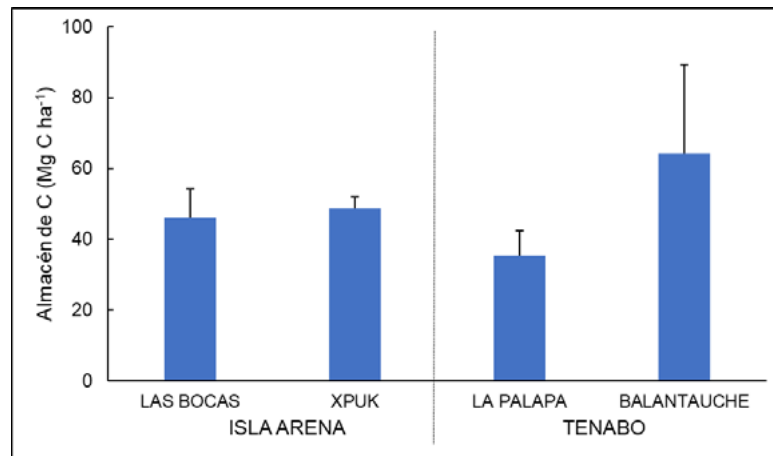


Figura 4. Almacenes de carbono aéreo en manglares de la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche. Promedio \pm E.E.

Nuestros resultados se encuentran por debajo del promedio nacional de carbono para la biomasa de árboles de manglar (113.6 ± 5.2 Mg C ha⁻¹) reportado por Herrera-Silveira *et al.* (2020). A pesar de que regionalmente el estado de Campeche tiene los almacenes de carbono más altos, es importante tener en cuenta que los tipos de manglar que se incluyen en este estudio son únicamente los de franja y algunos de cuenca que, con excepción de los manglares de tipo chaparro, son los que presentan los almacenes de C aéreo más bajos (Herrera-Silveira *et al.*, 2020; 2016).

Capacidad de mitigación

El almacén de carbono de 48.6 ± 6.3 Mg C ha⁻¹ en manglares de la RBLP, implica que en los árboles se tienen retenidos alrededor de 178.5 toneladas de dióxido de carbono equivalente (t CO₂e) por hectárea. De acuerdo con la información espacial de CONABIO (2016), la extensión de manglares dentro de la reserva es de 59,262 ha, por lo que en el ecosistema hay 10.8 millones de t CO₂e únicamente en la biomasa arbórea. Esto significa que el carbono almacenado en los árboles de manglar de la RBLP mitiga las emisiones de 2.8 millones de personas por el uso de combustibles fósiles al año en México como beneficio de la conservación del ecosistema. Sin embargo, es importante considerar que, en caso de que este manglar pierda su cobertura arbórea, la misma cantidad de CO₂e es la que podría ser emitida a la atmósfera.

Conclusiones

Los manglares de la RBLP presentan características estructurales relacionadas con la madurez del bosque, presentándose una gran cantidad de árboles con áreas basales pequeñas con respecto a otros sitios. Estos manglares tienen gran capacidad de almacenar carbono en sus estructuras aéreas, sin embargo, a esta información debe sumarse la estimación de las aportaciones de los otros componentes de los almacenes aéreos como material leñoso y mantillo, y de los almacenes subterráneos en raíces y suelo.

Aunado a lo anterior, se debe disminuir la incertidumbre de las estimaciones incrementando el número de sitios de muestreo, lo que permitiría registrar también la variabilidad de los almacenes en los diferentes tipos ecológicos de manglar dentro de la RBLP. Finalmente, es importante destacar que por el gran

potencial que tienen estos ecosistemas costeros, la línea base del conocimiento de los almacenes de carbono debe ser considerada como una herramienta esencial para guiar medidas locales de mitigación del cambio climático, e incursionar en los mercados internacionales de carbono, ya sea mediante su conservación y/o restauración.

Agradecimientos

A la Comisión para el Uso y Conservación de la Biodiversidad que mediante el convenio FB1299/FN004/08, financió parcialmente el proyecto en el que se generó la información base para la presente investigación. Particularmente agradecemos a los colaboradores que, desde la Asociación Territorios Vivos México, A.C. y la Universidad Autónoma de Campeche (instituciones responsables de la investigación base), participaron de manera intensiva en los diferentes procesos de toma de datos en campo y análisis de laboratorio.

Literatura citada

- Agraz Hernández, C., Osti Sáenz, J., Chan Keb, C. A., Chan Canul, E., Gómez Ramírez, D., Requena Pavón, G. y J. E. Reyes Castellanos. 2012. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. Centro de Ecología Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Informe Final SNIBCONABIO. Proyecto FN010. México, D.F.
- Alongi, D. M. 2020. Global Significance of Mangrove Blue Carbon in Climate Change Mitigation. *Sci*, 2(3), 67. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/sci2030067>
- CONABIO, 2016. 'Distribución de los manglares en México en 2015', escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.
- CONANP, 2006. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Los Petenes. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. ISBN: 968-817-813-6
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M. y M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), 293. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Espinosa-Garduño M. (coord). 2011. Evaluación y monitoreo de manglar en la Reserva de la Biosfera Los Petenes con énfasis en criterios de sustentabilidad y desarrollo. Informe final del Proyecto F004 CONABIO. Asociación Territorios Vivos México A.C./Universidad Autónoma de Campeche. México.
- Herrera Silveira, J. A., Camacho Rico, A., Pech, E., Pech, M., Ramírez Ramírez, J., y Teutli Hernández, C. 2016. Carbon dynamics (stocks and fluxes) in mangroves of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34:(1), 61-72.
- Herrera-Silveira JA, Pech-Cardenas MA, Morales-Ojeda SM, Cinco-Castro S, Camacho-Rico A, Caamal Sosa JP, Mendoza-Martinez JE, Pech-Poot EY, Montero J, Teutli-Hernandez C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ* 8:e8790 <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>
- Herrera-Silveira J.A., Teutli-Hernández C., Cinco-Castro S., Ramírez-Ramírez J., Carrillo Baeza L., Pech Poot E., Pérez Martínez O., Zenteno Díaz K., Erosa Angulo J., Us Balam H., Solís Gamboa S., Hernández-Arana H. y H. López-Adame. 2017. Red Multi-institucional. Programa Regional para la Caracterización y el Monitoreo de Ecosistemas de Manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Segunda Etapa. CINESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1728/KN003/14. Informe Final, noviembre 2017.
- Howard J., Hoyt S., Isensee K., Telszewski M. and E. Pidgeon (Eds.). 2014. Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Arlington, Virginia, USA: Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.
- Kauffman, J. B., Donato, D. C., y Adame, M. F. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Vol. 117). Bogor, Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR). 37.
- Malhi, Y., Baldocchi, D.D. & Jarvis, P.G. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant Cell Environ*. 22: 715-740. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00453.x>
- Rodríguez Zúñiga M. T., E. Villeda Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz López, M. Olguín, S. A. Villela Gaytán, R. Flores (Coords). 2018. Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México. 272 pp.
- Sasmito, S.D., Sillanpää, M., Hayes, M.A. 2020. Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Glob Change Biol.*; 26: 3028– 3039. <https://doi.org/10.1111/gcb.15056>

5.5. Proyecto de carbono azul Taab Ché: Potencial de mitigación en dos sitios piloto de Quintana Roo, México.

Andrade-Medina Rosalía¹; Mendoza-Martínez Juan E.¹ y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹ Laboratorio de Producción Primaria, Recursos del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional-Unidad Mérida. Carretera Antigua a Progreso Km 6, CP 97310, Mérida, Yucatán, México.
Autor para correspondencia: rosalia.andrade@cinvestav.mx

Resumen

El carbono azul se refiere a la alta capacidad de los manglares, pastos marinos y marismas para captar y almacenar CO₂, sustentando a su vez otros cobeneficios sociales y ambientales (Howard *et al.*, 2014). En el marco del proyecto de carbono azul Taab Ché, se determinó el potencial de generación de créditos de carbono por reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+) y potenciales de captura por incremento de biomasa aérea y subterránea resultado de acciones de restauración ecológica de manglares en dos sitios piloto: el Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam y Áreas Naturales Protegidas de Isla Cozumel (APFFYB y ANP de Isla Cozumel) en el estado de Quintana Roo. La línea base de carbono fue determinada a escala local con un nivel de certidumbre 2 (IPCC, 2006), con base en el protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono en manglares de Kauffman *et al.*, (2013). Los sitios piloto fueron analizados a través de imágenes satelitales Sentinel 2 y Landsat 7 usando el software ArcGIS, con lo cual se obtuvo la zonificación de cada sitio y la clasificación para cada zona con vegetación de manglar por tipo ecológico (cuenca, franja, chaparro y petén); se determinaron las especies dominantes (*Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*) y su condición (conservado, conservado en regeneración, degradado y perdido -en el cual ya no hay brotes o árboles muertos de manglar siendo generalmente otro tipo de vegetación secundaria-). El análisis de potencial de generación de créditos de carbono para participar en el mercado voluntario, se estimó con base en el total de carbono reportado en los almacenes del APFF YB y de ANP-Isla Cozumel y las tasas de deforestación estimadas para cada sitio (0.4% anual para Isla Cozumel y 0.04% anual para el APFF YB). Los créditos de carbono por captura (restauración) a 20 años, fueron estimados con base en el total de hectáreas de manglar en condición degradada o perdido, a una tasa de captura de 7.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para los primeros 10 años del proyecto (Teutli-Hernández *et al.*, 2016), y de 5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para los siguientes 10 años (Erosa-Angulo, 2016). Los datos de carbono orgánico fueron convertidos a su valor de dióxido de carbono equivalente (CO_{2e}). Se estimó un potencial de 2,844,362 t CO_{2e} (créditos de carbono) que pueden ser colocados en el mercado voluntario de carbono a lo largo de 20 años para ambas intervenciones en proceso de certificación ante el Estandar de Carbono Plan Vivo.

Palabras clave: carbono azul; créditos de carbono; mercado voluntario; restauración; manglares; mitigación; conservación.

Abstract

Blue carbon refers to the high capacity of mangroves, seagrasses and marshes to capture and store CO₂, supporting other social and environmental co-benefits (Howard *et al.*, 2014). Within the framework of the Taab Ché blue carbon project, the potential for the generation of carbon credits due to the reduction of emissions from deforestation and degradation (REDD+) and related sequestration potential due to the increase in above-ground and underground biomass resulting from actions of ecological restoration of mangroves in two pilot sites: the Yum Balam Flora and Fauna Protection Area and Protected Natural

Areas of Isla Cozumel (APFFYB and ANP of Isla Cozumel) were evaluated. The carbon baseline was determined locally with a level of certainty 2 (IPCC, 2006), based on the protocol for measuring, monitoring and reporting the structure, biomass and carbon stocks in mangroves of Kauffman *et al.*, (2013). The pilot sites were analyzed through Sentinel 2 and Landsat 7 satellite images using ArcGIS software, which obtained the zoning of each site and the classification for each zone with mangrove vegetation by ecological type (basin, scrub, dwarf and peten); dominant species (*Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, and *Conocarpus erectus*) and their condition (conserved, conserved in regeneration, degraded and lost) were determined. The analysis of the potential of carbon credits to participate in the voluntary market was estimated based on the total carbon reported in the APFF YB and ANP-Isla Cozumel stores and the estimated deforestation rate for each site (0.4 annual% for Isla Cozumel and 0.04% annually for APFF YB). The 20-year carbon capture (restoration) credits were estimated based on the total number of mangrove hectares in degraded or lost condition, at a capture rate of 7.5 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹ for the first 10 years of the project (Teutli-Hernández *et al.*, 2016), and of 5 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹ for the next 10 years (Erosa-Angulo, 2016). The organic carbon data was converted to its carbon dioxide equivalent (CO_{2e}) value. A potential of 2,844,362 tCO_{2e} (carbon credits) can be placed in the voluntary carbon market over 20 years for both interventions in certified process by the Plan Vivo Carbon Standard.

Keywords: *blue carbon; carbon credits; voluntary market; restoration; mangroves; mitigation; conservation.*

Introducción

El carbono azul se centra en ecosistemas costeros próximos al mar como los manglares, las marismas saladas y los pastizales marinos. Se trata de ecosistemas inundables, humedales, caracterizados por altos almacenajes de carbono en suelo y alta productividad (Howard *et al.*, 2014; Kauffman y Donato, 2012).

Además de las dinámicas de carbono y su rol como sumideros de carbono, función clave en la mitigación del cambio climático, los manglares como ecosistemas de carbono azul proveen otros servicios ecosistémicos fundamentales como: protección costera contra tormentas y marejadas, sedimentación y compensación al incremento del nivel medio del mar, seguridad alimentaria como áreas de crianza de peces comerciales en sus fases de alevines y juveniles, sustento de biodiversidad, filtraje de contaminantes, entre otros (Alongi, 2008).

Con relación al rol en la mitigación al cambio climático, los manglares como todos los humedales del planeta, almacenan carbono en suelos desde el Holoceno. Las condiciones anaeróbicas de sus suelos inundados impiden la descomposición de la materia orgánica que se va acumulando en el tiempo (Gumbricht *et al.*, 2017). Es por ello que, la exposición del carbono del suelo a condiciones aeróbicas por degradación o cambio de uso de suelo (por ejemplo, drenaje del agua para agricultura, construcción o alteración de drenaje por huracanes) los convierten en emisores netos de Gases de Efecto Invernadero (CO₂).

Los manglares en México almacenan en promedio entre 450 y 500 Mg C ha⁻¹ (Adame *et al.*, 2018; Herrera-Silveira *et al.*, 2020), pudiendo almacenar cantidades aún mayores a 1,000 Mg C ha⁻¹, según lo reportado por Donato *et al.*, (2011). Debido a que los almacenes de carbono en manglares son mucho mayores con relación a las selvas húmedas perennifolias (230-279 Mg C ha⁻¹) y las selvas bajas (104-174 Mg C ha⁻¹) (Maserá *et al.*, 2000), y a que sus tasas de crecimiento permiten la acumulación de carbono en concentraciones que van de 10 a 12 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Sasmito, 2019), el manejo, conservación y restauración de estos ecosistemas resulta una opción costo-efectiva de mitigación y adaptación al cambio climático.

El objetivo del Proyecto Taab Ché es proveer de un incentivo financiero basado en el mercado voluntario de carbono a propietarios de manglares e impulsar la generación de créditos de carbono azul basado en el manejo, conservación y restauración de manglares en la región de Península de Yucatán.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación abarca los manglares de dos Áreas Naturales Protegidas en Quintana Roo: El Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam y ANP estatales y federales de Isla Cozumel (Figura 1). De acuerdo con el análisis de imágenes Sentinel 2, los manglares de ambos sitios abarcan una extensión de 10,276 ha (Mendoza, 2019) representando el 4% de los manglares en el estado de Quintana Roo. Los manglares estudiados presentan cuatro tipos ecológicos: franja, cuenca, chaparro y petén; y presencia de las especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus*, en categoría de protección por la NOM-059 de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

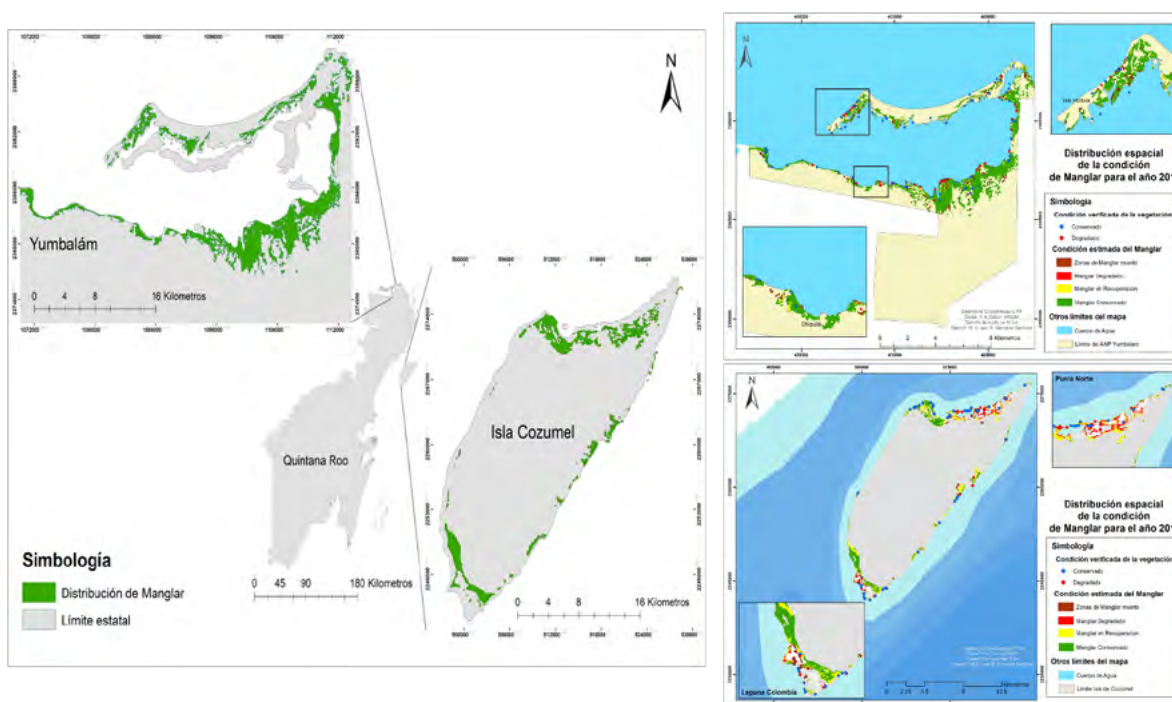


Figura 1. Distribución y condiciones del manglar en el APFF YB y ANP de Isla Cozumel.

Metodología

El proyecto contempla el análisis de la distribución y estimación de carbono orgánico en manglares en dos sitios piloto: el Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam y las Áreas Naturales Protegidas de Isla Cozumel (APFFYB y ANP-IC) con base en el protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono en manglares de Kauffman *et al.*, (2013).

La zonificación de cada sitio piloto para la determinación de áreas de manglar se realizó a partir de Sentinel 2 y Landsat 7. Visitas de campo y análisis de imágenes sirvieron para clasificar cada zona con vegetación de manglar de acuerdo al tipo ecológico (cuenca, franja, chaparro y petén), dominancia de especies (*Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, y *Conocarpus erectus*) y su condición (conservado, conservado en recuperación, degradado y perdido) para cada sitio piloto.

Una vez identificados los almacenes de carbono para cada sitio piloto, se estimó el potencial de captura en 20 años por incremento de árboles (restauración ecológica) con base en lo reportado por Teutli-Hernandez *et al.*, (2016), quienes determinaron que después de ocho años de recuperación, el almacén de carbono aéreo de manglares en el noroeste de la Península de Yucatán es de 60 Mg C ha⁻¹, por lo que la tasa de captura de CO₂ de un manglar en proceso de restauración es de 7.5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ durante los primeros 10 años; y de 5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ durante los subsecuentes 10 años (Erosa-Angulo, 2016).

El análisis de potencial de generación de créditos de carbono (creditos de carbono) se estimó con base en el total de carbono orgánico reportado en los almacenes del APFFYB y de ANP-IC y la captura por restauración a 20 años del total de hectáreas con distribución de manglar analizadas y convertidos a su valor de dióxido de carbono equivalente (CO_{2e}).

Una vez que se contó con el potencial de créditos de carbono potenciales se diseñó la estrategia para la certificación del proyecto de carbono azul Taab Ché, el cual abarca en su fase piloto el APFFYB y ANP-IC, y se compone por dos tipos de intervenciones: emisiones evitadas (REDD+) y captura de carbono.

Resultados y Discusión

Captura por restauración de sitios degradados

Se identificó una superficie de 921 ha en condiciones degradadas para el APFF Yum Balam, y ANP de Isla Cozumel con potencial de ser restauradas. Los beneficios climáticos totales por captura de CO₂ derivado del aumento de la biomasa aérea y subterránea (suelos) en 20 años son de 850,383 tCO_{2e}; lo que equivale a generar una oferta de 42,519 créditos de carbono azul anuales (tCO_{2e}) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Potencial de captura de CO₂ en 20 años en ANP de Yum Balam y Cozumel, Quintana Roo, como resultado de la restauración de 921 ha.

Sitio	Superficie restaurada en 20 años (ha)	Componente aéreo		Componente subterráneo (suelo)	
		Captura tC totales (20 años)*/**	Captura tCO _{2e} (20 años)	Captura tC totales (20 años)*/**/****	Captura tCO _{2e} (20 años)
APFFYB	390	48,770	178,823	49,472	181,398
ANP Isla Cozumel	531	66,362	243,329	67,318	246,833
Extensión total	921	115,132.50	422,152	116,790	428,231

*Las tasas de captura corresponden a Teutli-Hernández *et al.*, (2016) y Erosa-Angulo (2016) equivalentes a una tasa de secuestro aéreo de 7.5 tC ha⁻¹ año⁻¹ para los primeros 10 años de restauración y de 5 tC ha⁻¹ año⁻¹ para cada año subsecuente. Estos aumentos de carbono (Corg) por hectárea responden al crecimiento de biomasa aérea.

** Arenas (2019) determinó una tasa de acumulación de 6.34 tC ha⁻¹ año⁻¹ en sitios restaurados de Quintana Roo, México para los primeros 50 cm del componente suelo.

Emisiones evitadas (REDD+)

Se identificó una superficie de manglares en condición conservada para las ANP en Isla Cozumel y el APFF Yum Balam de 9,875 ha. Con base en las estimaciones de línea base de carbono realizadas en ambos sitio por Herrera *et al.*, (en preparación) para carbono aéreo y en suelos se generó un promedio de almacenes para cada sitio (Mg C ha⁻¹) y con base en las tasas de deforestación específicas para cada sitio

se estimó el potencial de emisiones evitadas por 1,993,978 tCO_{2e} en 20 años. Lo que equivale a 99,700 tCO_{2e} anuales evitadas por conservación de manglares (Cuadro 2).

Cuadro 2. Potencial de emisiones evitadas de CO₂ en 20 años en en ANP de Yum Balam y Cozumel, Quintana Roo, con base en la distribución de manglares conservados en los sitios piloto.

Superficie en condición conservada (ha)	Almacén promedio carbono aéreo (tC ha ⁻¹)*	Almacén promedio carbono subterráneo (tC ha ⁻¹)**	Tasa de deforestación anual (ha/año)***	Total de emisiones evitadas (tCO _{2e}) en 20 años***
Cozumel				
2,658	37.67	479.47	0.4%	407,006
Yum Balam				
7,216	43.09	707.60	0.04%	1,586,972
Total de emisiones evitadas (tCO_{2e})				1,993,978

*/** Herrera-Silveira et al., (en preparación).

*** La tasa de deforestación fue estimada de acuerdo a los resultados del análisis de imágenes satelitales específicas para las áreas de Cozumel y Yum Balam (Mendoza et al., en preparación).

Resumen de potencial de mitigación para los sitios de Cozumel y Yum Balam, Quintana Roo

El proyecto de carbono azul Taab Ché tiene un potencial de generar 2,844,362 créditos de carbono brutos, a los cuales se aplicará un buffer de riesgo (estimado con base en la metodología de Plan Vivo), y equivalente al 20% de los créditos de carbono, generándose 2,275,490 tCO_{2e} (créditos de carbono) que pueden ser colocados en el mercado voluntario de carbono a lo largo de 20 años para ambas intervenciones a través del Estandar de certificación de carbono Plan Vivo.

La importancia de aplicar un buffer de riesgo recae en la certeza que brinda el proyecto ante sus potenciales compradores; asegurando así la permanencia del carbono en el ecosistema a lo largo del proyecto en caso de que algún evento pueda ocasionar fugas de carbono (e.g. incendios o huracanes como riesgos naturales, y/o tala ilegal como riesgos sociales).

Conclusiones

La factibilidad de un proyecto de carbono azul dentro del mercado voluntario representa una oportunidad para incentivar la conservación y restauración de ecosistemas que brindan importantes servicios ambientales a nivel local y regional; sin embargo, su éxito dependerá de diversos factores sociales, políticos, económicos y de gestión territorial que dependen directamente del grado de aceptación y apoyo de la sociedad civil, y donde es determinante el tipo de vinculación que lleven las instituciones, autoridades federales, estatales y municipales con la ciudadanía.

La conservación, restauración y manejo sustentable de los ecosistemas de carbono azul representa una estrategia integradora para aterrizar instrumentos de política ambiental en materia de cambio climático tales como Estrategias de Cambio Climático en Áreas Naturales Protegidas, Programas Especiales de Cambio Climático y de Protección de Biodiversidad, además de diversos tratados internacionales que México ha firmado (CMNUCC, NDC, CDB). Representa además, una oportunidad costo efectiva para la adaptación y mitigación al cambio climático tanto para las comunidades, como para el sector gubernamental y privado.



Agradecimientos

Al personal técnico y del Laboratorio de Producción Primaria de Cinvestav-Unidad Mérida y un agradecimiento especial al Programa de Pequeñas Donaciones del Fondo para el Sistema Arrecifal Mesoamericano (MARFund), al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN) y al equipo de Resiliencia Azul A.C. así como a todas las personas involucradas en la exhaustiva toma de datos.

Literatura citada

- Adame MF, Brown CJ, Bejarano M, Herrera-Silveira JA, Ezcurra P, Kauffman JB, Birdsey R. 2018. The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conservation Letters* 11: e12445.
- Alongi DM. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76:1-13.
- CONABIO. 2020. Distribución de los manglares en México en 2020, Ciudad de México. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, 293–297.
- Erosa-Angulo J.; J. A. Herrera-Silveira Jorge; J. Caamal-Sosa; L. Carrillo-Baeza y C. Teutli-Hernández. 2016. Potencial de captura de carbono en los manglares en diferentes escenarios ambientales de la Península de Yucatán. 344-349. En: Paz, F., R. Torres. (editores). 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.
- Gumbrecht, T., Roman-Cuesta, R. M., Verchot, L., Herold, M., Wittman, F., Householder, E., Herold, N., & Murdiyarso, D. (2017). An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology* 23: 3581-3599.
- Herrera-Silveira JA, Pech-Cardenas MA, Morales-Ojeda SM, Cinco-Castro S, Camacho-Rico A, Caamal Sosa JP, Mendoza-Martinez JE, Pech-Poot EY, Montero J, Teutli-Hernandez C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ* 8:e8790.
- Howard J, Hoyt S, Isensee K, Telszewski M, Pidgeon E (eds.) 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (H.S. Eggleston, Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. Ed. Vol. 4). Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Kauffman JB, Donato DC y Adame MF. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Kauffman, J. B. y Donato, D. C. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working paper 86. Bogor, Indonesia.
- Masera, O., B. H. J. De Jong, I. Ricalde y A. Ordóñez. 2000. Consolidación de la Oficina Mexicana para la Mitigación de Gases de Efecto Invernadero. Reporte Final. México: INE-UNAM.
- Teutli-Hernández C.; M., Menéndez, F. Comín y J. A. Herrera-Silveira. 2016. Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado. 258-266. En: Paz, F., R. Torres. (editores). 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.

5.6. Evaluación retrospectiva de la acumulación de carbono orgánico en sedimentos de manglar de sitios contrastantes de la laguna de Términos (Campeche)

Jupin J. L. J.¹; Ruiz-Fernández A.C.²; Sánchez-Cabeza J.A.²; Pérez-Bernal L.H.²; Cardoso-Mohedano J. G.³; Gómez-Ponce M. A.³; Siffedine A.⁴ y Flores-Trujillo J. G.⁵

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, 04510 Ciudad de México.

² Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Calz. Montes Camarena s/n, 82040 Mazatlán, Sin., México.

³ Estación El Carmen. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Carretera Carmen Puerto Real Km. 9.5, 24157 Cd del Carmen, Camp, México.

⁴ Instituto de Investigaciones para el Desarrollo (IRD) en México. Ciudad Universitaria, 04510 Ciudad de México.

⁵ Universidad Autónoma del Carmen. Calle 56 No. 4, Col. Benito Juárez, 24180 Ciudad del Carmen, Camp, México.

Autor para correspondencia: caro@ola.icmyl.unam.mx.

Resumen

La laguna de Términos (LT) en Campeche ha sido ampliamente modificada a lo largo del tiempo como resultado del desarrollo urbano e industrial. Se presenta la evaluación preliminar de la variación temporal de la concentración y la tasa de acumulación de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios, recolectados en áreas de manglar de LT, bajo la influencia de los ríos Palizada (PA01) y Candelaria (CA03). Los sedimentos se caracterizaron por su distribución de tamaño de grano, susceptibilidad magnética y concentraciones de $CaCO_3$. Se estableció un modelo de edad, a partir del fechado con ^{210}Pb , que permitió estimar tasas de acumulación del sedimento y de C_{org} a lo largo del último siglo. Se observaron mayores concentraciones de C_{org} (7.1-14.4%) y menores tasas de acumulación másica (TAM; $0.06-0.3 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en CA03 que en PA01 (4.1-11.6% de C_{org} , $0.06-0.4 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$), aunque las tasas de acumulación de C_{org} fueron comparables entre los núcleos (PA01: $26-424 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; CA03: $55-374 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$). A pesar de que los sitios de estudio se encuentran en cuencas con características diferentes, ambos registros mostraron un aumento de la tasa de acumulación de C_{org} a lo largo del último siglo, debido principalmente al aumento de la TAM, que refleja el aumento de la erosión en las inmediaciones, probablemente resultado de la pérdida de la cobertura vegetal y al cambio de uso de suelo en las cuencas de ambos ríos.

Palabras clave: *Carbono Azul; fechado con ^{210}Pb ; manglares; Laguna de Términos.*

Abstract

Terminos Lagoon (LT) in Campeche has been extensively modified over time as a result of urban and industrial development. A preliminary evaluation of organic carbon (C_{org}) concentration and accumulation rate is presented, derived from the study of two sedimentary cores collected in LT mangrove areas under the influence of Palizada (PA01) and Candelaria (CA03) rivers. Sediments were characterized by grain size distribution, magnetic susceptibility, and $CaCO_3$ concentrations. An age model was established from ^{210}Pb dating and allowed estimating mass accumulation rates (MAR) and C_{org} accumulation rates over the last century. Higher C_{org} concentrations (7.1-14.4%) and lower MAR ($0.06-0.3 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) were observed in CA03 than in PA01 (4.1-11.6% of C_{org} , $0.06-0.4 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), although the C_{org} accumulation rates were comparable between cores (PA01: $26-424 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$; CA03: $55-374 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). Despite the different characteristics of the two river basins, both records showed an increase in C_{org} accumulation rate over the last century, mainly due to the increase in MAR, which reflects the increase in erosion, as a result of vegetation coverage loss and land use change in both river basins.

Key words: *Blue Carbon; ^{210}Pb dating; mangroves; Terminos lagoon.*

Introducción

La Laguna de Términos (LT) es la laguna costera más grande de México y es el límite oriental del delta del sistema Usumacinta-Grijalva, la segunda descarga fluvial más grande en el Golfo de México. Debido a sus extensos ecosistemas de manglar (143,045 ha; Mas et al., 2002), su alta biodiversidad, y su importancia como zona de migración de aves y de crianza para muchas especies costeras, LT ha sido designada como humedal de importancia internacional (sitio Ramsar 1356; RSIS, 2020), para proteger sus ecosistemas y especies de las diferentes actividades humanas que existen en esta zona, que incluyen desarrollo urbano, actividades agrícolas, ganaderas e industriales (petróleo y gas), pesca excesiva, dragado y deforestación. En LT, 8,127 ha de manglares (10%) desaparecieron entre 1970 y 2005 (CONABIO, 2013a, 2013b), así como 6,200 ha (31%) de bosques tropicales y 1,850 ha (1.8%) de vegetación acuática entre 1974 y 2001 (Soto-Galera et al., 2010).

Los ecosistemas de manglar proveen grandes beneficios y servicios para la biodiversidad y la sociedad humana, y representan un sumidero eficiente y de largo plazo de dióxido de carbono atmosférico, que contribuye a mitigar el cambio climático (Bouillon et al., 2008; Kristensen et al., 2008), lo que justifica el interés creciente de la comunidad internacional en protegerlos de la desaparición progresiva, principalmente resultado de la deforestación y del cambio de uso de suelo en el mundo (Breithaupt et al., 2012). Un estudio previo en LT, que utilizó núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb , mostró una reducción en la concentración y en la tasa de acumulación de C_{org} a lo largo del último siglo de la zona de la isla del Carmen, que se asoció al crecimiento de la ciudad El Carmen (Gonneea et al., 2004). No obstante, aún se desconoce la dinámica del C_{org} y su relación con los cambios antropogénicos en otras áreas de manglar de LT.

Para entender los cambios temporales en concentración y acumulación de C_{org} en sedimentos de manglar de LT, en respuesta a las perturbaciones humanas, se estudiaron núcleos sedimentarios recolectados en áreas influenciadas por sistemas fluviales contrastantes en términos hidrológicos, geológicos e intervención humana (río Palizada al oeste y río Candelaria al este). Se analizaron las propiedades del sedimento: la distribución de tamaño de grano (porcentajes de arena, limo y arcilla), la susceptibilidad magnética y las concentraciones de C_{org} y CaCO_3 . Se fecharon los núcleos por el método ^{210}Pb y se calcularon modelos de edad y tasas de acumulación del sedimento y de C_{org} a lo largo del último siglo. La hipótesis de trabajo es que el sistema Palizada ha sido más afectado por actividades humanas que el sistema Candelaria y, en consecuencia, la acumulación sedimentaria y de C_{org} en los manglares asociados al sistema Palizada mostrarían mayores cambios temporales también.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Ubicada al sureste del Golfo de México, LT cuenta con 70 km de largo y 30 km en su porción más ancha, una superficie de 1,936 km² y una profundidad media de 3.5 m (Contreras-Ruiz-Esparza et al., 2014). Está conectada al Golfo de México a través de dos entradas oceánicas, en cada extremo de la isla del Carmen, y dos sistemas fluviales principales (Palizada y Candelaria) representan 90% del aporte de agua dulce (Figura 1). Por sus características hidrogeológicas, la laguna puede separarse en dos subáreas: (1) la zona occidental de la laguna, que recibe el 75% de la descarga de agua dulce por el río Palizada, está caracterizada por aguas bien mezcladas y de baja salinidad, por sedimentos lodosos y por manglares de tipo ribereño bien desarrollados y altos; y (2) las zonas central y oriental de la laguna, que reciben menos agua dulce (15% del total) a través del río Candelaria, son poco profundas, con sedimentos principalmente calcáreos y manglares de tipo ribereño con tendencia borde (Ramos-Miranda y

Villalobos-Zapata, 2015). La zona occidental de LT tiene clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (tipo Am(f); 1800 mm año⁻¹) y la parte oriental es cálida sub-húmeda con menor precipitación (Aw2(w); 1400 mm año⁻¹) (García, 1973; Ochoa, 2003). LT ha sido modificada considerablemente por la actividad humana, en particular por la industria camaronera (a partir de la década de 1950) y petrolera (a partir de la década de 1970), para lo cual se han construido redes de caminos, ductos y canales en los humedales (Ochoa, 2003). El sistema del río Palizada muestra una disminución de 21% de la cobertura en manglar entre 1970 y 2020, mientras que Candelaria registra un 9% (CONABIO, 2013a, 2021). Entre 1981 y 2016, Palizada ha perdido una mayor fracción de bosques (15%) que Candelaria (8%) y el uso de suelo ha aumentado en mayor proporción en Palizada (37%) que en Candelaria (22%) (INE - INEGI, 1997; INEGI, 2016).

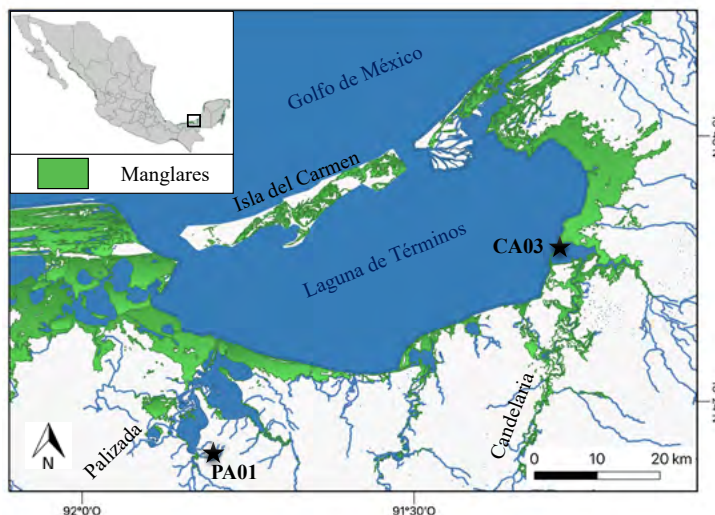


Figura 1. Ubicación de la laguna de Términos y de los sistemas fluviales Palizada y Candelaria. Las estrellas representan los núcleos sedimentarios PA01 y CA03.

Metodología

En febrero de 2021 se recolectaron dos núcleos sedimentarios (PA01 y CA03) (Figura 1, cuadro 1) mediante el enterramiento manual de tubos de PVC (10 cm de diámetro, 1 m de largo). Los sedimentos se extrudieron y seccionaron a intervalos de 1 cm de espesor. Las muestras se pesaron antes y después de liofilizar y se molieron en mortero de porcelana (excepto una alícuota para el análisis de tamaño de grano). Se determinaron los porcentajes de las fracciones de arcilla, limo y arena de los sedimentos por difracción de rayos láser (Mastersizer 2000E® Malvern); la susceptibilidad magnética (SM, $\times 10^{-5}$ SI) con un sistema Bartington MS2; y los porcentajes de pérdidas por ignición, por combustión en mufla a 550°C (PPI₅₅₀) y 950 °C (PPI₉₅₀), para estimar los porcentajes de C_{org} (50% del valor de PPI₅₅₀; Pribyl, 2010) y de CaCO₃ (PPI₉₅₀). Los núcleos se fecharon por el método de ²¹⁰Pb y los modelos de edad se corroboraron mediante los perfiles estratigráficos del radionúclido artificial ¹³⁷Cs. Las actividades de ambos radionúclidos se determinaron por espectrometría de rayos gamma (Ortec-Ametek GWL-150-15). Mediante el modelo de flujo constante (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012) se estimaron las edades y las tasas de acumulación másica (TAM) y las tasas de acumulación de C_{org} (g cm⁻² año⁻¹) se calcularon como producto de la concentración de C_{org} y la TAM (Ruiz-Fernández et al., 2018). Para el control de calidad de cada método, se determinaron la repetibilidad (mediante análisis de réplicas y su coeficiente de variación (CV (%) = desviación estándar / promedio \times 100) y la exactitud (mediante el análisis de materiales de referencia y el cálculo del Z-score). Se realizaron análisis de estadística descriptiva (promedio, desviación estándar, intervalos) y de varianza (ANOVA) para evaluar diferencias entre los valores de las variables analizadas en cada núcleo sedimentario.

Cuadro 1. Ubicación y características de los sitios de muestreo en zonas de manglar de la laguna de Términos, Campeche.

Código del núcleo	Fecha de muestreo (dd-mm-aaaa)	Latitud (°N) Longitud (°W)	Longitud del núcleo (cm)	Especies de mangle
PA01	11-02-2021	18°20'19.91" 91°47'45.25"	69	<i>Rhizophora mangle</i>
CA03	12-02-2021	18°37'38.70" 91°16'45.84"	76	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Laguncularia racemosa</i>

Resultados y Discusión

Propiedades de los sedimentos

Los sedimentos de ambos núcleos se caracterizaron por la predominancia de limos (>55%) y menores porcentajes de arcillas (<39%) y de arenas (<17%). Los valores promedio de limo fueron comparables entre los núcleos; aunque PA01 tuvo un porcentaje promedio significativamente ($p < 0.05$) mayor de arena y menor de arcilla que CA03. Los valores de SM en PA01 ($9.1-18.1 \times 10^{-5}$ SI) fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores que CA03 ($5.0-9.5 \times 10^{-5}$ SI). PA01 se encuentra influenciado por el río Palizada, que es más caudaloso y tiene una descarga 5 veces mayor que la del río Candelaria (INEGI, 2016b), lo que explica que los sedimentos tengan mayor porcentaje de arena que CA03. Los perfiles de PA01 mostraron un aumento progresivo de sedimentos finos y de SM hacia el presente, lo cual sugiere cambios en la procedencia de los sedimentos; mientras que los del núcleo CA03 mostraron escasa variación de ambas variables, excepto en el segmento de 5 a 24 cm, donde disminuyó el contenido de limos y se observaron máximos de arcilla y de SM en la sección 15-16 cm), quizás debido a un evento puntual.

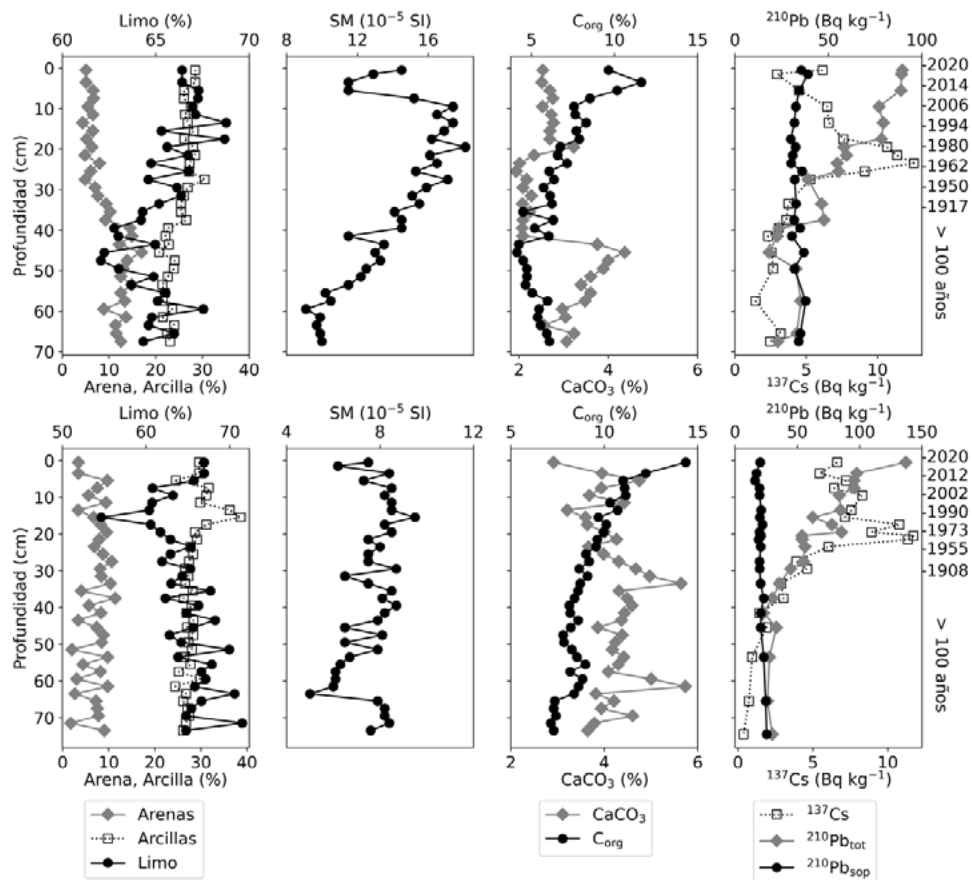


Figura 2. Porcentajes de arcilla, limo y arena, valores de susceptibilidad magnética (SM), concentraciones de C_{org} y $CaCO_3$, y actividades de $^{210}Pb_{tot}$, $^{210}Pb_{sop}$, y ^{137}Cs en los núcleos PA01 (arriba) y CA03 (abajo) de la laguna de Términos, Camp., México.

Los valores de C_{org} y $CaCO_3$ fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores en CA03 (C_{org} : 7.1-14.4%; $CaCO_3$: 2.9-5.7%) que en PA01 (C_{org} : 4.1-11.6%; $CaCO_3$: 1.9-4.4%). El intervalo de concentración de C_{org} en ambos núcleos fue comparable a los reportados para la isla del Carmen en LT (2-16 %, Gonnee et al., 2004), otros sitios de manglar de México (0.6-11.4% en Sinaloa, Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; 7.3–9.1% en Yucatán, Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira, 2015), y de otras partes del mundo (e.g. 3.5–12%, Nigeria, Essien et al., 2009; 0.7–5.9%, China, Qiu et al., 2011; 5.0–10%, Brasil, Pérez et al., 2018). Los más altos contenidos de $CaCO_3$ en CA03 se explican por la presencia de sedimentos calcáreos de origen marino del Terciario Reciente en la cuenca del río Candelaria y parte de la plataforma carbonatada de Yucatán (INEGI, 2016b). Ambos núcleos mostraron concentraciones de C_{org} decrecientes con la profundidad, característicos de condiciones estables de acumulación y degradación de C_{org} en sedimentos (Berner, 1981). El núcleo PA01 mostró máximos $CaCO_3$ en un segmento profundo (45-68 cm) y un segmento superficial (0-42 cm) con menor variabilidad. El perfil de $CaCO_3$ en CA03 tiene menor variación y dos máximos en las secciones 33-34 y 61-62 cm.

Fecha, tasa de acumulación del sedimento y del C_{org}

Los intervalos de actividad de $^{210}Pb_{tot}$ fueron comparables ($p > 0.05$) entre los núcleos. Los máximos de ^{137}Cs fueron consistentes con el periodo de máximo depósito atmosférico de ^{137}Cs (1962-1964) y permitieron corroborar el fechado. Las cronologías cubren el último siglo, con sedimentos acumulados a partir de 1908 ± 11 años (sección 35-36 cm) para PA01 y 1918 ± 9 años (sección 31-32 cm) para CA03. Las TAM fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores en PA01 ($0.06-0.4 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) que en CA03 ($0.06-0.3 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$), de acuerdo con la mayor descarga del río Palizada que del río Candelaria. Sin embargo, las tasas de acumulación de C_{org} fueron comparables ($p > 0.05$) entre los núcleos, debido a las más altas concentraciones de C_{org} en CA03.

Tanto la TAM como la tasa de acumulación de C_{org} aumentaron gradualmente desde los inicios del siglo pasado hacia el presente y tuvieron máximos en los años 1956 ± 6 y 1982 ± 3 para PA01 y en los años 1973 ± 3 y 1990 ± 2 para CA03, que pudieron haber sido causados por eventos excepcionales que ocurren frecuentemente en el Golfo de México (e.g. huracanes Gerda en 1958 y Hermine en 1980 para PA01; Carmen en 1974 y Gilbert en 1988 para CA03; CENAPRED, 2009; INEGI, 2016b). El aumento general de la tasa de acumulación de C_{org} puede deberse principalmente al aumento en la TAM, que explica más del 94% de su variabilidad ($r^2 = 0.94$ en PA01 y $r^2 = 0.97$ en CA03) en ambos núcleos. El aumento de la TAM en sistemas acuáticos perturbados se debe generalmente al aumento de la erosión por la pérdida de cobertura vegetal y el cambio de uso de suelo (Ruiz-Fernández et al., 2009). El cambio progresivo en la sedimentación, que influye en la dinámica de la acumulación de C_{org} , se puede evidenciar aún en sistemas con poca influencia antropogénica directa, como lo parecía el ecosistema de manglar en las inmediaciones del río Candelaria.

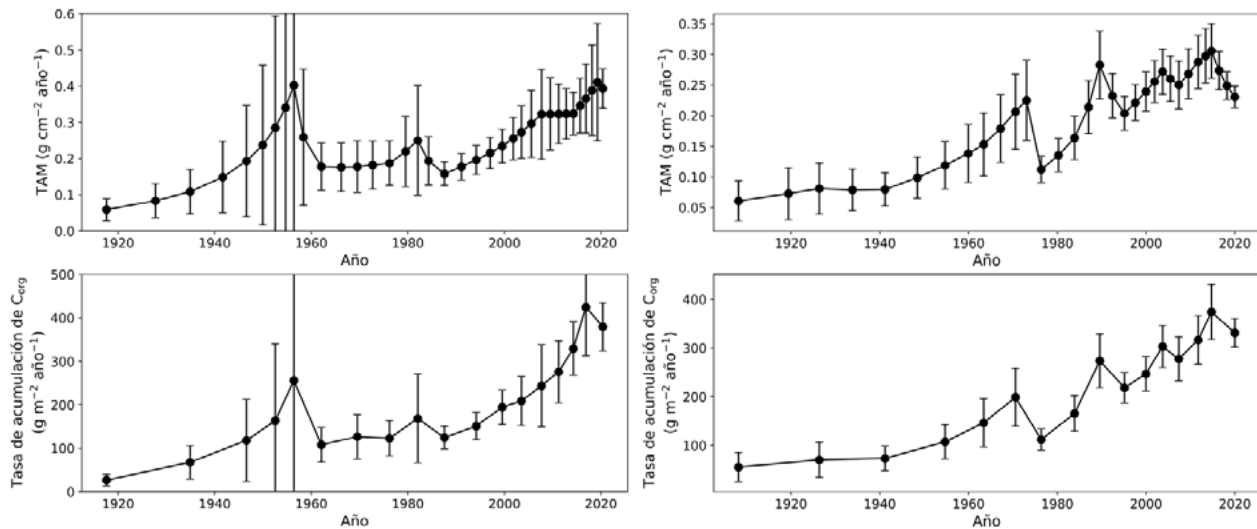


Figura 3. Tasa de acumulación másica (arriba) y tasa de acumulación de C_{org} (abajo) en los núcleos PA01 (izquierda) y CA03 (derecha) recolectados en la laguna de Términos, Campeche.

Conclusiones

El estudio de núcleos sedimentarios, fechados con ^{210}Pb , recolectados en sitios de manglar en zonas de influencia de los ríos Palizada y Candelaria en las inmediaciones de la laguna de Términos, mostró el aumento progresivo de las tasas de acumulación de sedimento y de C_{org} a lo largo del último siglo. Este aumento se debe al aumento de la erosión ocasionada por la pérdida de cobertura vegetal y cambio de uso de suelo en las cuencas de ambos ríos. A pesar de que se consideraba que las zonas aledañas al río Candelaria estaban menos influenciadas por actividades humanas que en la zona de influencia del río Palizada, los resultados preliminares muestran modificaciones progresivas de la dinámica sedimentaria que causan cambios en la acumulación de C_{org} en sedimentos de manglar en ambos sitios de estudio.

Agradecimientos

Investigación financiada por los proyectos PAPIIT-DGAPA IN102821 e IA101821, y una beca doctoral CONACYT a Jupin J. L. J.

Literatura citada

- Berner, R.A., 1981. A new geochemical classification of sedimentary environments. *J. Sediment. Petrol.* 51, 359–365.
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C., Kristensen, E., Lee, S.Y., Marchand, C., Middelburg, J.J., Rivera-Monroy, V.H., Smith, T.J., Twilley, R.R., 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochem. Cycles* 22, 1–12. <https://doi.org/10.1029/2007GB003052>
- Breithaupt, J.L., Smoak, J.M., Smith, T.J., Sanders, C.J., Hoare, A., 2012. Organic carbon burial rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochem. Cycles* 26, 1–11. <https://doi.org/10.1029/2012GB004375>
- CENAPRED, 2009. Impacto socioeconómico de los desastres en México.
- CONABIO, 2021. “Distribución de los manglares en México en 2020”, escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.
- CONABIO, 2016. “Distribución de los manglares en México en 2015”, escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México.
- CONABIO, 2013a. “Distribución de los manglares en México en 1970-1981”, escala: 1:50000. edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a.
- CONABIO, 2013b. “Distribución de los manglares en México en 2005”, escala: 1:50000. edición: 2. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto: GQ004, Los manglares de México: Estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo.
- Contreras-Ruiz-Esparza, A., Douillet, P., Zavala-Hidalgo, J., 2014. Tidal dynamics of the Terminos Lagoon, Mexico: Observations and 3D

- numerical modelling. *Ocean Dyn.* 64, 1349–1371. <https://doi.org/10.1007/s10236-014-0752-3>
- Essien, J.P., Antai, S.P., Olajire, A.A., 2009. Distribution, seasonal variations and ecotoxicological significance of heavy metals in sediments of cross river estuary mangrove swamp. *Water. Air. Soil Pollut.* <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9793-x>
- García, E., 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen: para adaptarlo a las condiciones de la república mexicana. Universidad Nacional Autónoma de México, p. 246.
- Gonneea, M.E., Paytan, A., Herrera-Silveira, J.A., 2004. Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61, 211–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.04.015>
- Gutiérrez-Mendoza, J., Herrera-silveira, J.A., 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo chaparro en un escenario cárstico. Estado actual del Conoc. del ciclo del carbono y sus interacciones en México Síntesis a 2014. 460–469.
- INE - INEGI, 1997. “Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie I (continuo nacional)”, escala: 1:250000. Instituto Nacional de Ecología - Dirección de Ordenamiento Ecológico General e Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI, 2016a. “Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Union)”, escala: 1:250 000. edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- INEGI, 2016b. Estudio de información integrada de la Cuenca Laguna de Términos y otras. México.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., Marchand, C., 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquat. Bot.* 89, 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Mas, J.F., Zetina, R., Alcántara, C., Barbeau, J., Flores, S., Hernández, D.A., Martínez, E.U., Palacio, J.L., Peralta, A., Pérez, A., 2002. Actualización del mapa de uso de suelo vegetación y hábitat críticos y elaboración de una base cartográfica digital del área protegida de la Laguna de Términos. EPOMEX, Inst. Geog. Univ. Nal. Autón. México, CONABIO.
- Ochoa, E.P., 2003. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) 1–17.
- Pérez-Segovia, A., Libardoni, B., Sanders, C.J., 2018. Factors influencing organic carbon accumulation in mangrove ecosystems. *Biol. Lett.* 14. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0237>
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Qiu, Y.W., Yu, K.F., Zhang, G., Wang, W.X., 2011. Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from three estuarine wetlands of Hainan Island, China. *J. Hazard. Mater.* <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.091>
- Ramos-Miranda, J., Villalobos-Zapata, G.J., 2015. Aspectos socioambientales de la región de la laguna de Términos, Campeche. Universidad Autónoma de Campeche.
- RSIS, 2020. Ramsar Sites Information Service. Playa Tortuguera El Verde Camacho: <https://rsis.ramsar.org/ris/1349> (25/05/2020). Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos: <https://rsis.ramsar.org/ris/1356> (25/05/2020).
- Ruiz-Fernández, A.C., Carnero-Bravo, V., Sánchez-Cabeza, J.A., Pérez-Bernal, L.H., Amaya-Monterrosa, O.A., Bojórquez-Sánchez, S., López-Mendoza, P.G., Cardoso-Mohedano, J.G., Dunbar, R.B., Mucciarone, D.A., Marmolejo-Rodríguez, A.J., 2018. Carbon burial and storage in tropical salt marshes under the influence of sea level rise. *Sci. Total Environ.* 630, 1628–1640.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., de Vernal, A., Machain-Castillo, M.L., Vásquez, L., Ghaleb, B., Aspiazú-Fabián, J.A., Páez-Osuna, F., 2009. Changes of coastal sedimentation in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Mexico, over the last 100 years from short-lived radionuclide measurements. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82, 525–536.
- Sanchez-Cabeza, J.A., Ruiz-Fernández, A.C., 2012. 210Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.12.024>
- Soto-Galera, E., Piera, J., López, P., 2010. Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 58, 565–575. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5229>
- Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): Bioavailability and Geochemical Fractioning. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 350–356.

5.7. Potencial de hidrógeno en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca, México

Ramos-Espejel Lorenzo I.¹; Chapa-Balcorta Cecilia.²; Norzagaray-López Carlos O. y Leal-Acosta María L.

¹ Licenciatura en Biología Marina, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oaxaca, México, C.P. 70902.

Autor para correspondencia: israel.umar@hotmail.com

² Instituto de Recursos, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oaxaca, México, C.P. 70902.

³ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, Ensenada, Baja California, México, C.P. 22860.

⁴ Instituto de Industrias, Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oaxaca, México, C.P. 70902.

Resumen

El aumento en las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico y el efecto de eutrofización, causan una disminución del potencial de hidrógeno en las lagunas costeras, las cuales pueden contribuir con la acidificación oceánica en las capas subsuperficiales debido a su conectividad. El estudio en la distribución espacial del potencial de hidrógeno y su relación con la temperatura y la salinidad sirve como herramienta para reconocer los procesos bioquímicos que predominan en los ecosistemas acuáticos. Con este fin, en el presente estudio se colectó un total de 22 muestras durante la temporada de secas en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca, México (12 en la laguna Pastoría y 10 en la laguna Chacahua), a las cuales se les midió la temperatura, se les determinó la salinidad por potenciometría y se calculó el potencial de hidrógeno mediante el software CO₂sys 1.1. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas de salinidad y potencial de hidrógeno entre las lagunas ($p_{\text{value}} < 0.05$). A su vez, la laguna Chacahua presentó mayor variación de temperatura, mayor salinidad y menor potencial de hidrógeno que la laguna Pastoría. De igual manera se encontró en la laguna Chacahua una correlación lineal inversamente proporcional de T y S con pH de 85% y 79% respectivamente. Se concluye que las distribuciones espaciales y la correlación lineal del pH con la salinidad y la temperatura permiten un acercamiento a los procesos dominantes en las lagunas costeras principalmente hidrológicos.

Palabras clave: *distribución espacial; hidrología; mezcla; salinidad; temperatura.*

Abstract

The increasing atmospheric carbon dioxide concentrations and eutrophication effect cause a decrease in coastal lagoons potential hydrogen, which can contribute to ocean acidification on its subsuperficial layers due to its connectivity with it. Potential hydrogen spatial distribution study and its relationship with temperature and salinity serves as a tool to recognize the biogeochemical processes that predominate in aquatic ecosystems. For this, in present study 22 samples were collected during the dry season in Chacahua-Pastoria lagoon complex, Oaxaca, Mexico (12 in Pastoria lagoon and 10 in Chacahua lagoon), to which temperature was measured, salinity was determined by potentiometry and potential hydrogen was calculated using CO₂sys 1.1 software. Statistically significant differences were found in salinity and potential hydrogen between lagoons ($p_{\text{value}} < 0.05$). At the same time, Chacahua lagoon presented greater variation in temperature, higher salinity, and lower potential hydrogen than Pastoria lagoon. Similarly, an inversely proportional linear correlation of temperature and salinity with potential hydrogen of 85% and 79% was found in Chacahua lagoon, respectively. It is concluded that spatial distributions and linear

correlation of potential hydrogen with salinity and temperature allow an approach to dominant processes in coastal lagoons, mainly hydrological.

Key words: *spatial distribution; hidrology; mixing; salinity; temperature.*

Introducción

Las lagunas costeras son reconocidas por jugar un papel fundamental en el ciclo del carbono debido a la intervención que tienen en el ciclo biogeoquímico global del carbono, ya que constituyen entre el 10 y 30% de la producción primaria neta del planeta (Ávila-López *et al.*, 2019; Herrera-Silveira *et al.*, 2019).

No obstante, el creciente incremento de las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico (CO₂) y las cargas excedentes de nutrientes (nitrógeno y fósforo disuelto, orgánico e inorgánico) provenientes de los diversos estresores, producen un desequilibrio ecológico en las poblaciones algales de las lagunas costeras ocasionando el efecto conocido como eutrofización, el cual se caracteriza por la formación de un ambiente anoxigénico (Laurent *et al.*, 2017). Además de este agotamiento de oxígeno, las concentraciones de carbono inorgánico disuelto aumentan y se produce una disminución del potencial de hidrógeno (pH) en el fondo de estos cuerpos acuáticos, y debido a la comunicación de las lagunas costeras con el océano, la acidificación de las capas subsuperficiales oceánicas es influenciada por este evento (Cai *et al.*, 2011; Sunda y Cai, 2012; Laurent *et al.*, 2017).

Debido a que el efecto de los procesos bioquímicos depende del pH (Soetaert *et al.*, 2007), el estudio del mismo permite una aproximación a los procesos que dominan en los ambientes acuáticos. En el presente trabajo se presenta un análisis de la distribución espacial de temperatura, salinidad y pH en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca, México obtenida durante la temporada de secas de 2018, con el objetivo de analizar el estado buffer e identificar los procesos que dominan el complejo lagunar durante esta temporada.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se trabajó con muestras de agua superficial obtenidas del complejo lagunar Chacahua-Pastoría el día 4 de abril de 2018 (periodo de estiaje). Se tomó un total de 20 muestras de las cuales 12 correspondieron a estaciones de muestreo situadas en la laguna Pastoría, y 8 a estaciones de muestreo situadas en la laguna de Chacahua (Figura 1).

Las muestras de agua fueron colectadas en superficie mediante el uso de una botella Niskin, posteriormente fueron vertidas en botellas de boro-silicato con tapón esmerilado. Se añadieron 100 µl de solución de cloruro de mercurio (HgCl₂) sobresaturado a cada una de estas para evitar alteraciones en las muestras por actividad biológica. Y con el fin de evitar el intercambio de CO₂ de las botellas con la atmósfera, se añadió grasa marca Apiezon al tapón esmerilado antes de ser colocado en la botella. Finalmente se hizo uso de dos ligas para el cierre de cada botella. En cada estación de muestreo se midió la temperatura (T) *in situ*.

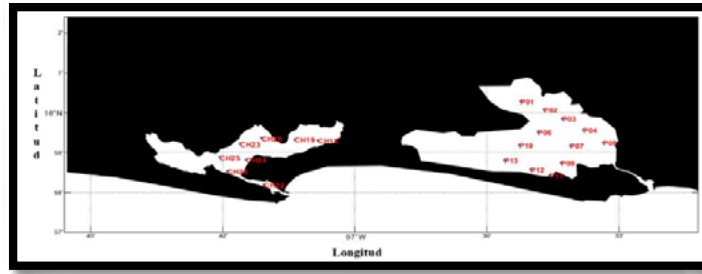


Figura 1. Estaciones de muestreo en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría.

Metodología

La salinidad se midió en laboratorio mediante el método potenciométrico con un potenciómetro YSI (modelo 3200) con una precisión de ± 0.1 . Y se realizó el cálculo del pH con ayuda del software CO₂sys 1.1 (Lewis y Wallace, 1998) a partir de los valores de AT, CID, T, S y presión *in situ*, para lo cual se hizo uso de las constantes de escala total de pH y las constantes de disociación de Luecker *et al.* (2000). La precisión de los cálculos de pH fue ± 0.01 unidades de pH.

Se analizó la normalidad de las variables mediante la prueba paramétrica Kruskal-Wallis considerando $W > .86$ y $p_{\text{value}} > 0.05$ y la homocedasticidad mediante la prueba de Levene considerando un $p_{\text{value}} < 0.05$. Se estimó la correlación lineal entre las variables de cada laguna mediante la prueba no-paramétrica de Spearman considerando un $p_{\text{value}} < 0.05$. De igual manera se identificaron las diferencias estadísticas entre las variables de ambas lagunas mediante la prueba paramétrica t-student y la alternativa no-paramétrica U de Mann-Whitney, dependiendo si los parámetros presentaron distribución normal o no, y considerando un $p_{\text{value}} < 0.05$.

Resultados y discusión

Se obtuvieron dos panoramas contrastantes con respecto a la salinidad en las lagunas Chacahua y Pastoría (Figura 2), las cuales tuvieron valores promedio de 35.26 ± 0.72 y 16.90 ± 0.14 respectivamente. La distribución espacial presentó un comportamiento similar al obtenido por Ahumada-Sempoal y Ruiz-García (2008) para el mes de abril de 1998 donde se pueden destacar 3 zonas: la primera es una zona de menor salinidad ubicada en la cabeza superior de la laguna Pastoría (P1-P5) donde la laguna conecta con los efluentes de los ríos San Francisco y Chacalapa, la segunda zona corresponde a valores de mayor salinidad alcanzado el máximo aquí reportado (17.5) ubicada en el interior de la laguna que abarca principalmente las zonas céntricas (P6, P7, P10, P13), en esta zona la laguna Pastoría conecta con la laguna Chacahua a través del canal el Corral, por lo cual se sugiere que durante el período de estudio esta zona fue formada por la diferencia de salinidades en ambas lagunas, y finalmente otra zona de salinidades menores ubicada en el borde inferior de la laguna (P8, P11, P12) donde existe la presencia de otro humedal.

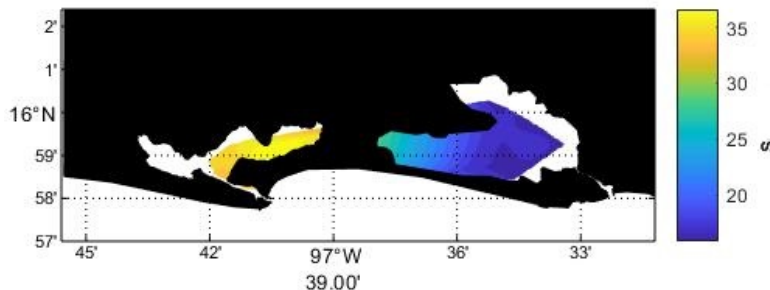


Figura 2. Distribución espacial de salinidad en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría durante la temporada de secas de 2018.

Los promedios de temperatura para la laguna Chacahua y Pastoría fueron de 28.31 ± 1.70 y 27.30 ± 0.28 respectivamente, en la laguna Chacahua se presentó mayor variación con un intervalo de 25.19-31.66 °C, con mayores temperaturas en el interior de la laguna y menores temperaturas cerca de la boca (Figura 3). Mientras que en la laguna Pastoría, esta variable presentó menor variación, con un intervalo de 26.83-28.28 °C, encontrándose los mayores valores en dirección al canal El Corral (Figura 3).

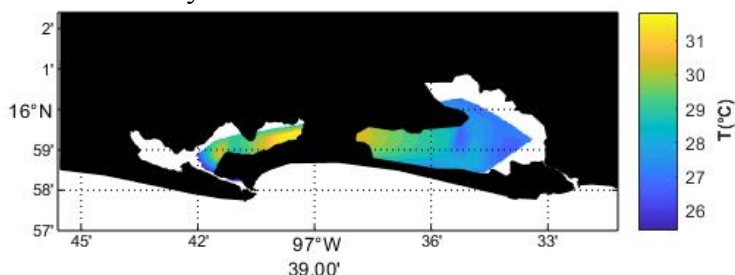


Figura 3. Distribución espacial de temperatura en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría durante la temporada de secas de 2018.

Con respecto al pH, se obtuvieron valores promedio de 7.77 ± 0.10 y 8.39 ± 0.07 para la laguna Chacahua y Pastoría respectivamente. Los valores mínimos de pH (~ 7.62) se presentaron en el interior de la laguna Chacahua la cual presentó conexión con el océano, en la cual también se observó un gradiente de disminución en dirección a la boca (Figura 4). Mientras que en la laguna pastoría se presentaron los valores máximos en la zona superior (P01 y P10) donde se encuentran los efluentes del río San Francisco y del río Chalcalapa (~ 8.50). En ésta última, se observó también una disminución de pH en la parte inferior (P08, P11, P12 y P13).

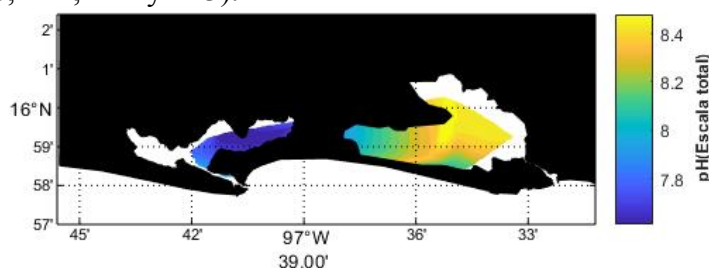


Figura 4. Distribución espacial de potencial de hidrógeno en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría durante la temporada de secas de 2018.

En general los valores de S, T (Ahumada y Ruiz, 2008) y pH (Contreras *et al.*, 2004; González y Rodríguez, 2002) obtenidos durante el presente estudio caen dentro de los intervalos anteriormente reportados para el área de estudio. Con excepción de los valores de pH obtenidos para la laguna Chacahua, debido a que los registros de monitoreo realizados por CONAGUA (2021) para esta laguna reportan valores anuales promedio y valores promedio de la temporada de secas por encima de 8.0 a diferencia de los observados en el presente estudio.

Los escenarios de salinidad reflejaron la importancia que tienen las bocanarras en las lagunas costeras, debido a que la laguna Pastoría, la cual con anterioridad se caracterizaba por presentar condiciones de hipersalinidad debido a la conectividad permanente que mantenía con el océano ($S > 34.5$; Contreras *et al.*, 2004; González y Rodríguez, 2002; Ahumada y Ruiz, 2008), en el presente trabajo presentó valores muy por debajo de los normales para el agua oceánica. Esto último coincidió con los registros de monitoreo de calidad del agua en México realizados por CONAGUA (2021), en donde se puede observar un descenso pronunciado de los valores de salinidad superficial dentro de la laguna Pastoría a partir del año 2017 ($S < 21$).

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las lagunas con respecto a la temperatura ($p_{\text{value}} < 0.05$) pero sí con respecto a la salinidad y el pH ($p_{\text{value}} < 0.05$) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resultados de contrastes de variables entre lagunas Chacahua y Pastoría. Se muestran las pruebas t-student y U-Mann-Whitney a un nivel de significancia de 95% ($p < 0.05$).

Prueba t-student			
Variabes Pastoría vs Chacahua	Valor de t	gl	Valor de p
Temperatura	-1.39	18	0.18
Prueba U-Mann Whitney			
Variabes Pastoría vs Chacahua	U	Z	Valor de p
Salinidad	0.00	-3.70	0.00
pH	0.00	3.70	0.00

Se encontró una correlación inversamente proporcional entre salinidad y pH del 79% y del 85% entre temperatura y pH en la laguna de Chacahua. Mientras que no se encontraron correlaciones significativas entre las variables en la laguna de Pastoría (Cuadro 2). Aunque se ha reportado con anterioridad que valores mínimos de salinidad coinciden con menores valores de pH, se ha sugerido que los valores mínimos de pH pueden deberse a la mezcla de distintas masas de agua o a la actividad heterotrófica (Gao *et al.*, 2005). De igual manera la alcalinidad, los sulfatos y los cloruros pueden jugar un papel importante en la determinación del pH (Lorena-García *et al.*, 2019).

Cuadro 2. Coeficientes de determinación de las variables en la laguna Chacahua y Pastoría a un nivel de significancia mayor a 95% ($p < 0.05$).

Correlaciones de Spearman		
R²		
Variabes	Laguna Chacahua	Laguna Pastoría
S vs T	-	-
S vs pH	-0.79	-
T vs pH	-0.85	-

Conclusiones

El conocimiento de la distribución espacial de variables asociadas al sistema de carbonatos permite tener un acercamiento a los procesos físicos, químicos o biológicos que predominan dentro de las lagunas costeras. En particular la correlación lineal de estas variables con la salinidad nos permite identificar si las variables se encuentran influenciadas por el proceso de mezcla dentro de los ecosistemas costeros.

La salinidad y el potencial de hidrógeno en las lagunas Chacahua y Pastoría son influenciados por la convergencia de aguas de distinta procedencia; en la laguna Chacahua principalmente por las aguas provenientes del océano y en la laguna Pastoría por aguas provenientes de los ríos y de pequeños humedales aledaños.

Agradecimientos

A mi tutora la Dra. Cecilia Chapa Balcorta, a la Dra. María Luisa Leal Acosta quien fue responsable de la colecta de muestras de agua en el complejo lagunar Chacahua-Pastoría bajo el proyecto UMAR-PTC-174, al Dr. Carlos Orion Norzagaray López, al Dr. José Martín Hernández Ayón, en general, al equipo del Laboratorio de Química de CO₂ Marino del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IO) de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por brindarme los fondos para concluir mi trabajo bajo el proyecto SEMARNAT-2016-01-27863.

Literatura citada

- Ahumada-Sempoal, M. A. y N. Ruiz-García. 2008. Características físicoquímicas de la laguna Pastoría, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar* 7(36): 3-17.
- Ávila-López, M. C., J. M. Hernández-Ayón, V. F. Camacho-Ibar, J. M. Sandoval-Gil y R. Vargas. Flujos en lagunas costeras: *Bahía de San Quintín* en Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (Eds). 2019. Estado del ciclo del carbono: *Agenda azul y verde*. Programa Mexicano del Carbono. México. 207-223.
- Cai W. -J., X. Hu, W. -J. Huang, M. C. Murrell, J. C. Lehrter, S. E. Lohrenz, W. C. Chou, W. Zhai, J. T. Hollibaugh, Y. Wang, P. Zhao, C. Guo, K. Gundersen, M. Dai y G. C. Gong. 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience* 4: 766-770.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2021. Calidad del agua en México. <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua> (Consulta: febrero 19, 2021).
- Contreras-Espinoza, F. y B. G. Warner. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hidrobiología* 511: 233-245.
- Gao, X., J. Song, X. Li, H. Yuan y N. Li. 2005. Spatial and temporal variations in pH and total alkalinity at the beginning of the rainy season in the Changjiang Estuary, China. *ACTA OCEANOLOGICA SINICA* 24(5): 68.
- García, S. L., A. Arguello, R. Parra, y M.P. Pilay. 2019. Factores que influyen en el pH del agua mediante la aplicación de modelos de regresión lineal. *INNOVA Research Journal* 4(2): 59-71.
- González, M. G. y E. A. Rodríguez. 2002. El sistema lagunar: cambios naturales, antropogénicos y su impacto en el ecosistema estuarino en Alfaro, M. & G. Sánchez. 2002. Chacahua: reflejos de un parque. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. 39-57.
- Herrera-Silveira J. A., S. M. Morales-Ojeda, I. Medina-Gómez, J. Ramírez-Ramírez, I. Osorio-Moreno, C. Teutli-Hernández, A. Aguilar-Trujillo, E. Pech-Poot, L. Carrillo-Baeza y A. Camacho-Rico. Almacenes y flujos en lagunas costeras: *Laguna Celestín* en Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez (Eds). 2019. Estado del ciclo del carbono: *Agenda azul y verde*. Programa Mexicano del Carbono. México. 224-239.
- Laurent A., K. Fennel, W.-J. Cai, W.-J. Huang, L. Barbero, y R. Wanninkhof. 2017. Eutrophication-induced acidification of coastal waters in the northern Gulf of Mexico: Insights into origin and processes from a coupled physical-biogeochemical model, *Geophys. Res. Lett.* 44: 946-956.
- Lewis, E. y D. Wallace. 1998. Program developed for CO₂ system calculations. (No. ORNL/cDIAC-105). Brookhaven National Laboratory, Department of Applied Science, United States, 31.
- Luecker, T. J., Dickson A. G., Keeling C. D. 2000. Ocean pCO₂ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity and equations for K₁ y K₂ validation base don laboratory measurements of CO₂ in gas in seawater at equilibrium. *Mar. Chem.* 70:105-119.
- Soetaert K., A. F. Hofmann, J. J. Middelburg, F. J. R. Meysman y J. Greenwood. 2007. The effect of biogeochemical processes on pH. *Marine Chemistry* 105: 30-51.
- Sunda W. G. y W.-J. Cai. 2012. Eutrophication Induced CO₂-Acidification of Subsurface Coastal Waters: Interactive Effects of Temperature, Salinity, and Atmospheric P_{CO2}. *Environ. Sci. Technol.* 46: 10651-10659.

5.8. Flujos de carbono inorgánico disuelto en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México

García-Burciaga Hugo O.¹; Chapa-Balcorta Cecilia²; López-Serrano Antonio²; Leal-Acosta María L.² y Flores-Ramírez Montserrat³.

¹ Carrera de Biología Marina. Universidad del Mar. Puerto Ángel, Oaxaca. C.P. 70902

² Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

³ Programa de Maestría en Ciencias: Ecología Marina, División de Estudios de Posgrado, Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Cd. Universitaria s/n, Oaxaca, 70902, México.

Autor para correspondencia: hugo.oswaldo.g.b@gmail.com

Resumen

En el Golfo de Tehuantepec (GT), el ciclo del carbono se ve influenciado por diferentes procesos oceanográficos, sin embargo, uno de los más importantes son los vientos tehuanos, que provocan cambios en la estructura de la columna de agua. Así mismo, en el extremo oeste del GT, se encuentran comunidades arrecifales representativas del Pacífico Oriental Tropical, los cuales son importantes almacenes de carbono. Con el objetivo de evaluar los componentes del sistema de carbonatos en Bahía Tangolunda, se tomaron muestras de la columna de agua en abril de 2017 (post-tehuano). Los resultados indican que hubo afloramiento de la masa de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) cerca de la costa, producto del desplazamiento de la masa de Agua Superficial Tropical (AST), provocado por vientos de alrededor de 6 m s^{-1} . En consecuencia, la superficie se enriqueció de CID ($>2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$), AT ($>2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y pCO_2 ($>1500 \mu\text{atm}$). Al mismo tiempo, se registraron altos niveles de Ω_{Ar} y Ω_{Cal} (>4 y >6 , respectivamente) y una disminución en el pH (~ 7.4) acidificando el agua superficial.

Palabras clave: *Golfo de Tehuantepec; comunidades arrecifales; vientos tehuanos.*

Abstract

In the Gulf of Tehuantepec (GT), the carbon cycle it's influenced by different oceanographic processes. However, one of the most important are the Tehuantepec winds, which cause changes in the water column structure. Likewise, in the extreme west of the GT, there are reef communities representatives of the Eastern Tropical Pacific, which are important carbon stores. To evaluate the components of the carbonate system in Tangolunda Bay, we take samples from the water column in April 2017 (post-Tehuano). Results indicate an outcrop of the Subtropical Subsurface Water mass (StSsW) near the coast, as a result of the displacement of the Tropical Surface Water mass (TSW) caused by winds of 6 m s^{-1} . Consequently, the surface was enriched for dissolved inorganic carbon (DIC) ($>2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$), with the highest concentrations of Total alkalinity (TA) ($> 2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$) and pCO_2 ($>1500 \mu\text{atm}$). At the same time, high levels of aragonite saturation (Ω_{Ar}) and calcite saturation Ω_{Cal} (>4 and >6 , respectively) and a decrease in pH (7.4) acidifying the surface water.

Key words: *Gulf of Tehuantepec; reef communities; Tehuanos.*

Introducción

En el océano, el carbono es un elemento importante en la biogeoquímica marina. Provee el amortiguamiento ácido-base de los océanos lo que regula el pH, es elemento clave para la bomba biológica, proporciona el carbono necesario para la productividad primaria y controla la solubilidad y precipitación de los carbonatos de calcio, de este modo, el intercambio de CO_2 océano-atmósfera es regulado (Bustos-Serrano, 2010). De igual manera, el ciclo del carbono también está influenciado por

diferentes procesos oceanográficos tales como corrientes marinas, remolinos de mesoescala, surgencias costeras, vientos, aportes fluviales, entre otros (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015b).

En México, frente al Golfo de Tehuantepec (GT), los vientos de chorro conocidos como nortes o tehuanos, provocan cambios en la estructura de la columna de agua y en la circulación oceánica. Estos vientos, viajan desde latitudes altas, en dirección de norte a sur y llegan hasta el Golfo de México normalmente entre septiembre y mayo (Schultz, 2005), donde el viento se canaliza por una de las brechas más prominentes de México, conocida como el Paso de la Chivela. En consecuencia, los vientos atraviesan del Golfo de México al Pacífico, emergiendo directamente sobre el GT a velocidades mayores a 10 m s^{-1} e intensificándose en la temporada de invierno (Steenburgh *et al.*, 1998; Flores-Vidal *et al.*, 2011; Barton *et al.*, 1993; Romero-Centeno *et al.*, 2003). Los tehuanos provocan el ascenso de la masa de Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs) enriqueciendo las aguas superficiales de nutrientes, pero también de carbono inorgánico disuelto (CID), al mismo tiempo, disminuyen el pH y la saturación de aragonita (Ω_{Ar}) y calcita (Ω_{Cal}). Durante estos eventos de vientos tehuanos, generalmente, el GT aporta CO_2 a la atmósfera y en temporada de ausencia de tehuanos el GT absorbe CO_2 (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a; Hernández-Ayón *et al.*, 2013).

En el extremo oeste del GT, en Bahías de Huatulco, Oaxaca, se encuentran arrecifes de coral representativos del Pacífico Oriental Tropical (Glynn & Leyte, 1997), los cuales presentan un esqueleto de carbonato de calcio, convirtiéndolos en importantes almacenes de carbono. Sin embargo, características del esqueleto como su densidad o su tasa de crecimiento, depende de la temperatura del agua y su alcalinidad, siendo el CO_2 disuelto en el agua de mar más fácil de precipitar como carbonato en condiciones ligeramente más alcalinas y de mayor temperatura (Langdon *et al.*, 2000).

En la actualidad existen pocos estudios sobre el sistema del carbono en comunidades arrecifales del GT, y teniendo en cuenta que la zona es considerada un laboratorio natural por sus características únicas, resultado de los vientos tehuanos, el presente estudio tiene como objetivo evaluar los componentes del sistema de carbonatos en Bahías de Huatulco.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México, en el periodo de abril de 2017 frente a Bahía Tangolunda en el buque de investigación oceanográfico ARM “Río Tecolutla” (BI-08) de la Secretaría de Marina. (Figura 1).

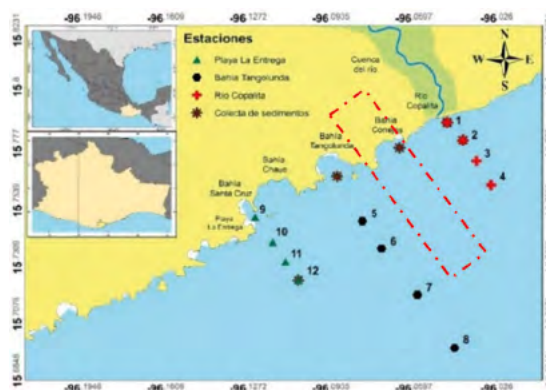


Figura 1. Localización del área de estudio. El rectángulo rojo representa el transecto frente a Bahía Tangolunda.

Metodología

Se hizo un transecto con cuatro estaciones donde recolectaron muestras de agua a diferentes profundidades que van desde la superficie hasta los 100 m de profundidad, esto cuando el fondo oceánico lo permitía. Las muestras fueron obtenidas usando botellas Niskin y almacenadas en botellas de borosilicato de 1L. Los datos de temperatura y salinidad se tomaron con un CTD.

En el laboratorio se analizó el CID y la alcalinidad total (AT). El CID, se determinó por acidificación y detección coulométrica en el analizador UIC modelo CM140. La AT, se determinó empleando una titulación de celda abierta en el titulador automático Metrohm 876 Dosimat plus. En ambos casos, los resultados se expresan en micromoles por kilogramo de agua de mar ($\mu\text{mol kg}^{-1}$). A partir de estos resultados, se calcularon el pH, el $p\text{CO}_2$, Ω_{Ar} y Ω_{Ca} , con el programa CO2SYS versión 1.1 para MATLAB (Lewis & Wallace 1998) con las constantes de agua de mar estándar y las constantes de disociación K1 y K2 de Lueker *et al.*, (2000) así como la temperatura, salinidad y presión *in situ*.

Para identificar los eventos de vientos tehuanos, se obtuvieron datos satelitales de la velocidad del viento (m s^{-1}), así como las componentes del viento meridional (v) y zonal (u), de los promedios mensuales y diarios de las fechas de los muestreos. Lo anterior, se obtuvo del servidor web marine.copernicus.eu.

Resultados y Discusiones

Vientos Tehuanos

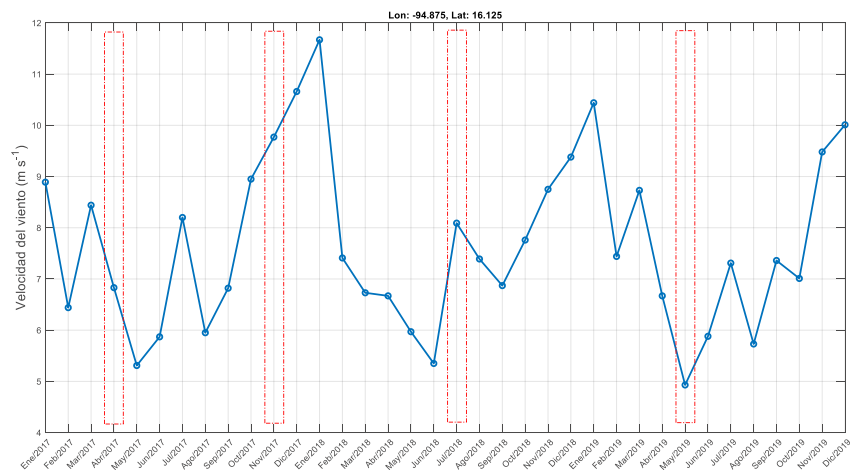


Figura 2. Promedio mensual de la velocidad del viento (m s^{-1}) del periodo de 2017 al 2019. Los rectángulos rojos representan las fechas de las campañas de muestreo.

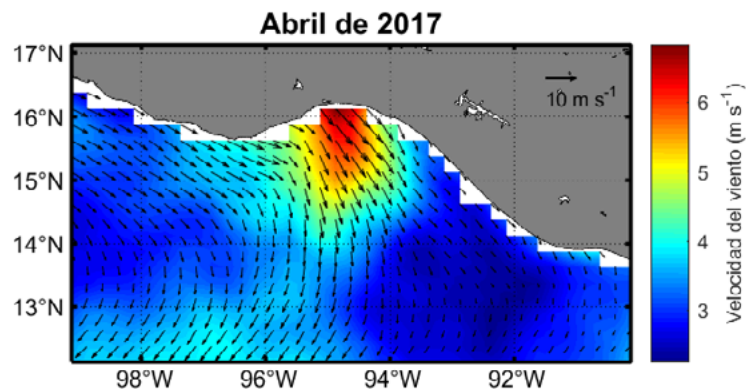


Figura 3. Promedio mensual de abril en el 2017 de la velocidad del viento en m s^{-1} en el Golfo de Tehuantepec.

Para el periodo de 2017-2019 se observaron vientos tehuanos en los meses de marzo, julio y de octubre a diciembre. Sin embargo, en los tres años, se registraron los vientos con mayor velocidad en la temporada de invierno, de octubre a noviembre, superando los 10 m s^{-1} (Figura 2). La campaña de muestreo de abril de 2017 coincidió con condiciones de post-tehuano y se registraron velocidades de viento mayores a los 6 m s^{-1} con dirección sureste cerca de la costa (Figura 3).

Sistema de carbonatos frente a Bahía Tangolunda

El 27 de abril de 2017 frente a Bahía Tangolunda, se encontraron aguas calidas en la superficie ($\sim 28.5^\circ\text{C}$) y una pequeña disminución de la temperatura (~ 27.8), cerca de los 5 km de distancia con respecto a la costa. La termoclina y la haloclina estaban a unos 20 y 30 m de profundidad, respectivamente. Por otra parte, se observó una masa de agua con altas concentraciones de CID ($\sim 2000 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y pCO_2 ($\sim 1000 \mu\text{atm}$), igualmente, bajos niveles de pH (~ 7.6), entre los 50 y 100 m de profundidad en las estaciones más alejadas de la costa, entre los 7.5 y 10.4 km de distancia. Sin embargo, se observó que esta masa de agua afloró cerca de la costa, entre los 4.8 y 6.0 km de distancia, y siguió desplazándose por la superficie mar adentro enriqueciendo aproximadamente 10 m de profundidad con CID (>2200), AT ($>2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y pCO_2 ($>1500 \mu\text{atm}$), al mismo tiempo, aumentaron los niveles de Ω_{Ar} y Ω_{Cal} (>4 y >6 , respectivamente). Como consecuencia de este ascenso de agua, el pH disminuyó a niveles menores de 7.4 acidificando las aguas superficiales (Figura 4).

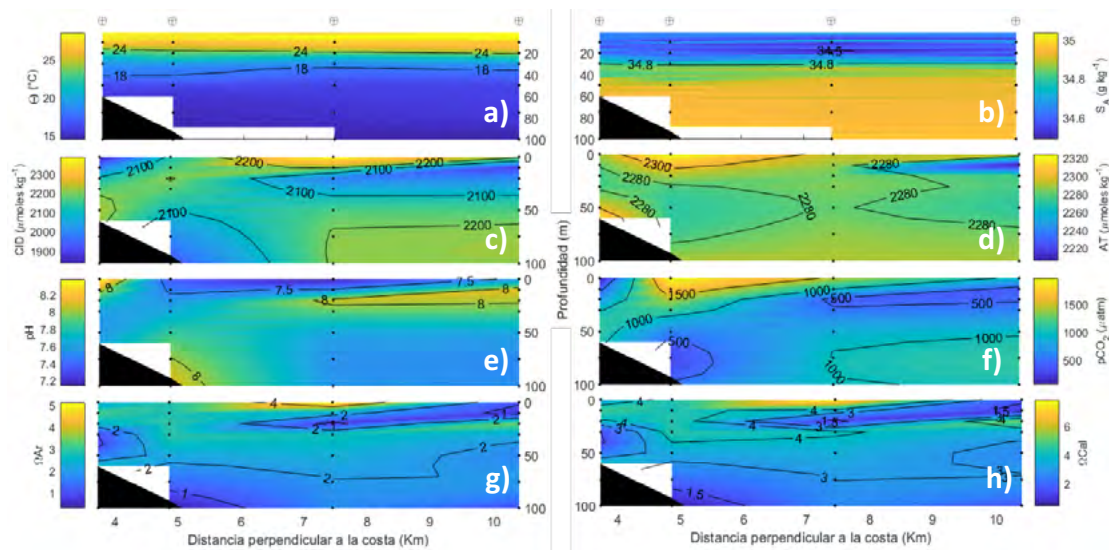


Figura 4. Perfil vertical del transecto frente a Bahía Tangolunda para el día 27 de abril de 2017. Los círculos en parte superior indican las estaciones de muestreo, los puntos negros representan la profundidad donde se obtuvieron las muestras y la parte inferior indica la distancia perpendicular a la costa en kilómetros. a) Temperatura conservativa ($^\circ\text{C}$), b) Salinidad absoluta (g kg^{-1}), c) Carbono inorgánico disuelto ($\mu\text{moles kg}^{-1}$), d) Alcalinidad total ($\mu\text{moles kg}^{-1}$), e) pH, f) Presión parcial del CO_2 (μatm), g) Saturación de Aragonita y h) Saturación de Calcita.

Conclusiones

En síntesis, en el mes abril de 2017 frente a Bahía Tangolunda, hubo condiciones de post-tehuano con velocidades de vientos superiores a los 6 m s^{-1} con dirección sureste cerca de la costa. Mientras tanto, el sistema de carbonatos indica que hubo un ascenso de agua enriqueciendo la superficie con altas concentraciones de CID lo que provocó altas concentraciones de AT, una elevada pCO_2 y niveles bajos de pH. Al mismo tiempo altos niveles de Ω_{Ar} y Ω_{Cal} . Cabe mencionar, que este afloramiento de agua disminuyó ligeramente la temperatura superficial. Se pueden identificar estas masas de agua por sus

características particulares de temperatura, salinidad, CID y $p\text{CO}_2$ siendo la masa de Agua Superficial Tropical (ATM) la que se encuentra entre la superficie y los 50 m de profundidad y la masa de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) entre los 70 y 100 m de profundidad (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015b). Como se puede inferir, los vientos provocaron un ligero desplazamiento de la ATM hacia mar adentro, como resultado la ASsSt asciende sustituyendo el agua desplazada acidificando la superficie del agua.

Agradecimientos

Al “Programa permanente de monitoreo de la acidificación del océano y su efecto en corales formadores de arrecifes en México” por el financiamiento de este trabajo; a PRODEP por el apoyo económico; a la Secretaría de Marina por el uso del buque de investigación oceanográfico ARM “Río Tecolutla” (BI-08) para la colecta de las muestras; a la Dra. Cecilia Chapa Balcorta por enseñarme las técnicas de colecta y análisis de las muestras; a la Hidrobiól. Montserrat Flores Ramírez por ayudar al análisis de CID; al Ocean. Pablo Gregorio Ruiz Pérez por el análisis de CID y AT de las muestras del mes de abril y un agradecimiento a todas las personas involucradas en la toma de muestras.

Literatura citada

- Barton, E. D., M.L. Argote, J. Brown, P.M. Kosro, M. Lavin, J.M. Robles, R.L. Smith, A. Trasvia and H.S. Velez. 1993. Supersquirt: dynamics of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Oceanography* 6(1):23-30.
- Bustos-Serrano, H. 2010. The carbonate system in natural Waters.
- Chapa-Balcorta C., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu y A. Siqueiros-Valencia. 2015a. Flujos de carbono en el Golfo de Tehuantepec posterior a eventos Tehuanos. *Programa Mexicano del Carbono* 501-507.
- Chapa-Balcorta, C., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu, E. Beier, S.R. Alin and A. López-Pérez. 2015b. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120: 7752–7770 DOI: 10.1002/2015JC011249.
- Chapa-Balcorta, C., M. Hernández-Ayón, R.A. López-Pérez, A. Siqueiros-Valencia, C.O. Norzagaray-López y A.R. Guerra-Mendoza. 2017. Intercambio océano-atmósfera de CO₂ en un ecosistema coralino del Pacífico tropical mexicano. *Programa Mexicano del Carbono* 283-289.
- Flores-Vidal, X., R. Durazo, C. Chavanne and P. Flament. 2011. Coastal circulation in the absence of wind in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: High-frequency radar observations. *Ciencias Marinas* 37(4A):493-512.
- Glynn, P.W. and G.E. Leyte. 1997. Coral reefs of Huatulco, West Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical* 1033-1047.
- Langdon, C., T. Takahashi, C. Sweeney, D.W. Chipman, J.G. Goddard, F. Marubini, H. Aceves, H. Barnett and M.J. Atkinson. 2000. Effect of Calcium Carbonate Saturation State on the Calcification Rate of an Experimental Coral Reef. *PANGAEA* 14:639-654.
- Lewis, E. and D.W.R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
- Lueker, T.J., A.G. Dickson and C.D. Keeling. 2000. Ocean $p\text{CO}_2$ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K₁ and K₂: Validation based on laboratory measurements of CO₂ in gas and seawater at equilibrium, *Marine Chemistry* 70(1-3):105-119.
- Romero-Centeno, R., J. Zavala-Hidalgo, A. Gallegos and J.J. O'Brien. 2003. Isthmus of Tehuantepec Wind Climatology and ENSO Signal. *Journal of Climate* 16(15):2628-2639.
- Schultz, D.M. 2005. A review of cold fronts with prefrontal troughs and wind shifts. *Monthly weather review* 133(8):2449-2472.
- Steenburgh, W.J., D.M. Schultz and B.A. Colle. 1998. The Structure and Evolution of Gap Outflow over the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *American Meteorological Society* 126:2673-2691.
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology and Oceanography: Methods* 351-362.
- Weiss R.F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry* 2:203-215.

5.9. Dinámica del carbono (almacenamiento y captura) en un transecto del manglar El Playón en Sian Ka'an, Quintana Roo

Cortes-Esquivel José L.¹; Herrera-Silveira Jorge A.¹; Quintana-Owen Patricia²; Teutli-Hernández Claudia¹; Pérez-Martínez Oscar¹ y Pech-Poot Eunice¹.

¹ Departamento de Recursos del Mar, Doctorado en Ciencias Marinas, CINVESTAV Unidad Mérida, Km 6, Antigua Carretera Mérida-Progreso, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

² Departamento de Física Aplicada, Laboratorio Nacional de Nano y Biomateriales (LANNBIO), CINVESTAV Unidad Mérida, Km 6, Antigua Carretera Mérida-Progreso, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

Autor de correspondencia: josel.cortes@cinvestav.mx

Resumen

Los manglares como ecosistema representan uno de los almacenes más importantes de carbono en el mundo. Al encontrarse en zonas cercanas a la costa son amenazados por la deforestación y cambio de uso de suelo para actividades principalmente turísticas, por lo que pierden de forma significativa la capacidad de ese almacenamiento, de ahí la importancia de conservar y restaurar este tipo de bosques. Los manglares pueden almacenar hasta cinco veces más carbono orgánico (Corg) en sus suelos que otros tipos de bosques, sin embargo, la degradación de estos puede liberar una gran cantidad de CO₂ hacia la atmósfera. El objetivo fue analizar el incremento del promedio del Corg contenido en perfiles de suelo en un transecto del sitio de restauración de manglar El Playón del ANP de Sian Ka'an, comparando el almacén del Corg al inicio de las acciones de restauración (2014) con el mismo transecto cinco años después (2019). Además, se obtuvo el porcentaje de vegetación de un área superficial de 27 ha con ayuda de ArcGis en la zona donde se realizó el transecto. Se concluyó que: i) se observa incremento del promedio de almacén de Corg (Mg ha⁻¹) de aproximadamente tres veces a lo registrado al inicio de la restauración; ii) se observó una recuperación de 7% de manglar en cinco años, iii) se determinaron las emisiones de CO₂e a la atmósfera por degradación del manglar y, iv) a partir de la diferencia del almacén de carbono en el periodo de tiempo (2014-2019) se obtuvo la captura de carbono por año.

Palabras clave: *Perfiles de suelo, promedio de carbono orgánico, emisiones, captura de carbono.*

Abstract

Mangroves as an ecosystem represent one of the most important carbon stores in the world. Being in areas close to the coast, they are threatened by deforestation and change of land use for mainly tourist activities, so they significantly lose the storage capacity, hence the importance of conserving and restoring this type of forest. Mangroves can store up to five times more organic carbon (OC) in their soils than other types of forests, however, the degradation of these can release a large amount of CO₂ into the atmosphere. The objective was to analyze the increase in the average OC contained in soil profiles in a transect of the El Playón mangrove restoration site of the ANP of Sian Ka'an, comparing the OC warehouse at the beginning of the restoration actions (2014) with the same transect five years later (2019). In addition, the percentage of vegetation of a surface area of 27 ha was obtained with the help of ArcGis in the area where the transect was carried out. It was concluded that: i) there is an increase in the average OC storage (Mg ha⁻¹) of approximately three times that registered at the beginning of the restoration; ii) a 7% recovery of mangroves was observed in five years, iii) CO₂e emissions to the atmosphere were determined by degradation of the mangroves and, iv) from the difference in the carbon store in the period of time (2014 -2019) the carbon sequestration per year was obtained.

Keywords: *Soil profiles, average organic carbon, emissions, carbon sequestration.*

Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros que desempeñan una función importante en el medio ambiente, ya que son la primera barrera contra la erosión eólica, el oleaje, huracanes e inundaciones en las zonas costeras (Alongi *et al.*, 1998; Giri *et al.*, 2011; Herrera-Silveira *et al.*, 2014; Herrera-Silveira *et al.*, 2019). Por otro lado, las actividades humanas como la deforestación y el cambio de uso de suelo en las zonas costeras dan como resultado la degradación de estos ecosistemas. Al degradar los manglares se pierde significativamente la capacidad de almacenamiento de carbono en los suelos liberando CO₂ hacia la atmósfera (Lal, 2003; Barreto *et al.*, 2016), convirtiéndolos de sumideros de gases de efecto invernadero a emisores hacia la atmósfera.

Las estrategias utilizadas para realizar la restauración ecológica en los manglares tienen como prioridad el identificar la relación que tiene la hidrología, la geomorfología, los estresores y las características estructurales y las funciones del ecosistema para identificar un plan de acción que sea exitoso y que permita la recuperación del manglar degradado. (Teutli-Hernández *et al.*, 2020).

El Corg es el componente principal contenido en la materia orgánica (MO) en el suelo, con ello se estima que alrededor del 58% de componentes inmersos en la MO pertenecen al Corg (Van Bemmelen, 1890), además se considera que este Corg se encuentra con mayor presencia en los primeros centímetros del perfil del suelo (WRB, 2015; FAO, 2017).

Estudios previos han demostrado que los manglares pueden almacenar hasta cinco veces más carbono que otros tipos de bosques (Alongi *et al.*, 1998; Murray *et al.*, 2011); sin embargo, pocos trabajos han observado la variación del Corg almacenado a lo largo del perfil de los suelos del manglar en proceso de restauración (Arenas, 2019; Cinco-Castro *et al.*, 2020), por lo que, no hay estudios que comparen perfiles de suelo a lo largo de un transecto en proceso de restauración de manglares.

El objetivo de este trabajo fue analizar el incremento del promedio del Corg contenido en perfiles de suelo a lo largo de un transecto, comparando el almacén del Corg al inicio de las acciones de restauración (año 2014) con uno de cinco años después (año 2019). De esta forma se podrá determinar si los suelos recuperan su capacidad de almacenamiento de Corg y la captura de carbono en un periodo de cinco años en el sitio de El Playón en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBSK).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Playón se ubica en la costa Centro-Este del estado de Quintana Roo, se encuentra sobre una planicie caliza, su vegetación es principalmente manglar de tipo Chaparro (Arenas, 2019; Teutli-Hernández *et al.*, 2020).

A partir de estudios previos (SYLVATICA, 2009; INECC/SEMARNAT-IMTA, 2011), el bosque de manglar de El Playón fue diagnosticado como un manglar degradado. Esta condición es el resultado del cambio hidrológico ocasionado por la construcción de un camino para atravesar la RBSK y acceder al sitio de El Playón. Este camino causó el corte del flujo hídrico de la zona norte hacia la zona sur del manglar y con el tiempo ocasionó que el sitio se secará y con ellos hubo cambio en las propiedades fisicoquímicas del suelo, dando lugar a la muerte del manglar. Una consecuencia fue entre otros cambios en el color del suelo, y con ello posiblemente del contenido de carbono en el suelo de la zona degradada.

A partir del 2014 se han implementado estrategias para la restauración del manglar acompañadas de un programa de monitoreo anual para dar seguimiento al éxito de las estrategias. En este trabajo se presenta la comparación de las concentraciones de carbono en perfiles de suelo de un transecto con seis puntos de muestreo en un periodo de cinco años (2014 y 2019). La distancia entre cada punto de muestreo fue de 210 m, por lo que el transecto cubre más de 1.2 km de largo. En cada punto se obtuvo un perfil

de suelo con ayuda de un nucleador metálico. Adicionalmente, se muestreó un perfil de suelo de referencia en la zona conservada que se utilizó para la comparación entre las zonas (Figura 1).

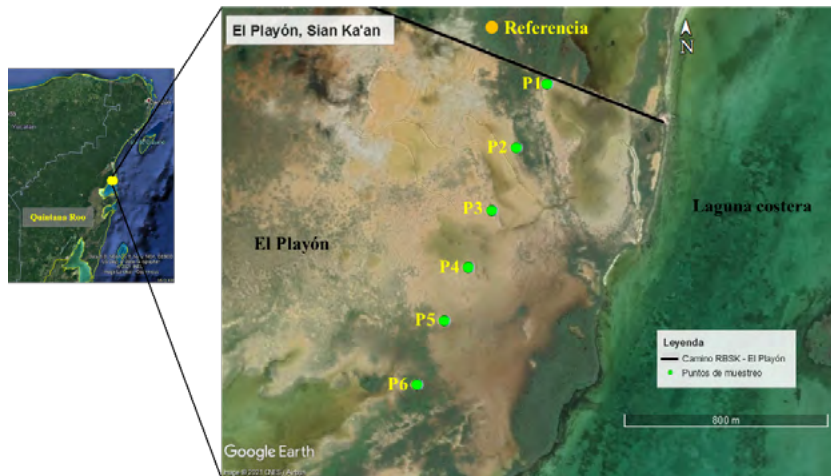


Figura 1. Mapa de puntos de muestreo a lo largo de un transecto en El Playón en la RBSK, Quintana Roo.

Análisis fisicoquímicos

Las muestras de suelo se analizaron con el método de combustión seca usando un autoanalizador elemental CHN (FLASH-EA-2000), calcinando las muestras ($\sim 1800^{\circ}\text{C}$) y transformándola en una mezcla de gases, los cuales pasaron por diferentes columnas para finalmente detectar las moléculas de carbono por cromatografía de gases. Los resultados se obtuvieron en concentración (%), posteriormente se convirtieron a (Mg ha^{-1}) utilizando los datos de densidad aparente que se obtuvieron a partir de método de cilindro, donde se tiene un volumen conocido y la muestra contenida en ese cilindro se seca y se pesa para finalmente obtener la densidad aparente y, por último, se convirtieron a $\text{Mg CO}_2\text{e ha}^{-1}$ con la ecuación utilizada por Kauffman *et al.*, (2014).

Análisis de datos

Se compararon los valores promedio de cada transecto entre años de muestreo. Se realizó una gráfica con los promedios del almacenamiento de Corg (Mg ha^{-1}) de los seis perfiles de suelo en los dos años (2014 y 2019) y se compararon con el promedio de un perfil ubicado en la zona conservada, posteriormente se obtuvo la captura de carbono con la diferencia entre el carbono del año 2014 con las concentraciones de 2019 para cada punto que posteriormente se dividieron entre los años transcurridos arrojando valores en $\text{Mg C ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$.

Además, se analizaron dos imágenes satelitales obtenidas a partir de Google Earth correspondientes a la zona del transecto de los dos años para identificar la cobertura vegetal sobre el transecto, donde, se cubrió un área de aproximadamente 27 ha, este procedimiento se realizó con ayuda del software ArcGIS 10.2.

Resultados y Discusión

Los resultados mostraron que en el año 2014 el perfil P6 contaba con el promedio de almacenamiento de Corg más alto con $73.35 \pm 23.91 \text{ Mg ha}^{-1}$, mientras que los promedios de los de los perfiles P1, P3 y P5 contaban con valores muy parecidos que van de los 43.72 Mg ha^{-1} a los 46.88 Mg ha^{-1} . Los promedios más bajos se observaron en los perfiles P4 y P2 con valores de 33.30 ± 10.41 y $33.07 \pm 1.89 \text{ Mg ha}^{-1}$. Para el año 2019 se observa un claro incremento en los promedios del almacenamiento de Corg en los

perfiles de suelos que van de los $133.74 \pm 70.08 \text{ Mg ha}^{-1}$ en el perfil P4 hasta los $325.98 \pm 10.87 \text{ Mg ha}^{-1}$ en el perfil P2.

Al realizar una comparación de los dos años se pudo observar que, el perfil P2 tuvo el mayor incremento en el almacenamiento de Corg pasando a $325.98 \pm 10.87 \text{ Mg ha}^{-1}$, es decir un incremento de $292.07 \text{ Mg ha}^{-1}$, que referido al tiempo transcurrido es de $58.14 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de carbono capturado. El menor incremento se observa en el perfil P4 con un promedio de almacenamiento de Corg de $100.44 \text{ Mg ha}^{-1}$ o $20.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de carbono capturado.

La comparación de los promedios de la zona degradada con el perfil de referencia en la zona conservada mostró que, el promedio del Corg de la zona conservada es de $356.12 \pm 25.18 \text{ Mg ha}^{-1}$ para el año 2014, el valor más cercano a este en la zona degradada se encuentra en el perfil P6 con $73.35 \pm 23.91 \text{ Mg ha}^{-1}$. Si se toma en cuenta que el manglar degradado debería contener la misma concentración que la zona conservada se estima que el manglar perdió un promedio de $282.77 \text{ Mg ha}^{-1}$ de Corg almacenado en los suelos por la degradación del manglar (Figura 2).

Análisis de cobertura vegetal

Los resultados obtenidos a partir del análisis de las imágenes para determinar la cobertura vegetal, mostraron que en el año 2014 la zona del transecto contaba con una cobertura vegetal del 22%, mientras que en la imagen del 2019 se obtuvo una cobertura del 29% es decir, un crecimiento de 7% de manglar en cinco años. Estas imágenes concuerdan con los puntos de muestreo P1, P2, P5 y P6 con mayor almacenamiento de carbono (Figura 3).

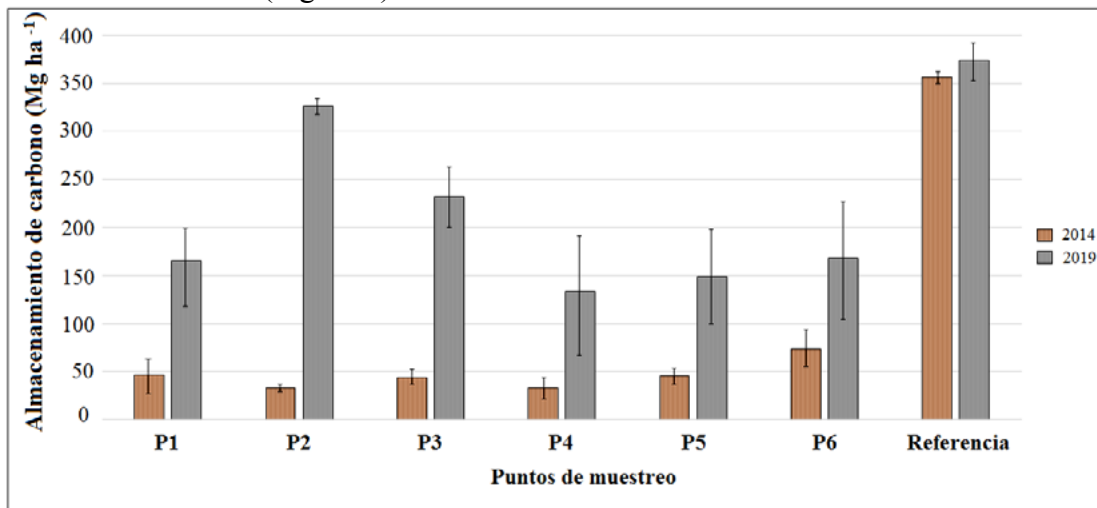


Figura 2. Almacenamiento de Corg (Mg ha^{-1}) en perfiles de suelo haciendo una comparación de los años 2014 y 2019 en un transecto y un sitio de referencia tomado de la zona conservada en el sitio de El Playón.

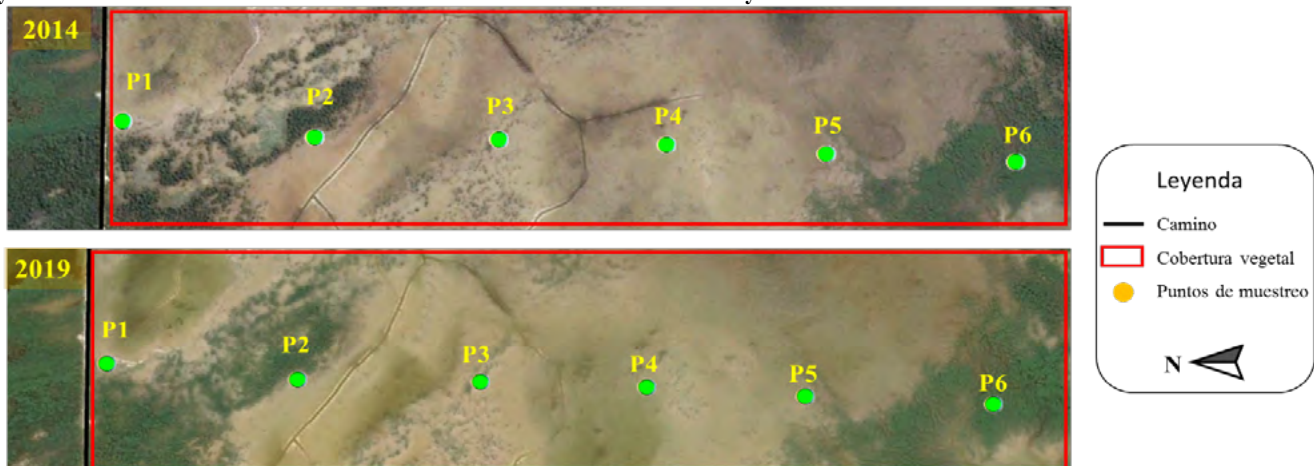


Figura 3. Mapa del análisis de cobertura vegetal realizado a un transecto del sitio El Playón comparando los resultados entre el año 2014 y 2019.

A partir de los resultados se puede establecer que, realizando acciones de restauración adecuadas en los manglares como en el caso de El Playón en Sian Ka'an, se pueden observar beneficios en los servicios ambientales a corto plazo, uno de ellos, la captura de carbono en suelos (Teútlí-Hernández *et al.*, 2020).

El promedio del almacenamiento de Corg del 2019 es de aproximadamente tres veces mayor al almacén que se contaba en 2014. Si estos valores son comparados con un perfil de referencia ubicado en la zona conservada del mismo año (2014), se puede estimar que las emisiones por degradación del manglar hacia la atmosfera son de 1,138.03 Mg CO₂e ha⁻¹. Si se toma en cuenta que el CO₂ equivalente (CO₂e) almacenado en los suelos de un bosque terrestre puede alcanzar los 230 Mg CO₂e ha⁻¹ (Herrera-Silveira *et al.*, 2016) indicaría que el manglar de El Playón ha emitido cuatro veces el CO₂e almacenado en un bosque terrestre, esto por la degradación que ha sufrido el manglar (Cuadro 1).

Por otro lado, la captura de carbono estimada por año para la zona de referencia es de 3.44 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en el transecto que se encuentra en la zona de restauración es de 29 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, esto tiene sentido ya que los manglares en condiciones de conservación se encuentran en un estado estable, por lo que la captura de carbono es menor, a comparación de los manglares en condiciones de restauración que pueden capturar carbono de forma autóctona así como de forma alóctona (Adame *et al.*, 2015; Herrera-Silveira *et al.*, 2016) (Cuadro 1).

El incremento en el almacenamiento de carbono a cinco años no sólo puede deberse a la captura en cada punto, sino también como resultado del flujo hídrico lateral del lado conservado al lado degradado, que se logró durante la rehabilitación de los pasos de agua de la carretera, conectando así ambos lados. Este paso de carbono en forma particulada del lado conservado al restaurado es un proceso similar al que se observa entre sitios con diferentes concentraciones y que buscan estabilizar las diferencias de gradiente. Por otro lado, la diferencia en el incremento del promedio del almacenamiento de carbono observado en el punto P2 se debe probablemente a que esa zona se encuentra un área deprimida topográficamente favoreciendo la acumulación de material transportado de la zona conservada a la zona degradada. Esta zona topográficamente baja se puede observar en la Figura 3, indicando que la relación topografía / hidrología es importante en el proceso de captura de carbono en los sitios de manglar en restauración.

Cuadro 1. Promedio de Corg en un transecto de El Playón en Sian Ka'an en dos temporalidades (2014 y 2019) comparados con un perfil de referencia tomado de la zona conservada del mismo manglar.

	Carbono orgánico almacenado -----Mg ha ⁻¹ -----	Mg CO ₂ Equivalente ha ⁻¹	Captura de carbono Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹
Perfil de referencia 2014	356.12	1,306.96	
Perfil de referencia 2019	373.35	1,370.19	3.44
Transecto 2014	46.03	168.93	
Transecto 2019	195.58	717.77	29.91

Conclusión

A partir de las acciones de restauración que se han realizado en el sitio de El Playón en Sian Ka'an, se ha observado una recuperación del manglar con un incremento del 7% de cobertura vegetal en la zona del transecto analizado en un periodo de cinco años, el cual se ve reflejado en la captura de carbono en el suelo del manglar.

Los datos de almacenamiento de Corg en los perfiles de suelo a lo largo del transecto, mostraron utilidad para conocer la distribución del Corg almacenado, además, se puede observar que las zonas donde se almacena mayor cantidad de carbono son las mismas zonas con mayor cobertura vegetal.

Los datos mostraron que la captura de carbono en el sitio del Playón principalmente en la zona de transectos o restauración captura alrededor de 8 veces más Corg en los suelos, esto se debe principalmente a que los manglares en condiciones de conservación se encuentran en un estado estable en la captura de carbono, por otro lado, los manglares en condiciones de restauración capturan el Corg de manera autóctona y de manera alóctona.

Se observó que las emisiones de Corg en la zona en restauración fueron de alrededor de 548.84 Mg CO₂e ha⁻¹, si este valor se multiplica por las 500 ha degradadas obtenemos una emisión de 274, 420 Mg CO₂e ha⁻¹ en el sitio de El Playón.

Este trabajo sirve como referencia a los tomadores de decisiones para fortalecer proyectos que apoyen a la conservación y restauración de manglares como almacenes de carbono ya que si estos bosques se degradan pueden emitir una gran cantidad de CO₂ a la atmósfera propiciando el cambio climático.

Agradecimientos

Al CINVESTAV Unidad Mérida, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico con la beca de doctorado. A los proyectos del Dr Jorge Alfredo Herrera Silveira y a su equipo de colaboradores de donde se obtuvieron las muestras y parte de los análisis. A la Dra Patricia Quintana y a los proyectos del laboratorio LANNBIO. Se agradece a la Dirección del ANP de Sian Ka'an de la CONANP y al proyecto "Jaguar El Playón" con el "Programa de restauración ecológica del manglar en El Playón de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an 2020-2024".

Literatura Citada

- Adame, M. F., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., and Castro, L. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of riverine mangroves and freshwater wetlands. *Biogeosciences Discussions*, 12(2).
- Alongi, D. M., Sasekumar, A., Tirendi, F. and Dixon, P. 1998. The influence of stand age on benthic decomposition and recycling of organic matter in managed mangrove forests of Malaysia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 225(2), 197-218.
- Arenas, P. 2019. The potential of Blue Carbon Management in Mexico: a case of study from the Biosphere of Sian Ka'an. Thesis of Master in Science. Manchester, United Kingdom. 63 p.
- Barreto, M. B., Mónaco, S. L., Díaz, R., Barreto-Pittol, E., López, L., and Peralba, M. D. C. R. 2016. Soil organic carbon of mangrove forests (Rhizophora and Avicennia) of the Venezuelan Caribbean coast. *Organic Geochemistry*, 100, 51-61.
- Buchanan, K., and Holme Mc Intyre, H. 1984. *An Introduction to Coastal*. New York: Harper and Row Publisher.
- Cinco-Castro, S., and Herrera-Silveira, J. 2020. Vulnerability of mangrove ecosystems to climate change effects: The case of the Yucatan Peninsula. *Ocean & Coastal Management*, 192, 105196.
- FAO. 2017. Mapa de Carbono del Suelo. Grupo técnico Intergubernamental del suelo. 5 p.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. and Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*. 20, 154–159.
- Herrera-Silveira, J. A., C. Teutli-Hernández, A. Zaldívar-Jiménez, R. Pérez Ceballos, O. Cortés-Balán, I. Osorio-Moreno, J. Ramírez-Ramírez, J. Caamal-Sosa, M. T. Andueza-Briceño, R. Torres y H. Hernández-Aranda. 2014. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. FN009. México, D. F.
- Herrera Silveira, J. A., Camacho R., Pech, M. Pech, Ramírez R. y Teutli H. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34: 61-72.
- Herrera-Silveira, J. A., Morales-Ojeda, S. M., Medina-Gómez, I., Ramírez-Ramírez, J., Moreno, I. O., Teutli-Hernández, C., & Camacho-Rico, A. 2019. Almacenes y flujos en lagunas costeras: laguna Celestún. Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono.
- INECC/SEMARNAT-IMTA. 2011. Proyecto de Adaptación de Humedales Costeros del Golfo de México ante los Impactos del Cambio Climático, "Implementación de medidas de adaptación para reducir la vulnerabilidad ante los impactos del cambio climático de la comunidad de Punta Allen (Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an) a través de la rehabilitación de un ecosistema de manglar en el humedal El Playón 2014".
- Kauffman, J. B., Heider, C., Norfolk, J., & Payton, F. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*, 24(3), 518-527.
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29(4), 437-450.
- Luque Marín, J. A. 2003. Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años, El. Universitat de Barcelona.
- Murray, B. C., Pendleton, L., Jenkins, W. A. and Sifleet, S. 2011. Green payments for blue carbon: economic incentives for protecting threatened coastal habitats. *Green payments for blue carbon: economic incentives for protecting threatened coastal habitats*.

- SYLVATICA, (2009). Restauración del manglar chaparro En el playón, reserva de la biosfera Sian Ka'an.
- Teutli Hernández, C., Herrera-Silveira, J. A., Cisneros-de la Cruz, D. J., y Román-Cuesta, R. M. 2020. Guía para la restauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas. CIFOR.
- Van Bemmelen, JM. 1890. Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloidalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u. s. w. im Ackerboden. Die Landwirthschaftlichen Versuchs-Stationen 37: 279-290.
- WRB. 2015, Base Referencial Mundial del Recurso de los Suelos, modificada de 2014. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia.



5.10. Pastos marinos como almacenes de carbono en lagunas de ANP's en el Golfo de México y Caribe Mexicano

Cota-Lucero Tania C.¹, Mendoza-Martínez J.E.¹, Ramírez-Ramírez J.¹, Morales-Ojeda. S.¹, y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹ Centro de investigación y de estudios avanzados del IPN, Mérida, Yucatán.
Autor de Correspondencia: cotalucero@gmail.com

Resumen

Los pastos marinos son plantas submarinas que conforman uno de los ecosistemas costeros más importantes por los servicios ambientales que ofrecen, y su papel dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático, pero también son vulnerables ya que se encuentran en peligro tanto a nivel mundial dentro de la lista roja de la IUCN, como en México mencionados en la NOM-059-2010. Las praderas de pastos marinos contribuyen a la alta productividad que existe en las zonas lagunares en ANP's marino-costeras, y por lo tanto a la economía nacional, por lo que su conservación es importante para los socioecosistemas asociados a estos hábitats críticos. El presente estudio presenta una revisión de bases de datos y bibliográfica para estimar el carbono orgánico en biomasa de pastos marinos de lagunas en ANP's marinas. Se registraron un total de 130 datos con presencia de *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Ruppia sp.* en 5 ANP. *Thalassia testudinum*, presentó $1.32 \pm 1.70 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en biomasa viva, mayor que el resto de las especies. La laguna de Términos es la zona mejor representada con 72 datos y un almacén de carbono aéreo de $0.80 \pm 0.74 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con presencia de 3 especies (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), mientras el mayor almacén se registró en Yum Balam ($2.49 \pm 2.63 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Los resultados indican que existe escasa información de los pastos marinos en las ANPs, particularmente del papel que juegan cada una de las especies en los almacenes de carbono. Dado el papel funcional de los pastos marinos en los ecosistemas costeros donde estos se encuentran y los múltiples servicios que proveen, entre ellos el de mitigación a los efectos de cambio climático por su importante papel en los almacenes y flujos de carbono, es urgente establecer la línea base de estos hábitats críticos y conocer su funcionamiento para impulsar políticas y estrategias de manejo sostenible.

Palabras clave: *Lagunas, ANPs, Pastos marinos, carbono, Thalassia testudinum*

Abstrac

Seagrasses are underwater plants that make up one of the most important coastal ecosystems for the environmental services they offer, and their role within climate change mitigation strategies, but they are also vulnerable since they are in danger both globally within of the IUCN red list as in Mexico mentioned in NOM-059-2010. The seagrass meadows contribute to the high productivity that exists in the lagoon areas in marine ANPs and therefore to the national economy, so their conservation is important. This study presents a review of databases and bibliography to estimate organic carbon in seagrass biomass with distribution in lagoons of ANPs. A total of 130 data were recorded with the presence of *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* and *Ruppia sp.* in 5 lagoons. *Thalassia testudinum* averaged $1.32 \pm 1.70 \text{ Mg C ha}^{-1}$ in living biomass, higher than the rest of the species. The Term lagoon is the best represented area with 72 data averaged $0.80 \pm 0.74 \text{ Mg C ha}^{-1}$ with the presence of 3 species (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*) and we found the highest carbon stored in Yum Balam ($2.49 \pm 2.63 \text{ Mg C ha}^{-1}$). These results indicate that there is still a lack of information, particularly on the role that each of the species in the community play as carbon stores. Constant monitoring is required at the study sites since the variability of the seagrass can influence the

services they offer, carbon measurements in the areas are a good estimator to determine the state of the ecosystem.

Key words: ANPs, Seagrasses, carbon, *Thalassia testudinum*, lagoons

Introducción

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) en México tienen el objetivo por una parte preservar los ambientes naturales representativos de especies silvestres (CONANP, 2018). Existen 182 ANPs federales, clasificadas en seis categorías de manejo: 44 reservas de la Biósfera (RB), 67 parques nacionales (PN), 40 áreas de protección de flora y fauna (APFyF), 18 santuarios (SANT), ocho áreas de protección de recursos naturales (APRN) y cinco monumentos naturales (MN) (CONANP, 2018). Las zonas lagunares que se encuentran dentro de ANPs marinas proporcionan importantes beneficios económicos a la zona costera. A pesar de su importancia las ANPs marinas enfrentan problemas de conservación que, van de presiones locales a fenómenos mundiales como el cambio climático.

Los ecosistemas conformados por pastos marinos (plantas submarinas que producen flores), se distribuyen a lo largo de las costas de México, desde el Pacífico Norte Mexicano hasta las costas del Golfo de México y el Caribe con una extensión de ~456,059 a 461,051 ha, cuya distribución también se encuentra dentro de ANPs (CONABIO, 2018). Estos ecosistemas proporcionan importantes servicios ambientales en los que destaca la captura de CO₂ por medio de la fotosíntesis resultando en alta productividad de material foliar (carbono orgánico) que permanece en hojas, raíces y los rizomas que envejecen, todos estos cuando mueren se almacenan en los sedimentos (Duarte et al. 2005). En la región de la Península de Yucatán, los almacenes de carbono en pastos marinos se han estimado hasta en 48 Tg C (Herrera Silveira et al. 2020). Como almacenan tanto carbono, la protección y restauración de estos ecosistemas representa una posibilidad extraordinaria de mitigación del cambio climático. Sin embargo, si estos son degradados se convierten en fuentes de emisiones de CO₂ contribuirán al cambio climático además de las consecuencias económicas. Actualmente, variaciones climáticas y el impacto antropogénico han provocado la desaparición de estos ecosistemas, y con ello la pérdida de servicios ambientales que resultan en pérdidas económicas para los usuarios de las costas.

Las praderas se encuentran en peligro tanto a nivel mundial dentro de la lista roja de la IUCN, como en México mencionados en la NOM-059-2010 bajo una categoría en riesgo. Generar las bases sobre el potencial que tienen los pastos marinos como almacenes de carbono en ANPs permite por una parte identificar su potencial para contribuir a la mitigación de los efectos del cambio climático, y por otra para establecer bases de un programa de monitoreo de su condición, ya que pérdidas de carbono se traduce en pérdida de servicios ecosistémicos. El presente estudio tiene como objetivo determinar el potencial de almacenamiento de carbono que tienen los pastos marinos en los sistemas lagunares de ANPs de la Península de Yucatán, y con ello contribuir a los esfuerzos de protección y recuperación de pastos marinos en México.

Material y Métodos

Se conformó una base con datos colectados por el Laboratorio de Producción Primaria-CINVESTAV, Mérida de 1995 al 2019 (n=100) y con datos provenientes de la búsqueda sistemática en medios electrónicos incluyéndose artículos, tesis e informes técnicos a través de PubMed, Web of Science y Google Scholar (n=30). Con esta base de datos (n=130) se analizaron la biomasa aérea (hojas) y subterránea (rizomas y raíces) en gramos de peso seco de pastos marinos recolectados en 5 ANPs: Los Tuxtlas, Laguna de Términos y Ría Celestún, y en el Caribe Yum Balam y el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez que, si bien no es ANP, se asocia con el área de Manglares de Nichupté “MN”. (Figura 1).

Los valores de peso seco (g Ps m^{-2}) se convirtieron a equivalentes de carbono mediante factores de conversión para cada especie: *Thalassia testudinum* (0.36), *Syringodium filiforme* (0.32) y *Halodule wrightii* (0.34) y *Ruppia sp.* (0.29) (Atkinson & Smith, 1984; Fourqurean & Zieman 2002; Short et al., 1985; Papiol et al., datos no publicados). Estos valores fueron finalmente extrapolados a Mg C ha^{-1} . Se realizaron análisis estadísticos por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar si había diferencias estadísticas en el carbono almacenado en los pastos marinos entre especies o entre lagunas.

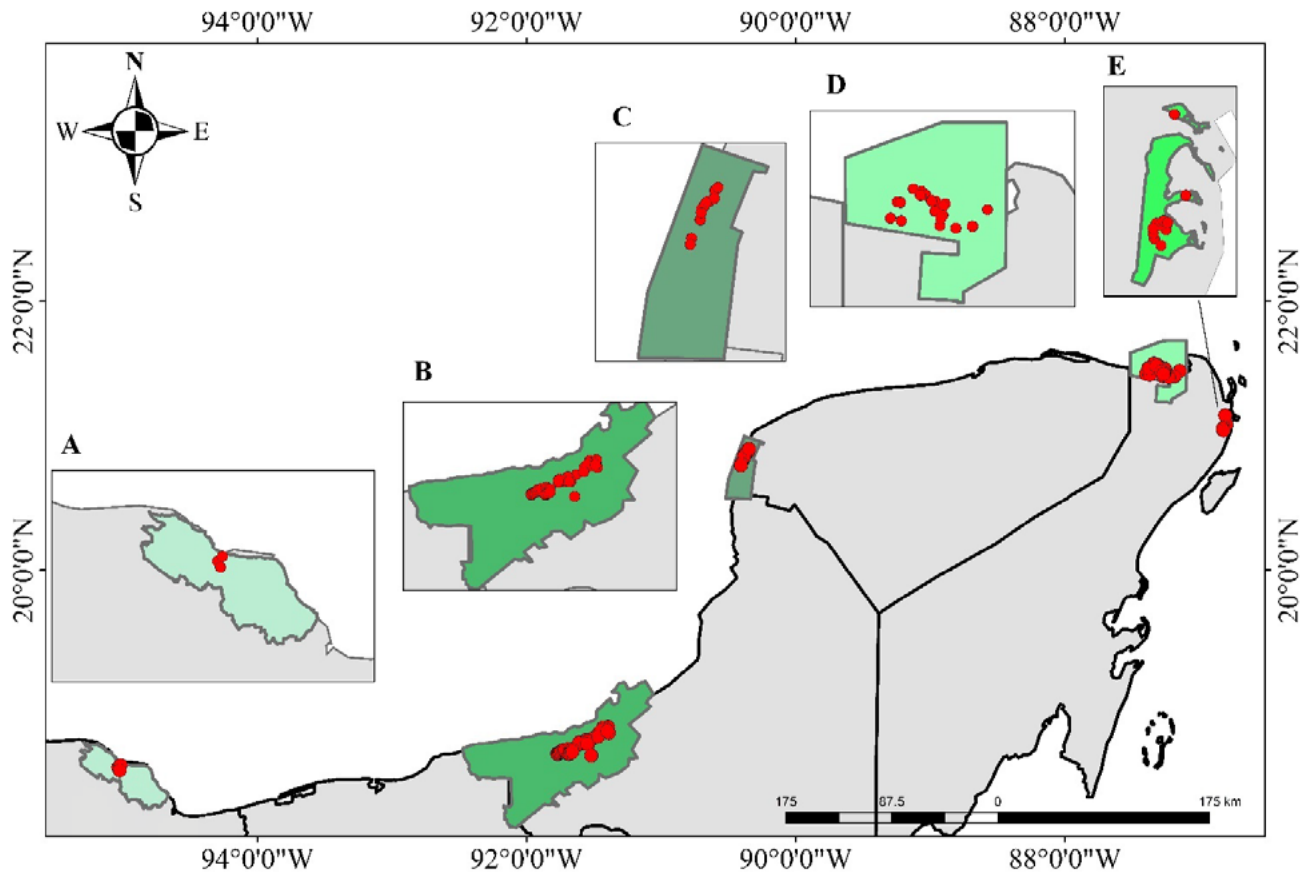


Figura 1.- Zonas con registro de biomasa en pastos marinos dentro de lagunas en Áreas Naturales Protegidas en el Golfo de México y el Caribe Mexicano: A) Los Tuxtla, B) Laguna de Términos C) Ría Celestún, D) Yum Balam y E) MN: Manglares de Nichupté (Laguna Bojórquez, Río Inglés y Nichupté).

Resultados y discusión

Las zonas cubiertas por pastos marinos en lagunas de ANPs se encuentran representadas principalmente por las especies: *Thalassia testudinum* ($n=103$) y *Halodule wrightii* ($n=19$) con 1.32 ± 1.7 y $0.58 \pm 0.88 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente (Tabla 1), siendo Yum Balam la laguna donde *T. testudinum* presentó un valor máximo de $2.49 \pm 2.63 \text{ Mg C ha}^{-1}$, observándose diferencias entre especies ($H=17.258$, $gl=3$, $P<0.001$). El carbono almacenado en biomasa viva está, por una parte, en función de la estructura de cada especie. Por ejemplo, *T. testudinum* es de talla grande, cuyas características morfométricas como ancho, largo de hojas, gruesas raíces y rizomas le permite almacenar grandes cantidades de carbono, a diferencia de *Halodule wrightii* que es de tamaño pequeño pero común en zonas con alta variabilidad de salinidad (Lirman & Cropper 2003). *Syringodium filiforme* cuya morfología es cilíndrica y hueca en sus hojas, su almacén es menor y rara vez se observa en zonas lagunares debido a sus requerimientos ambientales que incluyen áreas de menor variación de salinidad y menores requerimientos de luz

(Zieman et al. 1989, Lirman & Cropper 2003). Factores como la hidrodinámica local, concentración de nutrientes, transparencia del agua, tipo de sedimento, así como la presencia de ramoneadores y epifitas influyen en los almacenes de carbono tanto en biomasa como en sedimentos de los pastos marinos (Mazarrasa et al. 2018).

Cuadro 1. Almacén promedio de carbono en biomasa de las especies de pastos marinos en lagunas dentro de ANPs.

Especie	n	Mg C ha ⁻¹						
		Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana	Q1	Q3
<i>Halodule wrightii</i>	19	0.58	0.88	0.03	3.70	0.18	0.12	0.82
<i>Syringodium filiforme</i>	2	0.18	0.06	0.14	0.23	0.18	0.14	0.23
<i>Ruppia sp.</i>	6	0.60	0.42	0.12	1.28	0.65	0.17	0.75
<i>Thalassia testudinum</i>	103	1.32	1.70	0.07	9.51	0.86	0.39	1.29

En general las lagunas presentaron en promedio 1.17 ± 1.59 Mg C ha⁻¹. Los almacenes de carbono en lagunas de GM y CM promediaron con 0.78 ± 0.76 y 2.01 ± 2.41 Mg C ha⁻¹, respectivamente. La laguna de Yum Balam presentó el mayor almacén de carbono (2.49 ± 2.63 Mg C ha⁻¹) mientras que, Laguna de Términos fue el sitio mejor representado con 72 datos y presentó un promedio de 0.80 ± 0.74 Mg C ha⁻¹ (Cuadro 2), además se observaron diferencias significativas entre lagunas ($H=21.815$, $gl=4$, $P<0.001$). La cuantificación de los almacenes de carbono en sedimento de pastos marinos mejoraría las estimaciones del sitio. Se considera que el 2 % del carbono es capturado y almacenado en forma de biomasa de los pastos marinos, mientras que el 98% se almacena por decenas o milenios en el sedimento (Serrano et al. 2019), por lo que es importante considerar este componente en las estimaciones de este ecosistema, así como variables ambientales que pudieran estar asociadas en el control de los procesos relacionados con los almacenes de carbono.

Los resultados del presente estudio indican escasos de información en los almacenes de carbono de pastos marinos en lagunas localizadas dentro de ANPs en México, no obstante, los importantes papeles funcionales y su relación con múltiples servicios ambientales como los relacionados con pesquerías, protección de la costa, control de la erosión de playas y en la mitigación del cambio climático, contribuyendo a que las ANPs sean zonas con alta relevancia ambiental y económica. Generar estimaciones robustas contribuye por una parte a mejorar los datos globales ya que la pérdida de pastos marinos generan emisiones de CO₂, lo cual podría traer graves repercusiones ambientales y pérdida de biodiversidad (Pendleton et al. 2012).

Cuadro 2. Almacén total de carbono en biomasa de pastos marinos en las lagunas de ANPs.

ANP	n	Mg C ha ⁻¹						
		Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana	Q1	Q3
Laguna de Términos	72	0.80	0.74	0.04	4.38	0.55	0.25	1.11
Los Tuxtlas	3	0.28	0.23	0.12	0.55	0.17	0.12	0.55
MN	11	0.69	0.76	0.04	2.41	0.34	0.21	1.06
Ría Celestún	14	0.82	0.91	0.10	3.70	0.70	0.22	0.97
Yum Balam	30	2.49	2.63	0.40	9.51	1.10	0.84	4.28

Conclusiones

Se registraron un total de 130 datos en lagunas costeras con presencia de *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* y *Ruppia sp.* en 5 ANPs. *Thalassia testudinum* presenta la mayor contribución de carbono orgánico con 1.32 ± 1.70 Mg C ha⁻¹ y cuenta con presencia en todas las lagunas de ANPs. El sitio mejor representado con 72 datos fue Laguna de Términos, mientras Yum Balam presentó el mayor almacén con 2.49 ± 2.63 Mg C ha⁻¹. En general la región del caribe mexicano presentó 2.01 ± 2.41 Mg C ha⁻¹, mayor al registrado para el GM (0.78 ± 0.76 g C ha⁻¹). Los resultados del



presente estudio indican la falta de información en los almacenes de carbono de pastos marinos en lagunas en ANPs de México. Se sugiere implementar un programa de diagnóstico del estado que guardan los pastos marinos en México e identificar los servicios ambientales que generan estos ecosistemas a escala local.

Agradecimientos

Al laboratorio de Producción Primaria de CINVESTAV, Mérida por los trabajos de campo y laboratorio para contar la base de datos de pastos marinos de la Península de Yucatán. A la CONANP por las facilidades otorgadas para la realización de las colectas. A CONACYT por la beca otorgada #476404 a Tania Cota.

Literatura Citada

- Atkinson, M. J. Smith. S. V. (1984). C:N:P ratios of benthic marine plants. *hmno. Oceanogr.* 28: 568-574
- CONABIO. 2018. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. 1st edition. México.
- CONANP. 2017. Mapa de Áreas Naturales Protegidas Federales de la República Mexicana, escala 1:20000. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ciudad de México, México. Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., y Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), 1-8.
- Herrera-Silveira J. A, Pech-Cárdenas M.A, Morales-Ojeda S.M, Cinco-Castro S, Camacho-Rico A, Caamal Sosa J.P, Mendoza-Martinez J. E, Pech-Poot E.Y, Montero J y Teutli-Hernández C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ* 8:e8790 <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>
- Lirman D, Cropper WP. 2003. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: field, experimental, and modeling studies. *Estuaries* 26:131141 DOI 10.1007/BF02691700.
- Mazarrasa, I., Samper-Villarreal, J., Serrano, O., Lavery, P. S., Lovelock, C. E., Marbà, N., et al. 2018. Habitat characteristics provide insights of carbon storage in seagrass meadows. *Marine Pollution Bulletin*, 134, 106– 117. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.059>
- Pendleton L, Donato D. C, Murray B.C, Crooks S, Jenkins W. A, Sifleet S, et al. 2012. Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Zieman J, Fourqurean J. W, Iverson R.L. 1989. Distribution, abundance and productivity of seagrasses and macroalgae in Florida Bay. *Bulletin of Marine Science* 44:292-311.

5.11. Instrumentos de conservación para el manejo de los ecosistemas de carbono azul en México

Acosta-Velázquez Joanna¹ y Ochoa-Gómez Jonathan G.^{1,2};

¹ Aura: Manglares y Costas S. C. Circuito Azul Cielo #1825. CP 82112, Mazatlán, Sinaloa, México.

² Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen Campus III. Av. Central s/n, Fracc. Mundo Maya, CP 24115, Cd. del Carmen, Campeche, México.

Autor de correspondencia: joanna.acosta@gmail.com

Resumen

La zona costera representa una serie de gradientes biofísicos que moldean a los ecosistemas. La dinámica ecológica-social es clave en la provisión de servicios ecosistémicos que son soportados por la productividad de los sistemas costeros. El objetivo del trabajo fue revisar y analizar datos e información que contribuyan en la conservación de los servicios ecosistémicos de los humedales costeros de México. Se realizó una revisión exhaustiva respecto al estado del arte e instrumentos de conservación de los ecosistemas de carbono azul (manglares, marismas y pastos marinos) en México. Se realizaron análisis geográficos con la cartografía oficial de los manglares de México y otras fuentes cartográficas. El análisis en el sistema de información geográfica permitió clasificar el grado de conservación de los manglares de México en una escala cualitativa (nula, baja, media y alta) en función de los instrumentos de manejo (e.g., sitio RAMSAR) y la tenencia de la tierra (i.e. ejidos). Los resultados indican que los manglares son el ecosistema de carbono azul con mayor cobertura, el mejor estudiado y el único con instrumentos de manejo en México. El 1% de los manglares de México están perturbados o degradados y el 49% de los manglares tiene una escala media de conservación. La información/conocimiento y políticas públicas en México, relacionada a pastos marinos y marismas es incipiente. Es indispensable actualizar, poner en sinergia y evitar la contraposición de las políticas públicas de los ecosistemas de carbono azul para garantizar la provisión de los servicios ecosistémicos bajo un contexto de cambio global.

Palabras clave: *cambio climático; cartografía digital; políticas públicas; bases de datos.*

Abstract

The coastal zone represents a series of biophysical gradients that shape ecosystems. Ecological-social dynamic is vital in providing ecosystem services supported by the productivity of coastal systems. The objective of the work was to review and analyze data and information that contribute to the conservation of the ecosystem services of the coastal wetlands of Mexico. An exhaustive review was conducted regarding Mexico's state of the art and conservation instruments of blue carbon ecosystems (mangroves, marshes, and seagrasses). Geographical analyzes were carried out with the official cartography of the mangroves of Mexico and other cartographic sources. The analysis in the geographic information system allowed classifying the degree of conservation of the mangroves of Mexico on a qualitative scale (null, low, medium, and high) based on the management instruments (e.g., RAMSAR site) and the tenure of the land (i.e., ejidos). The results indicate that mangroves are the blue carbon ecosystem with the most outstanding coverage, the best studied, and the only one with management instruments in Mexico. 1% of the mangroves in Mexico are disturbed or degraded, and 49% of the mangroves have a medium scale of conservation. The information/knowledge and public policies in Mexico related to seagrasses and marshes are incipient. It is essential to update, put in synergy, and avoid the opposition of blue carbon ecosystems' public policies to guarantee ecosystem services under a context of global change.

Key words: *climate change; digital cartography; public policies; databases.*

Introducción

Los manglares, pastos marinos y marismas son los principales reguladores del ciclo de carbono costero, solo los manglares almacenan en sus sedimentos entre 10-15% del carbono costero global (Alongi, 2014). A estos ecosistemas los han denominado ecosistemas de carbono azul (ECA), por una metáfora con el sumidero de carbono que es el océano y su alta capacidad de secuestrar carbono en sus sedimentos (Mcreadie *et al.*, 2019); siendo esta más alta que la de los ecosistemas terrestres (McLeod *et al.*, 2011). La alta productividad y resiliencia de estos ecosistemas son el soporte para proveer amplios beneficios de mitigación, adaptación y resiliencia para las comunidades costeras ante los efectos del cambio climático (Lovelock y Duarte, 2019).

A pesar de la importancia de los ECA, estos siguen degradándose debido a su localización en las partes terminales de las cuencas costeras, donde se recibe el impacto acumulativo de las actividades humanas que se realizan en la parte media o alta de la cuenca. Finalmente, la pérdida o degradación de los ECA, desencadena un proceso de emisiones de dióxido de carbono (gas de efecto invernadero) que ha sido secuestrado (cientos o miles de años) de la atmósfera y los océanos.

La preservación y el manejo sustentable de los ECA son factores clave para su conservación y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (SE) que contribuyen a la implementación de medidas de mitigación y adaptación ante los efectos del cambio climático (Herr *et al.*, 2017). La provisión de los servicios ecosistémicos (e.g., productividad primaria, guardería/refugio, secuestro de CO₂), son cruciales para la seguridad alimentaria y la calidad de vida de las comunidades costeras. Varios de estos SE son de importancia económica directa, como las pesquerías artesanales que se realizan a pequeña o mediana escala y que es la flota dominante en los litorales de México (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Los SE de los ECA están regulados/soportados por la productividad primaria.

En México, el pago por servicios ambientales (PSA) inició designando montos por tipos de proyecto y por unidades de medida desde el 2003 (Chagoya e Iglesias-Gutiérrez, 2009). En ese periodo surgió la compensación económica como instrumento de política pública nacional, debido al interés de los servicios hidrológicos y de biodiversidad que proveía la cobertura forestal en los aspectos sociales, ambientales y económicos (Perevochtchikova y Ochoa-Tamayo, 2012).

Actualmente, el cambio climático está incidiendo en la distribución de los ECA y en la provisión de los servicios ecosistémicos (SE) en determinadas regiones, esto por el calentamiento océano-atmosférico de las últimas décadas (e.g., Golfo de California; Ochoa-Gómez *et al.*, 2021). Las políticas públicas deben emplear/generar instrumentos de conservación adecuados para cada tipo y condición de ECA. Asimismo, el impacto antrópico y el cambio climático deben ser considerados como clave dentro de estas.

El mapear atributos cualitativos (e.g., instrumentos de manejo) y cuantitativos (e.g., atributos biofísicos) de los ECA en el paisaje costero, contribuye a la generación de indicadores de biodiversidad/conservación para lograr un proceso de planeación/ordenamiento territorial exitoso (Liquete *et al.*, 2013; Mastrángelo y Larterra, 2015). La zonificación de los SE es un eje estratégico para el manejo y la conservación de los ECA, debido a que contribuye al empoderamiento y apropiación de cada sector involucrado con relación al beneficio que recibe por determinados SE (Acosta-Velázquez *et al.*, 2019).

Los créditos de carbono azul son una medida de mitigación/adaptación al cambio climático, manteniendo los SE que provee el principal elemento en la Tierra; el carbono (C). Estos créditos de C, son un esquema cualitativo/cuantitativo que pretende contribuir en la regulación de las emisiones de CO₂, a través de capitalizar a los ECA dentro de una economía azul. En este tipo de esquemas económicos para conservación se contemplan las amenazas al proyecto (e.g., tasa de deforestación), su factibilidad (e.g., gobernanza), la cuantificación (e.g., biomasa) y adicionalidad (e.g., demostrar que las reducciones de las emisiones logradas no habrían sucedido si la intervención no se hubiera dado). Resulta

fundamental generar políticas públicas con directrices de conservación de los ECA, bajo un esquema de pago por servicios ecosistémicos y en un contexto de cambio climático/global.

El objetivo del presente estudio fue realizar un análisis espacial de los instrumentos vigentes y oficiales de conservación en los ECA de México. La integración/análisis de información espacial cuantitativa y cualitativa (e.g., bases de datos, instrumentos de manejo) es un eje central para la construcción de políticas públicas y normativas que sean traducidas en acciones concretas de planeación y gestión territorial. Estas acciones deben estar estipuladas en la normatividad ambiental, con la misión de asegurar los servicios ecosistémicos que proveen los ECA en México.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

México cuenta con un litoral de ~11,592 km (Álvarez-Arellano y Gaitán-Morán, 1994). Las zonas costeras colindan con el Océano Pacífico y el Océano Atlántico. Los socioecosistemas en las zonas costeras del país se desarrollan en una heterogeneidad de gradientes biofísicos (e.g., nutrientes, geomorfología, hidrología) y latitudinales (tropical a templado). El calentamiento océano-atmosférico de las últimas décadas, ha ocasionado incremento en eventos de precipitación extrema y temperaturas (Navarro-Estupiñán *et al.*, 2018). Estos cambios están modificando los gradientes biofísicos y latitudinales (e.g., tropicalización del Golfo de California; Ochoa-Gómez *et al.*, 2021).

La zona costera de México se distribuye en 17 entidades federativas, de las cuales 11 se ubican en el litoral del Océano Pacífico y el restante en el Golfo de México y Caribe mexicano. La dinámica costera (ecológica y social) es característica de cada región y está relacionada con su actividad productiva principal, así como con las condiciones biofísicas/climáticas (e.g., lagunas costeras en zonas tropicales, lagunas costeras en zonas áridas). En algunos estados, las actividades principales en la región costera son la agricultura o ganadería (e.g., Sinaloa, Sonora), la pesca (e.g., Baja California), silvicultura (e.g., Chiapas), el turismo (e.g., Quintana Roo) o incluso petroleras (e.g., Tabasco, Campeche).

Materiales y métodos

Se realizó una revisión bibliográfica (i.e., manuales/protocolos, informes/reportes, artículos, libros, normatividad ambiental, instrumentos de conservación) y bases de datos cartográficas oficiales del gobierno federal. Se hizo una síntesis de la información con el estado del arte en la ciencia y la gestión territorial de los ecosistemas de carbono azul en México. Se recopilaron las bases de datos cartográficas oficiales y vigentes de distintos instrumentos de conservación: Áreas Naturales Protegidas (ANP) federales (CONANP, 2021) y estatales (CONABIO, 2020); Sitios de Importancia Internacional Ramsar (CONANP, 2018); Zonas elegibles del pago por servicios ambiental PSA 2021 (CONAFOR, 2020); Programas de Adaptación al Cambio Climático, PACC (CONANP, 2021); Ejidos o comunidades (RAN, 2019); y la Distribución y Extensión de los Manglares de México (CONABIO, 2021). Se le asignó el valor de 1 a cada instrumento de conservación. Se utilizó el álgebra de mapas para sumar las coincidencias espaciales de la cartografía en los lugares donde están registrados los manglares y manglares perturbados por CONABIO (2021). El valor máximo de conservación obtenido en los manglares del país fue de 5 puntos (ANP + Ramsar + PSA + PACC + Ejidos/comunidades) y el valor mínimo fue cero (solamente presencia de manglares/perturbados). Los valores de conservación se clasificaron en una escala de: Alto (66.8-100%), Medio (33.4-66.7%), Bajo (0-33.3%) y Nulo (0%). Esta clasificación permite establecer una línea base a escala nacional para priorizar los programas de restauración y monitoreo que tengan el objetivo de apoyar las estrategias de manejo y toma de decisiones. Finalmente, se analizaron algunas de las implicaciones de estos instrumentos de conservación vigentes bajo un contexto de compensación económica y de cambio climático/global.

Resultados y Discusión

Los ECA a escala nacional se encuentran localizados en 47 Áreas Naturales Protegidas (ANP) Federales relacionadas territorialmente con 68 Sitios Ramsar (SR), donde se están implementando acciones para su manejo, restauración y preservación. De los 68 SR solamente 33 cuentan con instrumentos jurídicos vigentes (i.e. programa de manejo de las ANP). Los SR con la presencia de los tres ECA son APFF Laguna Madre en Tamaulipas; APFF Laguna de Términos y la RB Los Petenes en Campeche. El 78.9% (714,044 ha) del total nacional de los manglares de México se distribuye en una ANP (Federal 519,887 ha o estatal 96,129 ha) y sitios Ramsar (651,310 ha).

El análisis cartográfico corrobora que sitios sin instrumentos de manejo, son más susceptibles a la perturbación de los ECA. El 41% (3,979 ha) de los manglares perturbados de México se encuentran en sitios con bajo nivel de conservación, es decir, con máximo dos instrumentos de manejo (e.g., costa de Tabasco; Figura 1). Solamente el 10.3% (998 ha) de los manglares perturbados se localizan en sitios con alto nivel de conservación.

Asimismo, el análisis cartográfico arrojó que el 49% (442,895 ha) de los manglares de México se localizan en sitios con nivel medio de conservación, es decir que cuentan con 3 a 4 instrumentos de conservación vigentes (Figura 1). Solamente el 5.7% (51,925 ha) de los manglares del país se encuentran en sitios con nivel nulo de conservación. Estos sitios son zonas federales públicas que no cuentan con designaciones de conservación como las ANP o sitio Ramsar, ni tenencia de la tierra específica (e.g. ejidos, comunidades).

La puntuación más alta en el nivel de conservación fue para sitios como la Reserva de la Biosfera (RB) Marismas Nacionales Nayarit, que además de ser una ANP, es un sitio Ramsar, cuenta con un PACC, con zonas elegibles para el PSA y la tenencia de la tierra es ejidal. Esta situación es similar para la RB Encrucijada en Chiapas y una parte del Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Laguna de Términos, Campeche. El valor alto en conservación se refiere específicamente a los instrumentos de conservación vigentes, no quiere decir que los manglares están totalmente conservados o que no se encuentren degradados. Por ejemplo, en el caso de la RB Marismas Nacionales Nayarit, se conoce que las modificaciones al hidropereodo y al régimen sedimentario han modificado la condición de los manglares (Serrano *et al.*, 2020).

El 1% (9,680 ha) de los manglares de México están perturbados y el 49% (442,895 ha) de los manglares tienen un nivel medio de conservación. El 32% de los manglares perturbados en México se localizan en la península de Yucatán. Esta región tiene alto potencial turístico y varios sitios tienen bajo o nulo nivel de conservación (e.g., Sur de Quintana Roo). Este potencial turístico va aunado con desarrollo costero que en su mayoría es improvisado y que impacta negativamente a los ECA. Actualizar a los instrumentos de manejo con una visión de conectividad ecológica y contexto de cambio climático es indispensable para evitar la continua degradación o pérdida de los ECA del país.

Los manglares en México a pesar de que están protegidos por la legislación ambiental su degradación continua latente. La conservación de estos ecosistemas requiere generar políticas públicas a partir del conocimiento de sus atributos biofísicos y los SE que prestan para garantizar la provisión de estos en el largo plazo. Algunos de los instrumentos de manejo pueden ser la valoración y compensación económica de los SE. La valoración económica debe considerar los servicios ecosistémicos (cualitativa y cuantitativamente) y el contexto de adaptación/mitigación al cambio climático.

La información/conocimiento de marismas y pastos marinos, es incipiente en México (Herrera-Silveira *et al.*, 2020), por lo que es necesario destinar recursos para estos ECA que están dentro del mercado de carbono azul. Los resultados indican que los manglares son el ecosistema de carbono azul mejor representado en los instrumentos de manejo revisados. Sin embargo, estos instrumentos son insuficientes para lograr un manejo bajo un esquema de compensación o valoración económica. Por lo tanto, es necesario implementar nuevos instrumentos que contemplen la figura de los ECA como capital natural dentro de la economía azul.

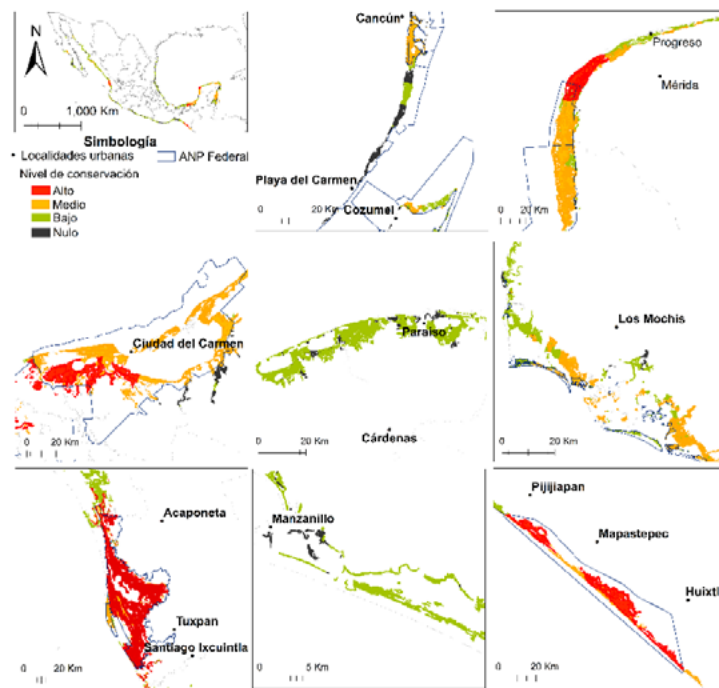


Figura 1. Nivel de conservación reciente de los manglares de México.

La tenencia de la tierra es fundamental para implementar los proyectos de créditos de carbono azul en el territorio. El 74% (669,615 ha) de los manglares del país se ubican en 832 ejidos, de estos 358 ejidos están dentro de ANP, y solamente el 26% (235,471 ha) son zonas federales. Los proyectos de carbono azul con la acreditación de los créditos de carbono permiten entrar a los ejidos/comunidades al mercado voluntario; lo que reduce la dependencia a los subsidios del gobierno federal. Cambiar de los subsidios gubernamentales a la lógica de mercado, ofrece la posibilidad de mantener el proyecto a largo plazo. En cuanto el ejido obtenga la certificación, podrá mantener los estándares de manejo, renovando periódicamente la certificación, para vender compensaciones de carbono por un período de tiempo de largo plazo. Además, abre la posibilidad de negociar la venta de compensaciones de carbono con agentes económicos locales, como el sector turístico (e.g., la Riviera Maya).

Las políticas públicas deben considerar nuevas estrategias de co-manejo y esquemas de financiamiento para proyectos productivos en ECA considerando la participación de las comunidades costeras relacionadas. Estos proyectos deben tomar en cuenta los SE de cada tipo de ECA y sus variantes a diferentes escalas de manejo. Asimismo, las características intrínsecas de cada uno (i.e., latitud, clima, geomorfología, hidrología/oceanografía y gradientes biofísicos) que contribuyen a caracterizar y zonificar los SE primordiales (e.g., Ochoa-Gómez et al., 2019; Acosta-Velázquez et al., 2019).

Conclusiones

A excepción de los manglares, los ECA en México han sido estudiados de forma incipiente. El manejo de los ECA está relativamente regulado dentro de las ANP y Sitios Ramsar, coadyuvando estos instrumentos de conservación en la adaptación, mitigación y resiliencia ante el cambio climático. Sin embargo, no se cuenta con una estrategia holística que contenga directrices de manejo y uso de los ECA para los tomadores de decisiones y para la sociedad en general.

En el caso de los proyectos de créditos de carbono azul, la visión debe ser de co-manejo, implica arreglos institucionales, repartición de responsabilidades/tareas y una clara definición del ganar-ganar. Se deben gestionar otras fuentes de financiamiento para el manejo de los ECA con esquemas multipropósitos a largo plazo, en las que se incluyan otros tipos de compensación ambiental para crear



una red local de fondos y actividades que se interrelacionen. Las políticas públicas para conservar a los ECA deben armonizarse para prevenir cambios de uso de suelo y degradación. Además, las políticas públicas deben considerar la valoración económica de los SE y el aumento de la vulnerabilidad de comunidades costeras bajo un contexto de cambio global actual.

Agradecimientos

JAV agradece a The Nature Conservancy por el apoyo otorgado a través de la consultoría “Apoyo en el diseño de una Hoja de Ruta para la conformación de una Estrategia de Carbono Azul en México”.

Literatura citada

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J, Sala E. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105,30: 10456-10459.
- Acosta Velázquez J, Grimaldi S, Ochoa-Gómez. 2019. Servicios ecosistémicos de los manglares de Balandra. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Proyecto 3646. DOI: 10.13140/RG.2.2.21190.01606
- Alongi, D.M., 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science* 6:195-219.
- Álvarez-Arellano AD, Gaitán-Morán J. 1994. Geología. En Álvarez A, Gaitán J, de la Lanza-Espino G, Cáceres-Martínez C. (Eds.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, BCS.13-74 pp.
- Chagoya JL, Iglesias Gutiérrez L. 2009. Esquema de pago por servicios ambientales de la Comisión Nacional Forestal, México. CATIE, Turrialba (Costa Rica).
- CONABIO. 2021. Mapa de uso del suelo y vegetación de la zona costera asociada a los manglares de México en 2020, escala: 1:50000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/maps/ccl/mx_oc2020gw_c.zip
- CONABIO. 2020. Áreas Naturales Protegidas Estatales, Municipales, Ejidales, Comunitarias y Privadas de México 2020, edición: 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/maps/geo/anpest20gw.zip>
- CONAFOR 2020. Áreas elegibles 2021-nacional, componente IV. Servicios ambientales. Pago por servicios ambientales. Disponible en: <https://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/download/18833>
- CONANP. 2021. Cartografía de las Áreas Naturales Protegidas de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/info_shape.htm
- CONANP. 2021b. PACC. Programas de Adaptación al Cambio Climático en Áreas Naturales Protegidas. Disponible en : <https://www.gob.mx/conanp/documentos/programas-de-adaptacion-al-cambio-climatico-en-areas-naturales-protegidas>
- CONANP. 2018. Cartografía de los Sitios Ramsar de México. <https://datos.jalisco.gob.mx/dataset/humedales-y-sitios-ramsar>
- RAN, Registro Agrario Nacional. 2019. Datos geográficos de las tierras de uso común, por estado - Formato SHAPE. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/datos-geograficos-de-las-tierras-de-uso-comun-por-estado--formato-shape>
- Herr D, von Unger M, Laffoley D, McGivern A. 2017. Pathways for implementation of blue carbon initiatives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27:116-29.
- Herrera-Silveira JA, Pech-Cárdenas MA, Morales-Ojeda SM, Cinco-Castro S, Camacho-Rico A, Caamal JP, Mendoza-Martínez JE, Pech-Poot EY, Montero J, Teutli-Hernández C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ*, 8, e8790.
- Liquete C, Piroddi C, Drakou EG, Gurney L, Katsanevakis S, Charef A, Egoh, B. 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PloS one*, 8,7: e67737.
- Lovelock CE, Duarte CM. 2019. Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. *Biology Letters* 15,3:20180781.
- McLeod E, Chmura, GL, Bouillon S, Salm R, Björk M, Duarte CM, Lovelock CE, Schlesinger WH, Silliman BR. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9,10:552-560.
- Macreadie PI, Anton A, Raven JA, Beaumont N, Connolly RM, Friess DA, Kelleway JJ, Kennedy H, Kuwae T, Lavery PS, Lovelock CE. 2019. The future of Blue Carbon science. *Nature communications*, 10,1:1-13.
- Nahuelhual L, Lateral P, Villarino S, Mastrángelo M, Carmona A, Jaramillo A, Barral P, Burgos N. 2015. Mapping of ecosystem services: missing links between purposes and procedures. *Ecosystem Services* 13: 162-172.
- Navarro- Estupiñán J, Robles- Morua A, Vivoni ER, Zepeda JE, Montoya JA, Verdusco VS. 2018. Observed trends and future projections of extreme heat events in Sonora, Mexico. *International Journal of Climatology*, 38,14: 5168-5181.
- Ochoa-Gómez JG, Lluch-Cota SE, Rivera-Monroy VH, Lluch-Cota DB, Troyo-Diéguez E, Oechel W, Serviere-Zaragoza E. 2019. Mangrove wetland productivity and carbon stocks in an arid zone of the Gulf of California (La Paz Bay, Mexico). *Forest ecology and management* 442: 135-147.
- Ochoa-Gómez JG, Acosta-Velázquez J, Anguamea-Valenzuela C, Martinetto P. 2021. Distribution and structure of *Conocarpus erectus* in the northern limit of the Pacific Ocean (Gulf of California). *Ocean & Coastal Management* 209, 105645.
- Perevochtchikova M, Ochoa-Tamayo AM. 2012. Avances y limitantes del programa de pago de servicios ambientales hidrológicos en México, 2003-2009. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 3,10: 89-112.

Serrano D, Flores-Verdugo F, Ramírez-Félix E, Kovacs JM, Flores-de-Santiago F. 2020. Modeling tidal hydrodynamic changes induced by the opening of an artificial inlet within a subtropical mangrove dominated estuary. *Wetlands Ecology and Management*, 28,1: 103-118.

5.12. Mapeo de la cobertura y carbono orgánico aéreo en pastos marinos del Parque Costa Occidental Isla Mujeres.

Mendoza-Martínez Juan E.¹; Ramírez-Ramírez Javier¹; Robles-Toral Pedro J.¹; Cota-Lucero Tania¹ y Herrera-Silveira Jorge A.¹

¹ CINVESTAV-IPN Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional Unidad Mérida, Km 6 antigua carretera a Progreso, C.P. 97310, Mérida, Yucatán, México.
Autor de correspondencia: kasumo_60@hotmail.com

Resumen

Los pastos marinos son plantas submarinas adaptadas completamente al medio marino y conforman uno de los ecosistemas costeros más importantes por los servicios ambientales que ofrecen, y su papel dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático. No obstante, son susceptibles a diversas perturbaciones que disminuyen su cobertura y reducen la calidad de sus servicios ambientales. Establecer métodos que ayuden a evaluar de manera rápida y eficiente las características del dosel ayudan a conocer mejor la variabilidad espacial y en su momento la temporal. Se utilizó una aproximación metodológica a partir de datos tomados de campo y datos satelitales Sentinel-2. Los valores del almacén de carbono aéreo fueron estimados a partir de un modelo empírico entre los datos de campo y datos satelitales. La extensión de pastos marinos fue de 619 ha con un almacén promedio de $0.31 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Las praderas con mayor estructura del dosel reflejaron mayor contenido de carbono orgánico, presentándose en zonas someras menores a 2 metros de profundidad. Los mapas de Carbono son una buena herramienta de análisis de las trayectorias de cambio en la cobertura de pastos marinos y al carbono capturado por el dosel.

Palabras clave: *Impacto, cobertura de pastos marinos, emisiones de CO₂, recuperación de praderas de pastos marinos.*

Abstract

Seagrasses are underwater plants fully adapted to the marine environment and are one of the most important coastal ecosystems due to the environmental services they provide and their role in climate change mitigation strategies. However, they are susceptible to various disturbances that decrease their coverage and reduce the quality of their environmental services. Establishing methods that help to assess canopy characteristics helps quickly and efficiently to better understand spatial and eventually temporal variability. A methodological approach was used based on field data survey and Sentinel-2 satellite data. The values of the aerial carbon store were estimated from an empirical model between field data survey and satellite corrected data. The seagrass extent was 619 ha with an average store of $0.31 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Seagrasses with higher canopy structure reflected higher organic carbon content, occurring in shallow areas shallower than 2 m depth. Carbon maps are a good tool for analyzing the trajectories of change in seagrass cover and carbon sequestered by the canopy.

Keywords: *Impact, seagrass cover, CO₂ emissions, recovery of seagrass meadows*

Introducción

Los pastos marinos constituyen una comunidad vegetal de amplia distribución a lo largo de las costas mexicanas con una extensión de 456, 059 a 461, 058 ha (CONABIO, 2018). Su presencia se extiende a través de cuerpos de agua costeros templados y tropicales tales como lagunas costeras, estuarios y esteros,

así como en la zona costera desde el intermareal hasta fondos infralitorales de escasa profundidad en la zona fótica. Los pastos marinos son considerados un ecosistema esencial debido a las extensas praderas que forman y a la biodiversidad que sustentan.

Estos hábitats también son considerados un ecosistema costero crítico para almacenar reservas de carbono azul, acumulación de sedimentos, producción pesquera y transparencia del agua (Traganos et al., 2018). Por lo general, contribuyen a los servicios de los ecosistemas costeros al proporcionar un área de cría vital para varias especies que sustentan las pesquerías y los hábitats adyacentes (McKenzie et al., 2016). Las funciones de este ecosistema comprenden mantenimiento de la variabilidad, resiliencia del medio costero por proteger de la erosión, así como el secuestro de carbono a través de eliminar el dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera y almacenarlo como materia orgánica en forma de biomasa (Misbari y Hashim, 2016). El almacenamiento de carbono de los pastos marinos es la eliminación efectiva de CO₂ de la atmósfera, por lo que desempeñan un papel esencial en la mitigación del cambio climático (Sani y Hashim, 2018). Sin embargo, los ecosistemas de pastos marinos están amenazados por perturbaciones naturales y actividades antropogénicas que han dado lugar a una rápida disminución mundial de pastos marinos (Green y Short, 2003; Waycott et al., 2009).

Esta alarmante disminución, requiere de una mejor gestión y protección de los pastos marinos para comprender mejor la dinámica de estos ecosistemas, su composición de especies, su cobertura y biomasa (Hossain et al., 2015; Roelfsema et al., 2014). El mapeo de pastos marinos se realiza generalmente para derivar propiedades biofísicas de los lechos de pastos marinos, tales como, cobertura, composición de especies, biomasa, etc. (Armstrong et al., 1993; Lyons et al., 2011). Los métodos de teledetección se han vuelto complementarios a los levantamientos convencionales debido a su rapidez, gran área de análisis y repetibilidad de las observaciones (Hossain et al., 2015) Por lo tanto, la cartografía de este ecosistema a través de técnicas de teledetección puede proporcionar un espacio más completo y representación inclusiva de la distribución espacial de pastos marinos en comparación con lo limitados de los puntos de muestreo o puntos basados en transectos (Lyons et al., 2011).

Por lo anterior, el presente trabajo tuvo como objetivo determinar la cobertura espacial y carbono aéreo de pastos marinos del Parque Costa Occidental Isla Mujeres mediante técnicas de percepción remota.

Materiales y Métodos

Área de estudio.

El polígono Costa Occidental de Isla Mujeres (COIM), se localiza en el mar Caribe, al noroeste del estado de Quintana Roo y frente a los municipios de Benito Juárez e Isla Mujeres entre 21° 16' latitud Norte y 86° 46' longitud Oeste y 21° 11' latitud Norte y 86° 42' longitud Oeste, tiene una extensión total de 2,795 ha (Figura 1), y forma parte del Área Natural Protegida conocida como Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. El clima en la región es cálido subhúmedo con lluvias en verano y la temperatura media es de 29.3° C, con presencia de canícula entre julio y agosto. Para minimizar los efectos de escala asociados a la ubicación geográfica, se construyó una malla con 16 unidades de análisis (hexágonos) con una extensión de 100 ha con la cual se estandarizó la variación espacial. En ecología el uso de mallas es utilizado con frecuencia con los mismos propósitos (Birch et al., 2007).

Adquisición y preprocesamiento de datos satelitales.

Se utilizó una escena Sentinel-2 descargada del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS; <http://earthexplorer.usgs.gov/>). Se utilizaron las bandas que cubren la región del azul, verde, rojo e

infrarrojo cercano remuestreadas a un tamaño de píxel de 10 metros. La escena fue corregida radiométrica y atmosféricamente mediante el método propuesto por Chávez (1988) utilizando la herramienta SCP del software QGis (v3.16). De igual manera se utilizó el algoritmo batimétrico independiente del albedo desarrollado por Stumpf y Holderied (2003) y el algoritmo propuesto por Lyzenga (1978) para eliminar el efecto de la columna de agua. A partir de las bandas corregidas atmosféricamente y del efecto de la columna de agua, se estimaron cocientes entre las bandas 2 (azul) y 3 (verde) de la imagen Sentinel-2 para diferenciar la respuesta espectral de fondos con diferentes coberturas de pastos marinos independientemente de la profundidad.

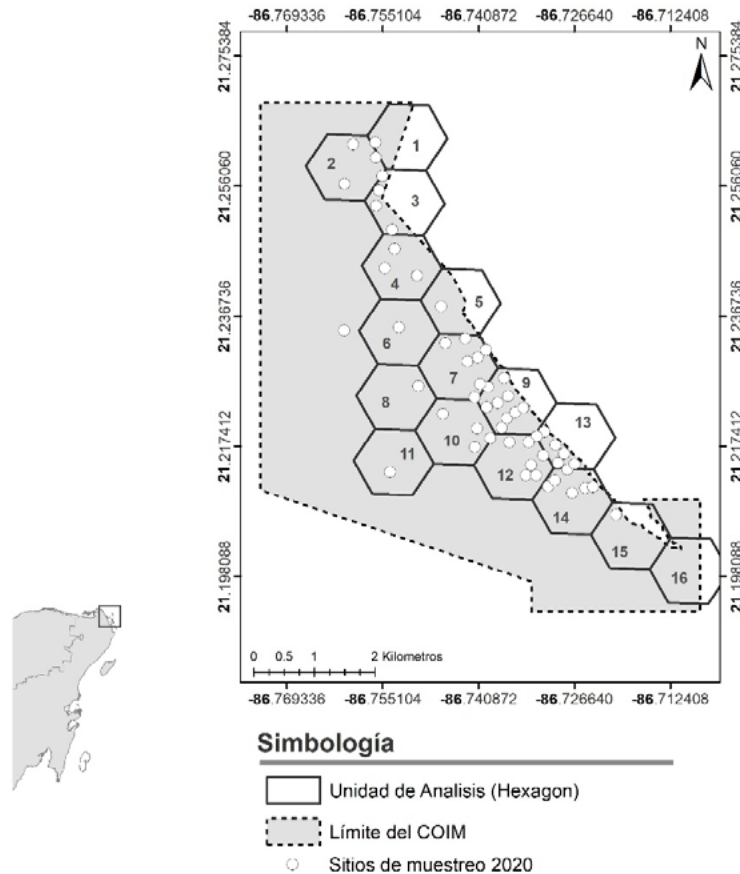


Figura 1. Localización del área de estudio, delimitación del COIM y puntos de muestreo para la caracterización de los paisajes y almacenes de carbono asociado a coberturas de pastos.

Adquisición de datos de campo

Para entrenar los datos satelitales utilizados para el mapeo de la cobertura espacial y carbono aéreo de pastos marinos del COIM, se utilizaron 37 muestras de la biomasa aérea y subterránea (enterrada) de pastos marinos obtenidas por el método de cosecha en pie (“standing crop”) propuesto por Milner y Hughes (1968). Las muestras fueron tomadas en campo durante agosto y septiembre de 2020 utilizando un nucleador de PVC tipo Curer (CARICOMP, 2001) de 15 cm de diámetro. En laboratorio, las muestras fueron secadas a 65°C por 72 horas dentro de una mufla para obtener el peso seco promedio de cada muestra. El contenido de carbono orgánico en biomasa (carbono vivo) se estimó multiplicando la biomasa aérea (gms/m^2) por el factor propuesto por Fourqurean (2012). Las unidades de carbono fueron extrapoladas a Mg C ha^{-1} de acuerdo con las recomendaciones de Duarte (1990).

Mapeo de la cobertura espacial y carbono aéreo de pastos marinos

Se utilizó una composición verdadera de color con ajustes de brillo y contraste en la escala de grises y nitidez descritos por otros autores para el mapeo de pastos marinos (Lundén y Gullström, 2003; Knudby et al., 2010; Torres-Pulliza et al., 2013; Hossain et al., 2015) para una mejor interpretación visual de la escena Sentinel-2. La escena fue interpretada visualmente a partir de las bandas del espectro visible, el algoritmo batimétrico del albedo (Stumpf y Holderied 2003) y el cociente B2B3 para determinar zonas cubiertas por pastos marinos. A partir de las zonas de pastos marinos interpretadas, se seleccionaron áreas de entrenamiento con dos condiciones del fondo marino; fondos cubiertos por pastos marinos (FPM) y fondos sin cubierta de pastos (FSP). Estas áreas de entrenamiento sirvieron como insumo para la obtención de la cobertura espacial de pastos marinos mediante el método de Máxima Verosimilitud en el programa Envi 5.3. Se utilizaron puntos de muestreo recabados en campo entre agosto y septiembre de 2020 mediante buceo libre o autónomo (dependiendo de la profundidad) para la validación de las áreas de entrenamiento y las áreas de pastos marinos mapeadas. Esta estrategia, ha sido usada con resultados satisfactorios para la construcción de mapas del paisaje (Bello-Pineda et al. 2015; Palafox-Juárez & Liceaga-Correa, 2017). La verificación de los errores de la clasificación fue evaluada a partir del índice de Kappa (Lillesand et al. 2008).

Las estimaciones de las reservas de carbono aéreo de pastos marinos se realizaron a partir de la construcción de un modelo empírico entre los datos de carbono obtenidos a partir de la biomasa aérea (g/m^2) de pastos marinos obtenidos de campo y los valores de los píxeles de la imagen corregida atmosféricamente. Los valores de carbono se utilizaron como entrada en el análisis de regresión donde la variable independiente es el valor del cociente B2B3. Los resultados del modelo fueron evaluados a partir del método del Error Estándar (SE) utilizando muestras independientes obtenidas de campo (Wicaksono, 2015).

Resultados y Discusión

Distribución de los pastos marinos del COIM

La distribución de las praderas de pastos marinos cubre un área de 619 ha y se conforma por un paisaje homogéneo a lo largo del COIM disminuyendo en extensión hacia la porción sur donde el gradiente batimétrico desciende abruptamente en hexágono 15. La exactitud global de la clasificación fue de 92% de acuerdo con el índice de Kappa.

La luz y, por lo tanto, la profundidad, son factores reportados con frecuencia como limitantes en su crecimiento y distribución (Short et al., 2007). Las praderas de pastos marinos del COIM se registraron desde profundidades muy someras (<2.5 m) a profundas (hasta 7 m) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resumen de variables ambientales registrados en campo dentro de las celdas de análisis (hexágonos) utilizadas en este estudio. Errores calculados como desviación estándar.

Unidades de Análisis (Hexágonos)	Profundidad (m)	Salinidad (UPS)	Temperatura °C	Disponibilidad de luz (%)	Coefficiente de Extinción de la Luz (Kd m^{-1})
1	7.3±0.2	34.3±0.1	29.1±0.1	12.8±2	0.3±0.1
2	7.3±0.7	34.5±0.1	29.1±0.1	14.6±1.1	0.3±0.2
3	3.9±2.5	34.5±0.1	29.6±0.3	30.9±10.6	0.4±0.2
4	5.9±3.6	34.5±0.1	29.5±0.6	21.0±12.5	0.4±0.2
5	3.2±0.2	34.5±0.1	29.9±0.1	25.1±5.2	0.4±0.1
7	4.2±1.7	34.5±0.1	29.9±0.6	25.9±7.0	0.4±0.3
8	6.5±1.2	34.5±0.1	29.7±0.2	18.9±3.0	0.3±0.1
9	3.3±1.1	34.6±0.1	29.5±0.4	26.8±6.3	0.5±0.2



10	3.4±0.5	34.6±0.1	29.6±0.1	31.4±1.9	0.3±0.1
11	7.6±1.1	34.5±0.1	29.6±0.1	13.3±0.2	0.3±0.1
12	4.0±0.8	34.6±0.1	29.4±0.5	28.1±5.1	0.3±0.1
13	2.0±1.4	34.5±0.1	30.4±0.5	29.1±3.0	0.9±0.4
14	2.4±1.1	34.6±0.1	29.8±0.7	30.2±17.7	0.6±0.2
15	2.3±0.5	34.5±0.1	29.9±0.1	8.2±1.3	1.1±0.1

Por otra parte, la disponibilidad de luz varió sobre un amplio gradiente; de más turbio hacia el norte (< 12%) y Sur (< 8%) a mayor transparencia para la porción central (> 28%). De acuerdo con estos datos, el desarrollo y crecimiento de pastos marinos en el COIM pueden estar más asociados a factores que no se relacionan con la disponibilidad de luz. La disponibilidad de nutrientes puede ser un factor importante en ambientes marinos oligotróficos (Allgeier et al., 2013), donde el crecimiento de pastos marinos puede estar limitado por la disponibilidad de nitrógeno o fósforo en la columna de agua. Finalmente, la hidrodinámica de Isla Mujeres donde las corrientes pueden dirigirse de norte a sur con intensidades de medias a bajas (50 cm/s) (ANTE, 2016) refleja escasa variación de temperatura y salinidad (Cuadro 1).

Variabilidad de los almacenes de carbono en biomasa viva de pastos marinos

Los resultados de la variación del carbono vivo (por arriba y por abajo del suelo) sobre las unidades de análisis en el COIM se muestran en la Figura 3. Los valores más altos del carbono aéreo fueron sobre los hexágonos 5 y 7 (porción central) y sur (Hexágono 13; 14; 15) del COIM con promedio por arriba de la media (>2.4 Mg C ha⁻¹). La celda 10 y 2 en la porción central y norte presentaron los menores almacenes de carbono vivo; 1.4 y 1.6 Mg C ha⁻¹ respectivamente. El tejido foliar representa el 32% del almacén carbono vivo. La composición de especies y la proporción entre el tejido rizoidal y foliar pueden ser factores que inciden en la variación (Duarte y Chiscano, 1999) observada del dosel de pastos marinos del COIM. Especies con mayor estructura foliar y rizoidal como *Thalassia testudinum* (Tt) (respecto a *Halodule wrightii* (Hw) por ejemplo), tendrán mayor capacidad para capturar carbono en forma de biomasa y secuestrarlo en los sedimentos (Gullstrom et al., 2018). Las porciones profundas del COIM fueron dominadas por Hw y las someras por Tt. Esta composición de especie refleja un gradiente de mayor carbono aéreo a menor profundidad.

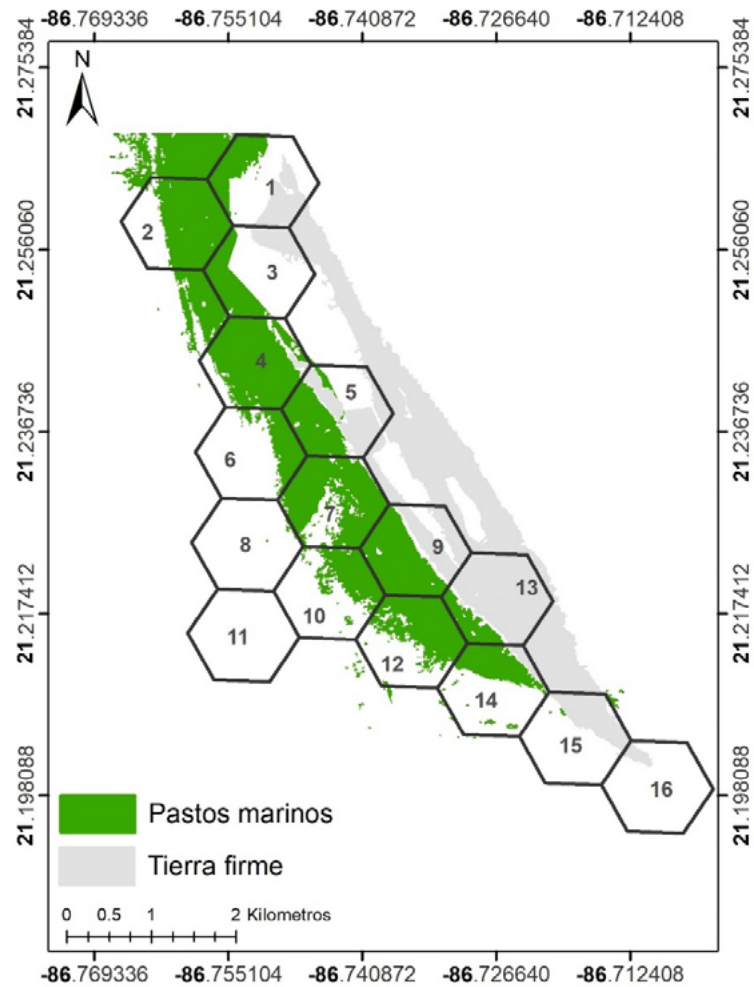


Figura 2. Distribución espacial de praderas de pastos marinos en el COIM.

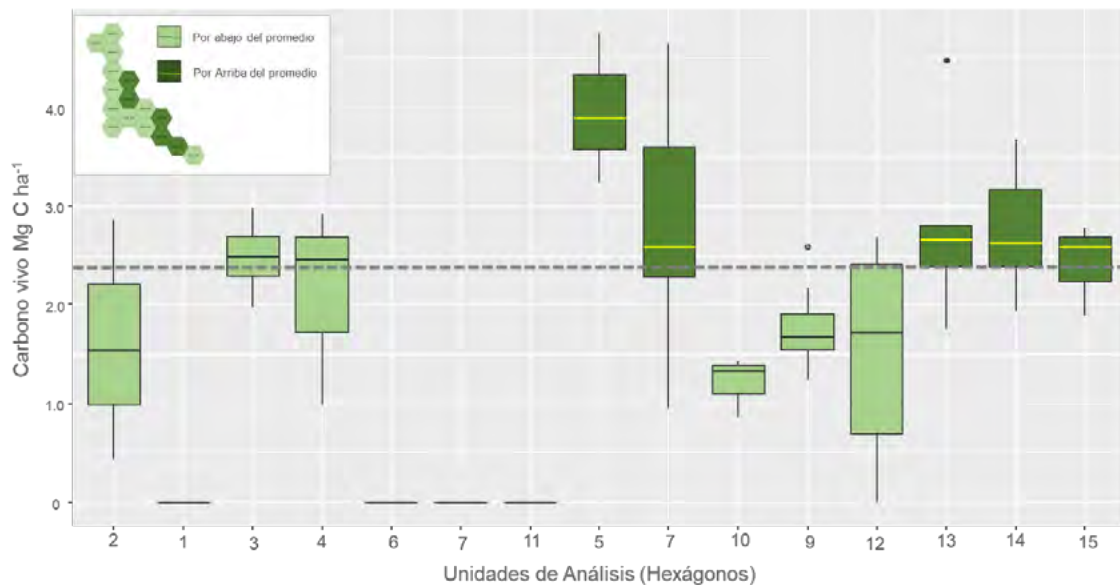


Figura 3. Variación de los almacenes de carbono vivo sobre las 16 unidades de análisis (hexágonos) que cubren los fondos de pastos marinos.

Mapeo del carbono aéreo de pastos marinos

El resultado de la relación entre el carbono aéreo y los valores espectrales del cociente de bandas utilizado se muestra en la Figura 4A. Se observó una buena relación entre las unidades de carbono aéreo tomadas “*in situ*” y los valores de reflectancia del fondo obtenidos con el cociente ($R^2 = 0,64$, $p < 0,0001$, $n = 32$). El modelo empírico generado se utilizó para deducir el área completa del carbono aéreo de pastos marinos en el COIM (Figura 4B). Se estima un almacén de carbono aéreo promedio de $0.32 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con un error ES del $0.14 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Las mayores reservas de carbono aéreo se presentaron en zonas someras del sur del COIM dominadas principalmente por Tt (hexágonos 13 y 14). Los menores se presentaron hacia zonas profundas de las porciones centrales (hexágonos 10 y 12) y del norte del COIM (hexágonos 1 y 2) con praderas mixtas de Tt y Hw. En total se estima que las praderas de pastos marinos del COIM capturan en las hojas y haces un total de $245.37 \pm 86.6 \text{ Mg C}$.

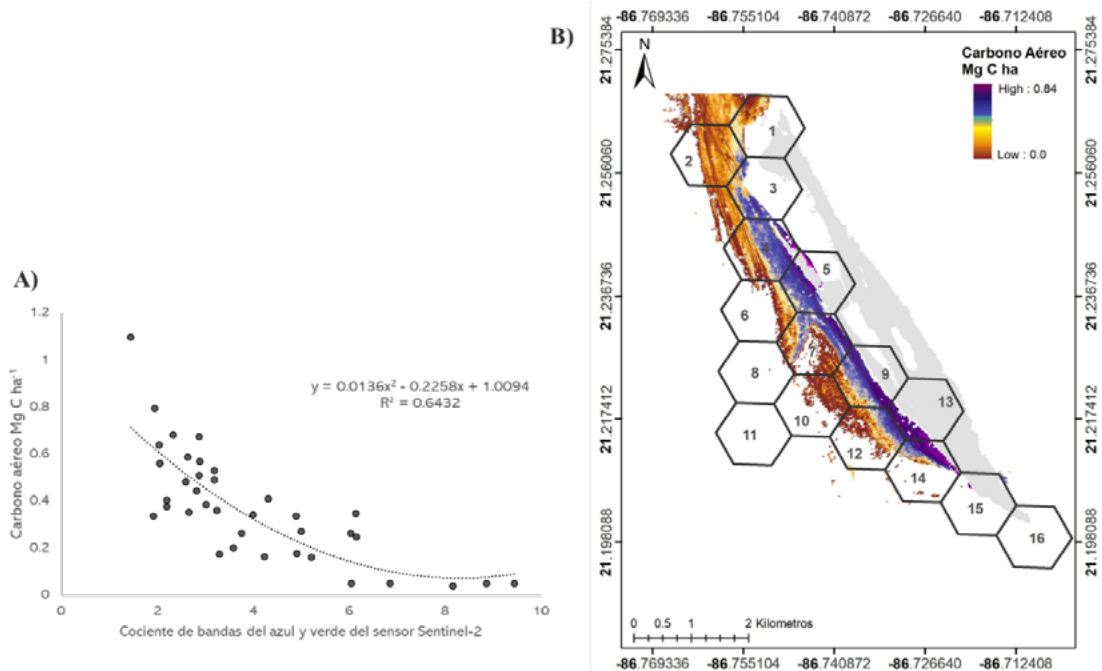


Figura 4. A) Relación entre el carbono aéreo (Mg C ha^{-1}) y la respuesta espectral del fondo corregida mediante el cociente de bandas B2B3 y B) Distribución del carbono aéreo en praderas de pastos marinos en el COIM obtenidos por modelo empírico cuadrático.

Conclusiones

Los resultados del mapeo de la cobertura espacial de pastos marinos muestran una extensión de este ecosistema sobre el COIM de 619 ha con un error de kappa del 92%. La presencia del dosel de pastos marinos permitió inferir una relación inversa entre el carbono aéreo y la profundidad. De acuerdo con el mapa de carbono aéreo estimado, ≈ 123.9 ha de pastos marinos dominadas por Tt en profundidades someras (< 2 m) fueron las que representaron los almacenes más altos ($0.48 - 0.84 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y los más bajos una porción de 122.1 ha dominados por praderas mixtas de Tt y Hw. Este enfoque metodológico permite derivar información de manera eficiente a partir de múltiples datos satelitales. Se demuestra la eficiencia del uso de cocientes entre bandas del espectro visible en aguas de regular a buena transparencia para estimar por métodos indirectos su capacidad para almacenar carbono. La evaluación de los almacenes de carbono en pastos marinos es una tarea que contribuye a delinear estrategias de manejo, conocer sus amenazas y proponer medidas enfocadas a la conservación de este ecosistema.

Agradecimientos

Al laboratorio de Producción Primaria de CINVESTAV, Mérida por los esfuerzos para conformar la base de datos, y análisis de laboratorio. A la CONANP por las facilidades otorgadas para el muestreo dentro del COIM. Este trabajo se estableció en el marco del proyecto 00087099 “Fortalecimiento de la efectividad del manejo y la resiliencia de las áreas naturales protegidas para proteger la biodiversidad amenazada por el cambio climático” con recursos administrados por The Nature Conservancy (TNC) México.

Literatura citada

- Allgeier, J. E., Yeager, L. A., & Layman, C. A. (2013). Consumers regulate nutrient limitation regimes and primary production in seagrass ecosystems. *Ecology*, 94(2), 521-529.
- ANTE. 2016. Propuesta de programa de adaptación. Estudio de vulnerabilidad al cambio climático en diez destinos turísticos seleccionados. Academia de Investigación y desarrollo A.C.
- Armstrong, R. A. (1993). Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 14(3), 621-627.
- Bello-Pineda, J., Reyna-González, P., Aguilera-Arias, J., Arellano-Méndez, L. y Pérez-España, H. 2015. Incorporando análisis espacial para la toma de decisiones en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, p. 281-300. En: Granados-Barba, A., Ortiz-Lozano, L. D., Salas-Monreal D. y González-Gándara, C. (eds.), *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche. ISBN 978-607-8444-11-3. 366 p. <http://epomex.uacam.mx/?>
- Birch, C. P., Oom, S. P., & Beecham, J. A. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological modelling*, 206(3-4), 347-359.
- CARICOMP. 2001. The Caribbean Coastal Marine Productivity Program. Methods Manual - Level I: Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean (pp. 91 pp). Mona, Kingston, Jamaica: CARICOMP Management Center, University of the West Indies, Mona, Kingston, Jamaica y Florida Institute of Oceanography, University of South Florida, St. Petersburg Florida, U.S.A.
- Chavez Jr, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote sensing of environment*, 24(3), 459-479.
- CONABIO. 2018. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. 1st edition. Mexico City: CONABIO
- Duarte, C. M., & Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic botany*, 65(1-4), 159-174.
- Duarte, C.M. 1990. Seagrass nutrient content. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 6, 201-207.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., and Serrano O. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505-509. DOI:10.1038/NGEO1477.
- Green, E. P., Short, F. T., & Frederick, T. (2003). *World atlas of seagrasses*. Univ of California Press.
- Gullström, M., Lyimo, L. D., Dahl, M., Samuelsson, G. S., Eggertsen, M., Anderberg, E., ... & Björk, M. (2018). Blue carbon storage in tropical seagrass meadows relates to carbonate stock dynamics, plant-sediment processes, and landscape context: insights from the western Indian Ocean. *Ecosystems*, 21(3), 551-566.
- Hossain, M. S., Bujang, J. S., Zakaria, M. H., & Hashim, M. (2015). Application of Landsat images to seagrass areal cover change analysis for Lawas, Terengganu and Kelantan of Malaysia. *Continental Shelf Research*, 110, 124-148.
- Knudby, A., LeDrew, E. F. and Brenning, A. 2010. Predictive mapping of reef fish species richness, diversity and biomass in Zanzibar using IKONOS imagery and machine-learning techniques. *Remote Sens Environ* 114:1230-1241.
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W. and Chipman, J. W. 2008. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley and Sons Inc.: Hoboken, NJ, USA.
- Lundén, B. and Gullström, M. 2003. Satellite remote sensing for monitoring of vanishing seagrass in Swedish coastal waters, *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography*, 57:2, 121-124, DOI: 10.1080/00291950310001379.
- Lyons, M., Phinn, S., & Roelfsema, C. (2011). Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007. *Remote Sensing*, 3(1), 42-64.
- Lyzenga, D. R. (1978). Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied optics*, 17(3), 379-383.
- McKenzie, L. J., Yaakub, S. M., Tan, R., Seymour, J., & Yoshida, R. L. (2016). Seagrass habitats of Singapore: environmental drivers and key processes. *Raffles Bulletin of Zoology*.
- Milner, C. and Hughes, R. E. 1968. *Methods for the measurement of the primary production of grassland*. IBP Handbook, No. 6, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- Misbari, S., & Hashim, M. (2016). Change detection of submerged seagrass biomass in shallow coastal water. *Remote Sensing*, 8(3), 200.
- Palafox-Juárez, E. B., and Liceaga, M. 2017. Spatial diversity of a coastal seascape: characterization, analysis and application for conservation. *Ocean Coast. Manage.* 136, 185-195. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.12.002.



- Roelfsema, C. M., Lyons, M., Kovacs, E. M., Maxwell, P., Saunders, M. I., Samper-Villarreal, J., & Phinn, S. R. (2014). Multi-temporal mapping of seagrass cover, species and biomass: A semi-automated object based image analysis approach. *Remote Sensing of Environment*, 150, 172-187.
- Sani, D. A., & Hashim, M. (2018, June). A preliminary work on blue carbon stock mapping in mangrove habitat using satellite-based approach. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 169, No. 1, p. 012078). IOP Publishing.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., & Waycott, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 3-20.
- Stumpf, R. P., Holderied, K., and Sinclair, M. 2003. Determination of water depth with high- resolution satellite imagery over variable bottom types. *Limnology and Oceanography* 48, 547–556pp.
- Torres-Pulliza, D., Wilson, J. R., Darmawan, A., Campbell, S. J. and Andréfouë, S. 2013. Ecoregional scale seagrass mapping: a tool to support resilient MPA network design in the coral triangle. *Ocean Coast Manage* 80:55-64.
- Traganos, D., Poursanidis, D., Aggarwal, B., Chrysoulakis, N., & Reinartz, P. (2018). Estimating satellite-derived bathymetry (SDB) with the Google Earth Engine and sentinel-2. *Remote Sensing*, 10(6), 859.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., ... & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the national academy of sciences*, 106(30), 12377-12381.
- Wicaksono, P. (2015). *Remote Sensing Model Development for Seagrass and Mangrove Carbon Stock Mapping* (Doctoral dissertation, Universitas Gadjah Mada).

5.13. Sistema del CO₂ en condiciones de post-tehuano en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México

García-Burciaga Hugo O.¹; Chapa-Balcorta Cecilia²; López-Serrano Antonio² y Leal-Acosta María L.³. Hernández-Ayón José M.⁴

¹ Carrera de Biología Marina. Universidad del Mar. Puerto Ángel, Oaxaca. C.P. 70902

² Instituto de Recursos. Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

³ Instituto de Industrias Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

⁴ Instituto de Investigaciones Oceanológicas Universidad Autónoma de Baja California. Km. 104 Tij-Ens. Ensenada Baja California.

Autor para correspondencia: cecychb@angel.umar.mx

Resumen

En este trabajo se evaluaron los componentes del sistema de carbonatos en Bahías de Huatulco (BH) durante el mes de abril de 2017, en temporada de post-tehuano. Se colectaron muestras de agua a lo largo de un transecto perpendicular a la costa. Se analizaron en el laboratorio el carbono inorgánico disuelto (CID) y la alcalinidad total (AT) y se calcularon la presión parcial del CO₂ (pCO₂), el pH y el estado de saturación de aragonita (Ω_{Ar}). Los resultados muestran una capa mezclada somera y la presencia de la masa de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) enriqueciendo aguas superficiales con CID (>2150 $\mu\text{mol kg}^{-1}$), AT (>2280 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) y pCO₂ (>1000 μatm), además bajos niveles de pH (<7.8) y Ω_{Ar} , (<1.5). También, se identificaron cuatro eventos de tehuanos y una eventual calma (post-tehuano) previo a la fecha de muestreo, aunado a esto se registraron vientos del este que circulaban paralelos a la costa cerca de la zona de muestreo. Esto sugiere la presencia de procesos oceanográficos que provocan el ascenso de la ASsSt como remolinos ciclónicos en la parte central del Golfo de Tehuantepec (GT) y surgencias en la costa oeste del GT, las cuales se han reportados en estudios previos bajo condiciones de post-tehuano. Los bajos niveles de pH y Ω_{Ar} registrados en la superficie son comparables a las predicciones para el 2100 (pH de 7.7). Aunado a esto, comunidades arrecifales que se encuentran en BH han mostrado ser susceptibles a la acidificación del océano.

Palabras clave: *procesos oceanográficos; comunidades arrecifales; vientos tehuanos.*

Abstract

In this work, we evaluated the components of the carbonate system in Bahías de Huatulco (BH) in April of 2017 during the post-tehuano season. We collected water samples along a transect, perpendicular to the coast. We analyzed dissolved inorganic carbon (DIC) and total alkalinity (TA) in the laboratory and use them to calculate CO₂, partial pressure (pCO₂), pH and aragonite saturation state (Ω_{Ar}). Results show the presence of a shallow mixed layer formed by Tropical surface water and the presence of the Subtropical Subsurface Water (StSsW) mass near the surface with DIC (>2150 $\mu\text{mol kg}^{-1}$), TA (>2280 $\mu\text{mol kg}^{-1}$), and pCO₂ (>1000 μatm), low pH (<7.8) and Ω_{Ar} , (<1.5). Additionally, we identified four tehuano events and an eventual calm (post-tehuano) before the sampling date. Coupled with this, we recorded easterly winds circulating parallel to the coast near the sampling area. Results suggest the presence of oceanographic processes that cause the StSsW to rise above its typical depth, such as cyclonic eddies in the central part of the Gulf of Tehuantepec (GT) and upwelling on the west coast of the GT, which have been reported in previous studies under post-tehuano conditions. The low pH and Ω_{Ar} levels recorded at surface waters are similar to predictions for 2100 (pH 7.7). This implies that reef communities found in BH are susceptible to ocean acidification.

Key words: *oceanographic processes; reef communities; Tehuanos.*

Introducción

En el océano el ciclo del carbono está influenciado por diferentes procesos oceanográficos tales como corrientes marinas, remolinos de mesoescala, surgencias costeras, vientos, aportes fluviales, entre otros (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). En México, frente al Golfo de Tehuantepec (GT), los vientos de chorro conocidos como nortes o tehuanos superan velocidades de 10 m s^{-1} y se intensifican en la temporada de invierno, provocando cambios en la estructura de la columna de agua y en la circulación oceánica (Barton *et al.*, 1993; Romero-Centeno *et al.*, 2003). En el centro del GT, los tehuanos provocan el ascenso de la masa de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) enriqueciendo las aguas superficiales de nutrientes, pero también de carbono inorgánico disuelto (CID), al mismo tiempo, disminuyen el pH y la saturación de aragonita (Ω_{Ar}) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a), estos cambios tienen efecto en las condiciones oceanográficas a nivel regional.

En el extremo oeste del GT, en Bahías de Huatulco (BH), Oaxaca, se encuentran arrecifes de coral representativos del Pacífico Oriental Tropical (Glynn and Leyte, 1997), los cuales presentan un esqueleto de carbonato de calcio, convirtiéndolos en importantes almacenes de carbono. Sin embargo, características del esqueleto como su densidad o su tasa de crecimiento, dependen de la temperatura del agua y su alcalinidad, siendo el CO_2 disuelto en el agua de mar más fácil de precipitar como CaCO_3 en condiciones ligeramente más alcalinas y de mayor temperatura (Langdon *et al.*, 2000). Sin embargo, en los últimos 30 años la tasa de crecimiento de los corales ha disminuido, diversas investigaciones sugieren que el calentamiento global y la acidificación del océano pueden ser los responsables (Manzello, 2010; Medellín-Maldonado *et al.*, 2016).

En la actualidad existen pocos estudios sobre el sistema del carbono en comunidades arrecifales del GT, y teniendo en cuenta que la zona es considerada un laboratorio natural por sus características únicas resultado de los vientos tehuanos, el presente estudio tiene como objetivo evaluar los componentes del sistema de carbonatos en BH.

Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México, en el periodo de abril de 2017 frente a la bahía de Tangolunda en el buque de investigación oceanográfico ARM “Río Tecolutla” (BI-08) de la Secretaría de Marina (Figura 1).

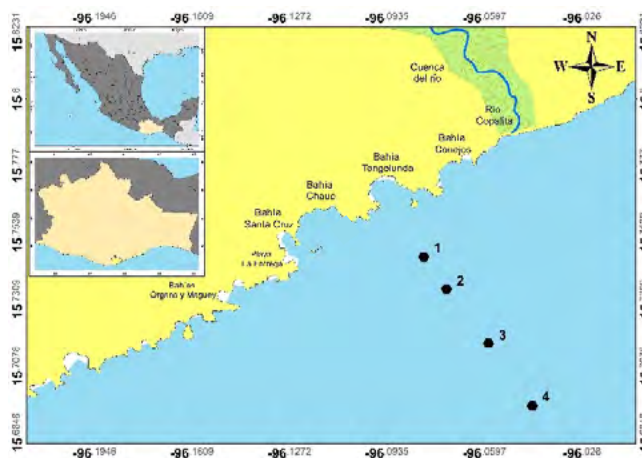


Figura 1. Localización del área de estudio. Los puntos representan las cuatro estaciones del transecto realizado el 27 de abril de 2017 a bordo del buque de investigación oceanográfico ARM “Río Tecolutla” (BI-08) de la Secretaría de Marina.

Se realizó un transecto con cuatro estaciones frente a la bahía de Tangolunda, donde se recolectaron muestras de agua a diferentes profundidades que van desde la superficie hasta los 100 m de profundidad

(Figura 1). Las muestras fueron obtenidas usando botellas Niskin de 5 L y almacenadas en botellas de borosilicato de 0.5 L. Los datos de temperatura (T °C) y salinidad (salinidad práctica (S_p)) se tomaron con un CTD SBE 19plus. A partir de estos datos, y con base en TEOS 10 (IOC/SCOR/IAPSO, 2010), se calculó la salinidad absoluta (S_A):

$$S_A = S_R + \delta S_A(\varphi, \lambda, p) \quad (1)$$

Donde: S_R es la salinidad de referencia ($S_R = (35.16504/35) \text{ g kg}^{-1} \times S_p$) y δS_A es la anomalía de S_A en función de la longitud (φ), la latitud (λ) y la presión (p).

Así mismo, se calculó la temperatura conservativa (Θ) de la siguiente manera:

$$\Theta = h_0 / c_p^0 \quad (2)$$

Donde: h_0 es la entalpia potencial y c_p^0 es la capacidad calorífica.

En el laboratorio de Oceanografía Química del Instituto de Investigaciones Oceanológicas (UABC) se analizó la concentración de CID y la alcalinidad total (AT). El CID, se determinó por acidificación y detección coulométrica en el analizador UIC modelo CM140. La AT, se determinó empleando una titulación de celda abierta en el titulador automático Metrohm 876 Dosimat plus. La calibración de los métodos se realizó con material de referencia certificado generado por Andrew Dickson en Scripps Institution of Oceanography, de la Universidad de California, San Diego.

A partir de estos resultados, se calcularon el pH, el $p\text{CO}_2$ y la Ω_{Ar} , con el programa CO2SYS versión 1.1 para MATLAB (van Heuven *et al.*, 2011) con las constantes de agua de mar estándar y las constantes de disociación K1 y K2 de Lueker *et al.*, (2000) así como la temperatura, salinidad y presión *in situ*.

Resultados y Discusiones

Vientos Tehuanos

Previo a la fecha de muestreo se registraron cuatro eventos de tehuanos entre el mes de marzo hasta el 27 de abril en la parte central del GT, cercano al área de estudio se registró vientos mayores a 10 m s^{-1} el 19 de marzo (Figura 2a-b). Además, días previos al muestreo en BH, los vientos fluctuaron entre los 8.6 y 2.8 m s^{-1} (Figura 2a), el día del muestreo se registraron vientos del Oeste que circulan paralelos a la costa con velocidades de 3.7 m s^{-1} (Figura 2c). Es de notarse la concordancia entre la velocidad del viento en el GT y en BH.

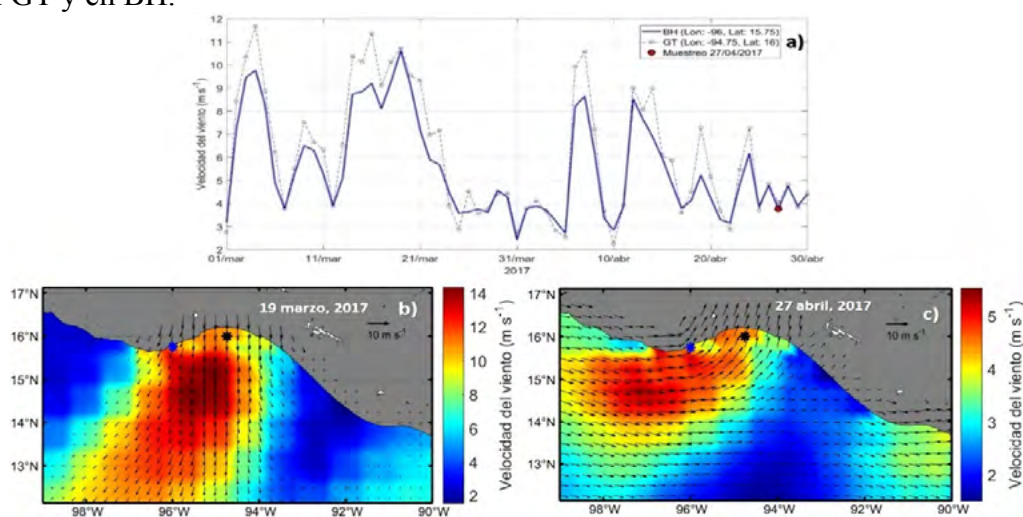


Figura 2. a) Promedio diario de la velocidad del viento (m s^{-1}) del periodo de marzo a abril de 2017. La línea azul representa la serie de tiempo para Bahías de Huatulco (Lon: -96 Lat: 15.75). La línea discontinua negra representa la serie de tiempo para la parte central del Golfo de Tehuantepec (Lon: -94.75 Lat: 16). El círculo de color rojo representa el valor de la velocidad del viento de la fecha de muestreo el 27 de abril de 2017. Imágenes de la velocidad (m s^{-1}) y dirección del viento en el Golfo de Tehuantepec para

las fechas del b) 19 de marzo y c) 27 de abril de 2017. Las marcas azul y negro representan las ubicaciones de la serie de tiempo (Datos satelitales de viento: <https://marine.copernicus.eu/>).

Estructura termohalina

El 27 de abril de 2017 frente a la bahía de Tangolunda, la mayor temperatura se registró en superficie con promedio de 28.3 °C, disminuyendo con el incremento de la profundidad, hasta los 15 °C entre los 75 m y 100 m. La termoclina se presentó a los 20 m de profundidad (Figura 3a). La salinidad fluctuó entre los 34.5 y 34.9 g kg⁻¹, con la haloclina a 30 m de profundidad. Por debajo de ésta se encontraron las concentraciones más altas (>34.8 g kg⁻¹) hasta los 100 m de profundidad, mientras que las concentraciones más bajas (34.5 – 34.7 g kg⁻¹) se observaron por encima de la haloclina (Figura 3b). La picnoclina se registró a 20 m de profundidad (isopicna de 23 kg m⁻³) (Figura 3c). Adicionalmente, por sus características termohalinas, se identificaron la masa de Agua Superficial Tropical (AST) entre la superficie y los 30 m de profundidad, y la ASsSt entre los 30 y 100 m de profundidad. La AST presenta temperaturas mayores a los 25 °C y salinidad absoluta menor a 34.6 g kg⁻¹, mientras que la ASsSt presenta un rango de temperatura conservativa de los 9 a los 18 °C y salinidad absoluta de 34.6 a 35.1 g kg⁻¹ (Cepeda-Morales *et al.*, 2013; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015; Portela *et al.*, 2016).

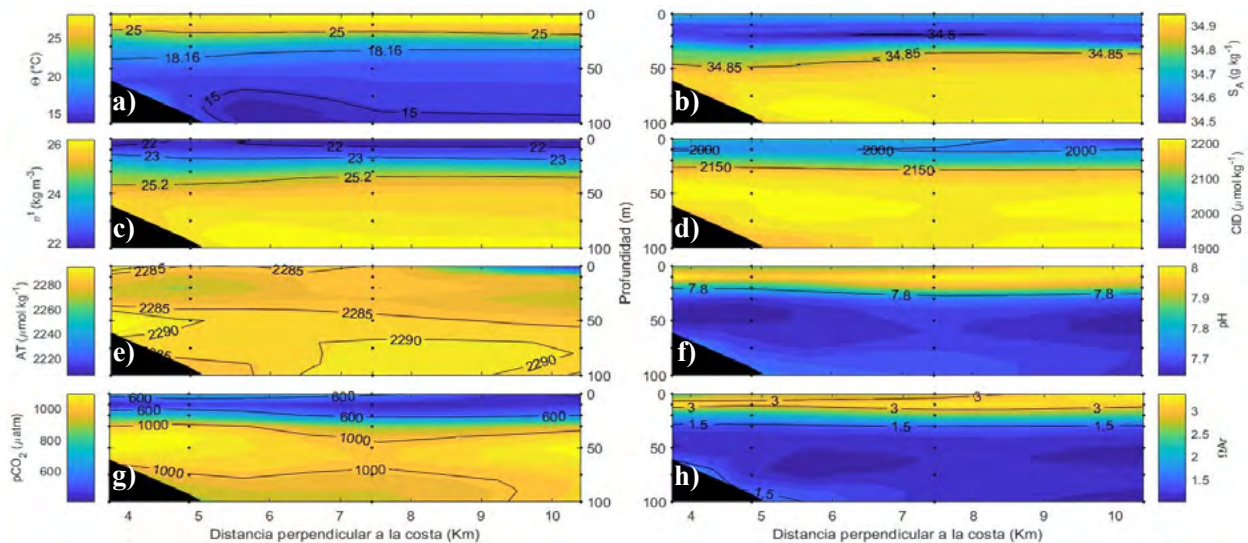


Figura 3. Perfiles verticales del transecto frente a la bahía de Tangolunda para el día 27 de abril de 2017. Los puntos negros representan la profundidad donde se obtuvieron las muestras, el eje inferior indica la distancia perpendicular a la costa en kilómetros y el área de color negro representa la plataforma continental. a) Temperatura conservativa (Θ °C), b) Salinidad absoluta (g kg⁻¹), c) Anomalia de densidad (σ^t kg m⁻³), d) Carbono inorgánico disuelto (μmol kg⁻¹), e) Alcalinidad total (μmol kg⁻¹), f) pH, g) Presión parcial del CO₂ (μatm) y h) Estado de saturación de Aragonita.

Sistema de carbonatos

La distribución de las variables del sistema de carbonatos refleja un patrón de variación similar entre ellas. Desde los 30 m hasta los 100 m de profundidad se registraron altas concentraciones de CID (>2150 μmol kg⁻¹), AT (>2280 μmol kg⁻¹) y pCO₂ (>1000 μatm), así como bajos valores de pH (<7.8) (Figura 3d-g). Estos valores de CID y pCO₂ son comparables a las concentraciones que presenta la ASsSt, que van desde 2252–2268 μmol kg⁻¹ y 1290–1340 μatm, respectivamente (Franco *et al.*, 2014; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Por el contrario, bajas concentraciones CID (<2000 μmol kg⁻¹), AT (<2280 μmol kg⁻¹) y pCO₂ (<600 μatm), así como altos niveles de pH (>7.9), se registraron por encima de los 30 m hasta la superficie. Estos valores de CID y pCO₂ son comparables a las concentraciones que presenta la ATS, de 1906 ± 29 μmol kg⁻¹ y 560 ± 260 μatm, respectivamente (Franco *et al.*, 2014; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Mientras tanto, los niveles de Ω_{Ar} fluctuaron entre 1.1 y 3.4. Los valores mínimos de Ω_{Ar}

(<1.5) se registraron en la misma profundidad donde se obtuvieron las máximas concentraciones de CID ($>2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$), y los valores máximos de Ω_{Ar} (>3) se registraron en la superficie donde se presentaron las mínimas concentraciones de CID ($<2000 \mu\text{mol kg}^{-1}$) (Figura 3h).

Analizando la distribución de los valores de las variables del sistema de carbonatos, así como los parámetros *in situ* de temperatura, salinidad y la anomalía de la densidad podemos identificar las masas de agua ATS y la ASsSt en los 100 m de profundidad. La profundidad de la ATS se posicionó desde la superficie hasta los 30 m, y la ASsSt alcanzó la profundidad del límite inferior de la ATS (30 m) hasta los 100 m. Considerando que la ATS y ASsSt normalmente se dividen en profundidades de 0 a 50 m y de 70 a 500 m, respectivamente (Cepeda-Morales *et al.*, 2013; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015; Portela *et al.*, 2016). No obstante, Chapa-Balcorta *et al.* (2015) reportaron condiciones oceanográficas para el mes de abril de 2013 que provocan el ascenso de agua en el extremo oeste del GT. Estas son, la presencia de un remolino ciclónico adyacente a la costa en el centro del GT, provocado por los vientos tehuanos, así como, eventos de surgencia costera resultado de los vientos del este que circulan paralelo a la costa. Ambos procesos promovieron el ascenso de la ASsSt hasta los 30 m de profundidad a lo largo de la costa y enriquecieron las aguas superficiales con CID ($2150 - 2224 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y pCO_2 ($1900 \mu\text{atm}$) al mismo tiempo transportaron pH relativamente bajo (7.6) y el horizonte de saturación de la aragonita ($\Omega_{\text{Ar}} = 1$) se elevó hasta los 100 m. En el presente estudio, se registraron vientos tehuanos previo al muestreo (Figura 2a y b), lo que pudo provocar un remolino ciclónico en el centro del GT como lo reportan Chapa-Balcorta *et al.* (2015), además, durante el muestreo se registraron vientos del este que circulaban paralelos a la costa oeste del GT, cerca de BH, pudiendo dar como resultado una surgencia costera cerca de la zona de muestreo. Esto se ve reflejado en el ascenso de la ASsSt que enriqueció aguas superficiales de CID ($>2150 \mu\text{mol kg}^{-1}$), AT ($>2280 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y pCO_2 ($>1000 \mu\text{atm}$), y disminuyó los niveles de pH (7.8) y Ω_{Ar} (<1.5) hasta los 30 m de profundidad, así como una disminución en la profundidad de la ATS.

En última instancia, en el presente trabajo se reportan bajos niveles de pH (<7.8) en la superficie (~ 30 m) y disminución en los niveles de Ω_{Ar} . Estas condiciones en BH son comparables, a las predicciones hechas para 2100 (pH de 7.7) (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2014). Aunado a esto, en la costa de BH se encuentran comunidades arrecifales donde el género *Pocillopora* es el principal responsable de la construcción de estos arrecifes (Glynn and Leyte, 1997), y se ha demostrado que este género es susceptible a la acidificación del océano, sin embargo, otros corales como los del género *Pavona*, han mostrado una mayor resistencia a la acidificación (Manzello, 2010). Estos organismos están expuestos a estas condiciones estresantes lo que los hace un candidato perfecto para estudiar las posibles consecuencias y adaptaciones a la acidificación del océano.

Conclusiones

En síntesis, en el mes abril de 2017 frente a la bahía de Tangolunda, se registró la ASsSt a partir e los ~ 30 m) con enriquecimiento de CID, AT y pCO_2 al mismo tiempo disminuyó los niveles de pH y Ω_{Ar} . También, se identificaron cuatro eventos de tehuanos y una eventual calma (post-tehuano) previo a la fecha de muestreo, aunado a esto se registraron vientos del este que circulaban paralelos a la costa cerca de la zona de muestreo. Es probable que estos acontecimientos provocaran procesos oceanográficos que promueven el ascenso de la ASsSt como se reporta en estudios similares en el GT. Estos procesos son, la presencia de remolino ciclónico en el centro del GT y eventos de surgencia costera en la costa oeste del GT. Los bajos niveles de pH y Ω_{Ar} registrados en la superficie son comparables a las predicciones para el 2100 (pH de 7.7). Las comunidades arrecifales están expuestas a estas condiciones de pH, por lo que es importante hacer más estudios sobre las posibles consecuencias y su adaptabilidad a estos estresantes. El hecho de registrar estas concentraciones cerca de la costa (< 4 km) refleja que las condiciones regionales tienen efectos sobre las locales.

Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto Programa de monitoreo permanente de la acidificación del océano y su efecto en la calcificación de los corales formadores de arrecifes en México”, con clave SEMARNAT-2016-01-278637 por el financiamiento de este trabajo; A la Secretaría de Marina Armada de México por el uso del buque de investigación oceanográfico ARM “Río Tecolutla” (BI-08) para la colecta de las muestras. Al Ocean. Pablo Gregorio Ruiz Pérez por el apoyo e laboratorio. Por último, un agradecimiento a todas las personas involucradas en la toma de muestras. HOGB es becario del proyecto PRODEP “Variación espacio-temporal de los procesos biogeoquímicos de la zona costera del Golfo de Tehuantepec y su relación con el zooplancton.

Literatura citada

- Barton, E. D., M.L. Argote, J. Brown, P.M. Kosro, M. Lavin, J.M. Robles, R.L. Smith, A. Trasvia and H.S. Velez. 1993. Supersquirt: dynamics of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Oceanography* 6(1):23-30.
- Cepeda-Morales, J., Gaxiola-Castro, G., Beier, E., and Godínez, V. M. 2013. The mechanisms involved in defining the northern boundary of the shallow oxygen minimum zone in the eastern tropical Pacific Ocean off Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 76:1–12. doi:10.1016/j.dsr.2013.02.004
- Chapa-Balcorta, C., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu, E. Beier, S.R. Alin and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120:7752–7770 DOI: 10.1002/2015JC011249.
- Franco, A.C., J.M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro, and R. Sosa-Ávalos. 2014. Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119(5): 2923-2937.
- Glynn, P.W. and G.E. Leyte. 1997. Coral reefs of Huatulco, West Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical* 1033-1047.
- Hoegh-Guldberg, O., R. Cai, E.S. Poloczanska, P.G. Brewer, S. Sundby, K. Hilmi, V.J. Fabry and S. Jung. 2014. The Ocean, in *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by V. R. Barros et al., pp. 1655–1731, Cambridge Univ. Press, Cambridge, U. K.
- IOC, SCOR and IAPSO. 2010. The international thermodynamic equation of seawater - 2010: Calculations and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission, Manuals and Guides No. 56, UNESCO (English), 196 p. Barton, E. D., M.L. Argote, J. Brown, P.M. Kosro, M. Lavin, J.M. Robles, R.L. Smith, A. Trasvia and H.S. Velez. 1993. Supersquirt: dynamics of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Oceanography* 6(1):23-30.
- Langdon, C., T. Takahashi, C. Sweeney, D.W. Chipman, J.G. Goddard, F. Marubini, H. Aceves, H. Barnett and M.J. Atkinson. 2000. Effect of Calcium Carbonate Saturation State on the Calcification Rate of an Experimental Coral Reef. *PANGAEA* 14:639-654.
- Lueker, T.J., A.G. Dickson and C.D. Keeling. 2000. Ocean pCO₂ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K₁ and K₂: Validation based on laboratory measurements of CO₂ in gas and seawater at equilibrium, *Marine Chemistry* 70(1-3):105-119.
- Manzello, D. 2010. Coral growth with thermal stress and ocean acidification: Lessons from the eastern tropical Pacific, *Coral Reefs*, 29(3):749–758.
- Medellín-Maldonado, F., Cabral-Tena, R. A., López-Pérez, A., Calderón-Aguilera, L. E., Norzagaray-López, C., Chapa-Balcorta, C., & Zepeta-Vilchis, R. C. 2016. Calcificación de las principales especies de corales constructoras de arrecifes en la costa del Pacífico del sur de México. *Ciencias marinas*, 42(3):209-225.
- Portela, E., E. Beier, E.D. Barton, R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández, P.C. Fiedler, L. Sánchez-Velasco and A. Trasviña. 2016. Water Masses and Circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and Surrounding Areas. *Journal of Physical Oceanography*. 46(10):3069-3081.
- Romero-Centeno, R., J. Zavala-Hidalgo, A. Gallegos and J.J. O'Brien. 2003. Isthmus of Tehuantepec Wind Climatology and ENSO Signal. *Journal of Climate* 16(15):2628-2639.
- van Heuven, S., D. Pierrot, J.W.B. Rae, E. Lewis, and D.W.R. Wallace. 2011. MATLAB Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105b. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee. doi: 10.3334/CDIAC/otg.CO2SYS_MATLAB_v1.1



6 Ecosistemas Marinos

6.1. Intensa desnitrificación en una bahía tropical del Golfo de California

Sánchez Alberto¹; Shumilin Evgueni¹ y Ortiz-Hernández Ma. Concepción²

¹ Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, Av. IPN SN, Col. Playa Palo de Sta. Rita, La Paz, B.C.S, México

² El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal, Av. Centenario km 5.5, Col. Pacto Obrero Campesino, Chetumal, Quintana Roo, México

Autor para correspondencia: alsanchezg@ipn.mx, alsanchezg13@gmail.com

Resumen

La expansión de la frontera superior de la zona de mínimo de oxígeno ha sido asociada con la baja solubilidad del oxígeno en el océano superficial, debido al calentamiento global en regiones tropicales. Sin embargo, los registros de $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica particulada en hundimiento y de los sedimentos sugieren que la solubilidad del oxígeno es controlada por el forzamiento oceanográfico en la región ecuatorial tropical. Con la finalidad de entender los procesos que controlan la desnitrificación observada en la Bahía de La Paz, se recolectaron 31 muestras de sedimentos superficiales en la Bahía de La Paz. Las muestras de sedimentos superficiales fueron analizadas para cuantificar la relación isotópica de nitrógeno. Se identifican tres grupos de valores de $\delta^{15}\text{N}$: (1) contribución terrestre, (2) mezcla nitrificación-desnitrificación y (3) desnitrificación. Las condiciones de hipoxia ($<60 \mu\text{M}$) sugiere intensa desnitrificación de la columna de agua a 50 m de profundidad. El $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica es mayor en la bahía, el margen de Chile y la región norte del Océano Índico con respecto a los márgenes de Angola. Esta diferencia entre estos sitios es debido a las condiciones de deficiencia de oxígeno permanentes en los primeros tres sitios y la productividad exportada en los cuatro sitios.

Palabras clave: *desnitrificación; oxígeno disuelto; productividad exportada; Golfo de California.*

Abstract

The expansion of the upper boundary of the oxygen minimum zone has been associated with low oxygen solubility in the surface ocean due to global warming in tropical regions. However, $\delta^{15}\text{N}$ records from sinking particulate organic matter and sediments suggest that oxygen solubility is controlled by oceanographic forcing in the tropical equatorial region. In order to understand the processes controlling the denitrification observed in La Paz Bay, 31 surface sediment samples were collected in this bay. Surface sediment samples were analyzed to quantify the nitrogen isotope ratio. Three groups of $\delta^{15}\text{N}$ values are identified: (1) terrestrial contribution, (2) nitrification-denitrification mixing, and (3) denitrification. Hypoxic conditions ($<60 \mu\text{M}$) suggest intense denitrification of the water column at 50 m depth. The $\delta^{15}\text{N}$ of organic matter is higher in the bay, the Chilean margin and the northern Indian Ocean region with respect to the Angolan margin. This difference between these sites is due to permanent oxygen deficient conditions at the first three sites and exported productivity at the four sites.

Keywords: *denitrification; dissolved oxygen; exported productivity; Gulf of California.*

Introducción

La Bahía de La Paz está ubicada en la frontera norte de la zona de mínimo de oxígeno del Pacífico Nororiental Tropical (PNT) dentro del Golfo de California. Esta bahía ha sido ampliamente estudiada con la finalidad de inferir la conexión que existe entre las condiciones oceanográficas y climáticas del

Océano Pacífico y el Golfo de California (Aguñiga et al., 2010; Staines-Urías et al., 2009; Ricaurte-Villota et al., 2013; Choumiline et al., 2019).

La composición isotópica de nitrógeno de la materia orgánica sedimentaria puede ser considerada un trazador de la desnitrificación de la columna de agua i.e. oxígeno disuelto, si ocurre una completa utilización del nitrato por productores primarios en la zona fótica. De esta forma, la materia orgánica en hundimiento y que es preservada en el sedimento proporciona información sobre las condiciones de ventilación de la columna de agua (Altabet et al., 1999; Ganeshram et al., 2000). De hecho, la tasa de cambio de 1‰ en el $\delta^{15}\text{N}$ de los nitratos de la columna de agua ha sido propuesto a reflejar una variación de $4\pm 1 \mu\text{M}$ de oxígeno disuelto en zonas de mínimo de oxígeno (Tems et al., 2016).

Se ha documentado, a partir de datos históricos de los últimos 60 años, que la frontera superior de la zona de mínimo de oxígeno se ha somerizado por efectos del calentamiento global (Stramma et al., 2008). Sin embargo, la variabilidad del $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica, en registros sedimentarios de alta resolución de los últimos 150 años, sugiere que este incremento en la deficiencia de oxígeno corresponde a cambios de las condiciones climáticas y oceanográficas de la región tropical (Deutsch et al., 2014). De hecho, eventos de hipoxia somera (< 5 m de profundidad) han sido registrados en la costa continental del Golfo de California (Herrera-Becerril et al., 2020) y occidental de Baja California Sur (Low et al., 2021).

En este trabajo se presenta la composición isotópica de nitrógeno de la materia orgánica sedimentaria, en el intervalo de 0 a 150 m de profundidad, con la finalidad de inferir cambios en la desnitrificación de la columna de agua en la frontera superior de la zona de mínimo de oxígeno en el Pacífico Nororiental Tropical.

Material y métodos

Área de estudio

La Bahía de La Paz intercambia propiedades fisicoquímicas con el Golfo de California, a través de la boca grande y canal San Lorenzo (Figura 1). Este intercambio de propiedades está restringido por la presencia de un “bajo” a 250 m de profundidad en boca grande. De esta forma, las masas de agua presentes en el interior de la bahía son agua del Golfo de California y superficial ecuatorial hasta 100 m de profundidad y agua subsuperficial subtropical por debajo de los 100 m de profundidad en la bahía. Las masas de agua superficial se caracterizan por concentraciones de oxígeno disuelto $> 60 \mu\text{M}$. Mientras que, el agua subsuperficial subtropical está caracterizada por condiciones de hipoxia (Monreal-Gómez et al., 2001; Hendrickx y Serrano, 2014).

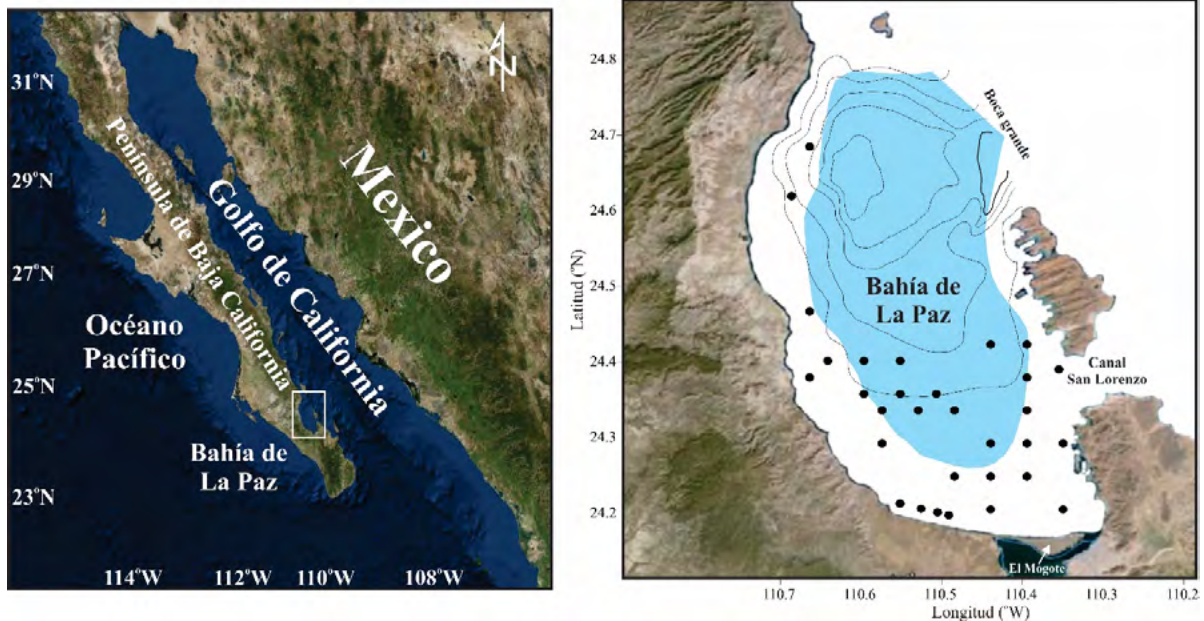


Figura 1. Área de estudio y estaciones de recolecta de sedimentos superficiales (círculos negros) en la Bahía de La Paz, Golfo de California. Las isolíneas representan 50, 100, 200, 300 y 400 m de profundidad. La máxima profundidad corresponde con la depresión geomorfológica de cuenca Alfonso. El área de color azul claro corresponde a la oxipleta de $<0.5 \text{ ml l}^{-1}$ o $22 \text{ } \mu\text{M}$, propuesta para el Golfo de California (Hendrickx y Serrano, 2014).

La bahía presenta dos eventos de productividad primaria neta en enero/febrero y mayo/junio con un promedio aproximado de $2.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con máximo de hasta $4 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $<1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante el periodo de julio a noviembre. La contribución de material litogénico, aunque está restringida por las descargas efímeras de los arroyos que circundan la bahía, ha sido cuantificado hasta en 42% (Silverberg et al., 2014). Mientras que, la materia orgánica de origen terrestre tiene una contribución máxima de 22% de la materia orgánica particulada en hundimiento (Aguñiga et al., 2010).

Metodología

Las muestras 31 de sedimento superficial fueron recolectadas en el intervalo de 0 a 150 m de profundidad, en febrero de 2014, usando un nucleador de caja (Figura 1). En cada estación solo los primeros 2 cm fueron obtenidos y almacenados en frío para su preservación. Previo al análisis isotópico de nitrógeno, las muestras fueron secadas en un horno a 50°C , maceradas y homogeneizadas en un mortero de ágata. De cada muestra se pesaron de 5 a 6 mg y la composición isotópica de nitrógeno se determinó por combustión a alta temperatura usando un analizador elemental COSTECH 4010 en interfase con un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas Delta Plus V. Los valores fueron reportados en notación δ (‰) en referencia al nitrógeno del aire:

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = \left(\left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{muestra}}}{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{referencia}}} \right) - 1 \right) \times 1000.$$

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ mostraron una desviación relativa de $\pm 0.2\text{‰}$ vs. nitrógeno del aire.

Resultados y discusión

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica tienen promedio y desviación estándar de $5.7 \pm 4.1 \text{‰}$ con mínimo de -2.5‰ y máximo de 11.6‰ . En la Figura 2, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica presentaron una agrupación con respecto a la profundidad de la columna de agua: (1) el grupo I con valores de $\delta^{15}\text{N}$ que varían de -2.5 a 3.6‰ en el intervalo de 0 a 40 m de profundidad, (2) el grupo II, en el intervalo de 40 a 80 m de profundidad, donde el $\delta^{15}\text{N}$ varía de 4.2 a 8.4‰ y (3) el grupo III, entre

80 y 150 m de profundidad, con valores de $\delta^{15}\text{N}$ que mostraron una menor variación, mínimo de 10.0 ‰ y máximo de 11.6 ‰. El análisis de varianza por indicio que existen diferencias estadísticas entre los grupos ($F_{2,30, \alpha=0.05} = 101.441$, $P < 0.001$) y los grupos I vs II y III ($P < 0.001$) y grupo II vs. III ($P < 0.001$).

Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ sedimentario del grupo I fueron menores a los valores característicos de la asimilación de nitrógeno por productores primarios en ambientes de océano abierto (ca. 5 ‰, Altabet et al., 1999) y de surgencia permanentes (ca. 6 ‰, Thunell y Kepple, 2004). La materia orgánica de fuente terrestre caracterizada por valores de $\delta^{15}\text{N}$ empobrecidos en ^{15}N (cerca de 0 ‰, Ganeshram et al., 2000), parece ser reflejada en los valores de $\delta^{15}\text{N} < 4$ ‰ de los sedimentos superficiales. De hecho, el material litogénico es un componente importante del material particulado en hundimiento en esta bahía (Silverberg et al., 2014) y la contribución de materia orgánica del ambiente terrestre ha sido cuantificada hasta en 22% (Aguñiga et al., 2010).

Los procesos de mezcla de la señal isotópica de nitrógeno es un proceso común que ocurre en ambientes marinos donde está presente zonas de mínimo de oxígeno. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ enriquecidos en ^{15}N que afloran de aguas subsuperficiales pueden ser diluidos por la fijación de nitrógeno, que ocurre en la zona fótica por cianobacterias (Thunell y Kepple, 2004). En este sentido el grupo II presentó valores de $\delta^{15}\text{N}$ que corresponden a dos procesos que pueden intervenir en su dilución. Por un parte, a la fijación de nitrógeno por organismos facultativos, como ha sido demostrado por White et al. (2012) para el Golfo de California o por el aporte de materia orgánica de origen terrestre, como ocurre en el grupo I, e impacta la composición de este grupo II. Sin embargo, la composición isotópica de carbono de estas muestras con un intervalo de -18.1 ‰ a 21.1 ‰ corresponde a una fuente netamente marina (Lamb et al., 2006). De esta forma, la señal del $\delta^{15}\text{N}$ de este grupo II está asociada de la fijación de nitrógeno y el afloramiento de agua subsuperficial enriquecida en ^{15}N .

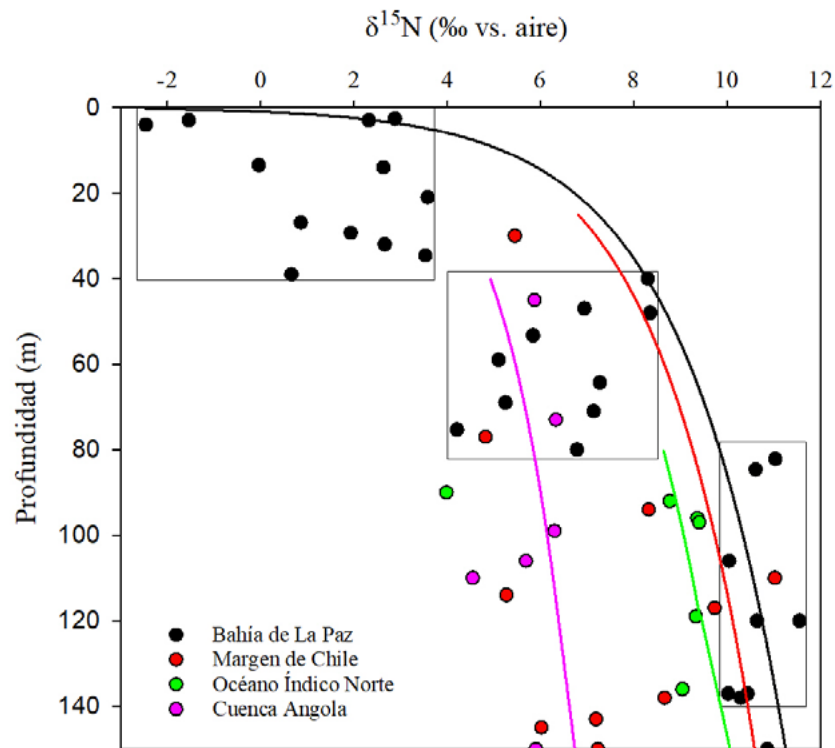


Figura 2. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica con respecto a la profundidad de la columna de agua para Bahía de La Paz (círculo negro), Margen de Chile (círculo rojo, De Pol-Holz et al., 2009), Océano Índico Norte (círculo verde claro, Gaye-Haake et al., 2005) y Cuenca Angola (círculo rosa, Emeis et al., 2009). Las líneas continuas corresponden con las regresiones exponenciales para cada sitio. Los rectángulos corresponden exclusivamente a los grupos 1, II y III descritos en los resultados para la Bahía de La Paz.

La desnitrificación de la columna de agua fue evidente a 80 m de profundidad de la columna de agua en la bahía, considerando que los valores de $\delta^{15}\text{N} > 10\text{‰}$ son característicos de desnitrificación i.e. deficientes de oxígeno disuelto (Altabet et al., 1999; Ganeshram et al., 2000; Aguiñiga et al., 2010; Ricaurte-Villota et al., 2013; Deutsch et al., 2014; Tems et al., 2016; Sánchez et al., 2018). Antecedentes previos han sugerido que la desnitrificación de la columna de agua ocurre por debajo de los 150 m de profundidad (Altabet et al., 1999; Sigman et al., 2005). Sin embargo, los eventos de hipoxia son cada vez más frecuentes a menor profundidad en el Pacífico mexicano (Herrera-Becerril et al., 2020; Low et al., 2021). Esto pudiere explicar las condiciones de desnitrificación observadas a 80 m en el presente estudio. Sin embargo, investigaciones en este sentido son necesarias para evidenciar esta somerización de la desnitrificación de la columna de agua.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la materia orgánica sedimentaria en la Bahía de La Paz son ligeramente enriquecidos en ^{15}N con respecto al margen de Chile y Océano Índico Norte. Mientras que, la cuenca Angola fue mucho menos enriquecida que las regiones anteriores (Figura 2). Esta diferencia en el enriquecimiento en ^{15}N de la materia orgánica para los primeros tres sitios es debido a la permanente presencia de la zona de mínimo de oxígeno y la productividad exportada que contribuye con el consumo de oxígeno por oxidación de la materia orgánica. Mientras que, la productividad exportada es responsable de mantener valores de $\delta^{15}\text{N}$ en la cuenca Angola, similares a zonas de surgencia, donde los procesos de nitrificación son dominantes y no ocurre mezcla con aguas subsuperficiales enriquecidas en ^{15}N , como ocurre en zonas de mínimo de oxígeno (Gaye-Haake et al., 2005; De Pol-Holz et al., 2009; Sánchez et al., 2018) continúa apoyando la evidencia que la bahía de La Paz es ligeramente más desnitrificante que el resto de los sitios.

Finalmente, los sedimentos superficiales y los registros sedimentarios pueden mostrar evidencias de la expansión y contracción de la zona de mínimo de oxígeno con una muy buena resolución. Por lo que es necesario realizar investigaciones donde la colecta de sedimentos superficiales o registros sedimentarios incluya la región somera y dinámica de la zona de mínimo de oxígeno, sobre todo para lograr registrar estos eventos de hipoxia somera que cada vez son más frecuentes en el Golfo de California.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico otorgado a AS, a través del proyecto de investigación SIP-20200708.

Literatura citada

- Aguiñiga, S., Sánchez, A., and Silverberg, N. 2010. Temporal variations of C, N, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$ in organic matter collected by a sediment trap at Cuenca Alfonso, Bahía de La Paz, SW Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 30, 1692-1700.
- Altabet, M. A., Pilskaln, C., Thunell, R., Pride, C., Sigman, D., Chavez, F., and Francois, R. 1999. The nitrogen isotope biogeochemistry of sinking particles from the margin of the Eastern North Pacific. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 46(4), 655-679.
- Herrera-Carlos, C. A., Sánchez-Cabeza, J. A., Lara-Cera, A. R., Álvarez-Sánchez, F., Machaín -Castillo, M. L., and Ruiz -Fernández, A. C. 2020. Hypoxia in surface coastal waters at the entrance of Gulf of California. *Ocean Science Meeting*, 16-20 February 2020. San Diego, California, USA. agu.confex.com/agu/osm20/meetingapp.cgi/Paper/644500
- Choumiline, K., Pérez-Cruz, L., Gray, A. B., Bates, S. M., and Lyons, T. W. 2019. Scenarios of deoxygenation of the eastern tropical north pacific during the past millennium as a window into the future of oxygen minimum zones. *Frontiers in Earth Science*, 7, 237.
- Deutsch, C., Berelson, W., Thunell, R., Weber, T., Tems, C., McManus, J., and van Geen, A. 2014. Centennial changes in North Pacific anoxia linked to tropical trade winds. *Science*, 345(6197).
- De Pol-Holz, R., Robinson, R.S., Hebbeln, D., Sigman, D.M., and Ulloa, O., 2009. Controls on sedimentary nitrogen isotopes along the Chile margin. *Deep Sea Research II* 56, 1100-1112., 665-668.
- Emeis, K. C., Struck, U., Leipe, T., and Ferdelman, T. G. 2009. Variability in upwelling intensity and nutrient regime in the coastal upwelling system offshore Namibia: results from sediment archives. *International Journal of Earth Sciences*, 98(2), 309-326.
- Ganeshram, R. S., Pedersen, T. F., Calvert, S. E., McNeill, G. W., and Fontugne, M. R. 2000. Glacial- interglacial variability in

- denitrification in the world's oceans: Causes and consequences. *Paleoceanography*, 15(4), 361-376.
- Gaye-Haake, B., Lahajnar, N., Emeis, K. C., Unger, D., Rixen, T., Suthhof, A., and Ittekkot, V. 2005. Stable nitrogen isotopic ratios of sinking particles and sediments from the northern Indian Ocean. *Marine Chemistry*, 96(3-4), 243-255.
- Hendrickx, M., and Serrano, D. 2011. Effects of the oxygen minimum zone on squat lobster distributions in the Gulf of California, Mexico. *Open Life Sciences*, 9(1), 92-103.
- Lamb, A. L., Wilson, G. P., and Leng, M. J. 2006. A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Reviews*, 75(1-4), 29-57.
- Low, N. H., Micheli, F., Aguilar, J. D., Arce, D. R., Boch, C. A., Bonilla, J. C., and Woodson, C. B. 2021. Variable coastal hypoxia exposure and drivers across the southern California Current. *Scientific reports*, 11(1), 1-10.
- Monreal-Gómez, M. A., A. Molina-Cruz, and D.A. Salas-de León. 2001. Water masses and cyclonic circulation in Bay of La Paz, Gulf of California, during June 1998. *Journal of Marine Systems* 30:305-315.
- Ricaurte-Villota, C., González-Yajimovich, O., and Sanchez, A., 2013. Coupled response of rainfall and denitrification to solar forcing during the Holocene in Alfonso Basin. *Ciencias Marinas*, 39(2), 151-164.
- Sánchez, A., Rodríguez-Figueroa, G., Shumilin, E., and Ortiz-Hernández, M. C., 2018. Evidence of intense suboxia and anoxia in a tropical bay of the Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 168, 21-27.
- Silverberg, N., Aguirre-Bahena F. and Mucci. A. 2014. Time-series measurements of settling particulate matter in Alfonso Basin, La Paz Bay, southwestern Gulf of California. *Continental Shelf Research* 84:169-187.
- Staines-Urías, F., Douglas, R. G., and Gorsline, D. S. 2009. Oceanographic variability in the southern Gulf of California over the past 400 years: Evidence from faunal and isotopic records from planktic foraminifera. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 284(3-4), 337-354.
- Sigman, D. M., Granger, J., DiFiore, P. J., Lehmann, M. M., Ho, R., Cane, G., and van Geen, A. 2005. Coupled nitrogen and oxygen isotope measurements of nitrate along the eastern North Pacific margin. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4), doi:10.1029/2005GB002458.
- Stramma, L., Johnson, G. C., Sprintall, J., and Mohrholz, V. 2008. Expanding oxygen-minimum zones in the tropical oceans. *science*, 320(5876), 655-658.
- Tems, C. E., Berelson, W. M., Thunell, R., Tappa, E., Xu, X., Khider, D., Lund, S., Gonzalez-Yajimovich, O., and Hamann, Y., 2016. Decadal to centennial fluctuations in the intensity of the eastern tropical North Pacific oxygen minimum zone during the last 1200 years. *Paleoceanography*, 31(8), 1138-1151.
- Thunell, R. C., and Kepple, A. B. 2004. Glacial- Holocene $\delta^{15}\text{N}$ record from the Gulf of Tehuantepec, Mexico: Implications for denitrification in the eastern equatorial Pacific and changes in atmospheric N_2O . *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1), doi:10.1029/2002GB002028.
- White, A. E., Foster, R. A., Benitez-Nelson, C. R., Masqué, P., Verdeny, E., Popp, B. N., Arthur, K. E, and Prah, F. G. 2013. Nitrogen fixation in the Gulf of California and the Eastern Tropical North Pacific. *Progress in Oceanography*, 109, 1-17.



6.2. Variabilidad espacial de la $p\text{CO}_2$ en tres regiones del Pacífico frente a México

Coronado-Álvarez Luz de L.A.¹; Hernández-Ayón J. Martín¹; Espinosa-Carreón T. Leticia² y Delgado-Contreras Juan A.³

¹ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California.

² Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Guasave, Sinaloa.

³ Instituto Tecnológico de Guaymas, Sonora.

Autor de correspondencia: coronadolu@yahoo.com.mx

Resumen

El Pacífico frente a México cuenta con diversas características oceanográficas físico-químicas y biológicas que producen sea un área heterogénea, lo cual incorpora gran variabilidad a la presión parcial de bióxido de carbono ($p\text{CO}_2$). Por lo que poder discernir qué factores físicos o biológicos son los que influyen en mayor medida en los cambios espaciales de la $p\text{CO}_2$ fue el objetivo de este estudio. Se compilaron ~13 500 datos de temperatura superficial de mar, $p\text{CO}_2$ y salinidad de diversas bases de datos internacionales. Se regionalizó el área de estudio en tres regiones de acuerdo a su dinámica física: Sistema de la Corriente de California (SCC), Cabo Corrientes (CC) y Golfo de Tehuantepec (GT). Se estimó la razón Temperatura/Biología (T/B) que supone que los cambios en la $p\text{CO}_2$ están dados por las variaciones en la temperatura del mar y la fijación de carbono mediante fotosíntesis. Bajo este esquema se observó que los cambios de la $p\text{CO}_2$ están dados principalmente por factores biológicos en la zona cercana a la costa, mientras que la temperatura domina en el área oceánica. Sin embargo, por época climática se reportó que el factor térmico fue el dominante en verano en el SCC, CC y GT. Aunque los cambios en la biología son los predominaron en primavera para SCC y CC, mientras que en el GT fue en época de tehuanos, de noviembre a marzo.

Palabras clave: *Cabo Corrientes; Golfo de Tehuantepec; flujos; Sistema de la Corriente de California; gradiente.*

Abstract

The Pacific off Mexico has diverse physical-chemical and biological oceanographic features that make it a heterogeneous area, which incorporates variability in the partial pressure of carbon dioxide ($p\text{CO}_2$). Thus, the aim of this study was discerning which physical or biological factors have more influence on spatial changes in $p\text{CO}_2$. We compiled ~13 500 sea surface temperature, $p\text{CO}_2$, and salinity data from various international databases. The study area was regionalized into three regions according to their physical dynamics: California Current System (CCS), Cabo Corrientes (CC), and Gulf of Tehuantepec (GT). The Temperature/Biology (T/B) ratio was estimated, which assumes that changes in $p\text{CO}_2$ are due to variations in sea temperature and carbon fixation through photosynthesis. Under this scheme, we observed that changes in $p\text{CO}_2$ are given mainly by biological factors in the nearshore area, while temperature dominates offshore. However, by season, it was reported that the thermal factor was dominant in summer in the SCC, CC, and GT. Although the changes in biology are the ones that dominated in spring for SCC and CC, while in the GT it was in the Tehuano season, from November to March.

Key words: *Cabo Corrientes; Golfo de Tehuantepec; flujos; California Current System; gradient.*

Introducción

La variación de la presión parcial de bióxido de carbono en el agua de mar ($p\text{CO}_2$) puede variar con base a diferentes factores físicos, químicos y biológicos, tales como estructuras meso y submesoescala, surgencias, advección, fotosíntesis, respiración, entre otros (DeGrande et al., 1998). Chavez et al. (2007) y Takahashi et al. (2009) en sus estimaciones, concluyeron que el área del Pacífico frente a México, la $p\text{CO}_2$ usualmente se encuentra por encima del equilibrio (valor mayor a la $p\text{CO}_2$ atmosférica) por lo que la diferencia entre la ambas ($p\text{CO}_{2\text{agua}} - p\text{CO}_{2\text{atmósfera}}$) da como resultado la $\Delta p\text{CO}_2$, la cual brinda una idea del sentido del flujo de este gas, cuando los valores son positivos el mar es una fuente hacia la atmósfera, mientras que los valores negativos indican que el océano es un sumidero de CO_2 . Aunque se considera que es necesario incorporar información para reducir la incertidumbre en las estimaciones y tener mayor certidumbre sobre el papel de cada zona del océano dentro del ciclo de carbono (Sutton et al., 2014). Lo anterior es de suma importancia en áreas tan heterogéneas como el Pacífico frente a México, cuyas características oceanográficas físicas incorporan gran variabilidad al área como la presencia de diferentes masas de agua y corrientes superficiales, procesos como surgencias, fotosíntesis, presencia de eventos climatológicos como El Niño/La Niña, entre otros. Las regiones que se han identificado en el Pacífico Mexicano son: la porción sureña del Sistema de la Corriente de California (SCC), frente a la Península de Baja California, donde fluye agua del subártico hacia el ecuador a través de la Corriente de California; y en primavera existen condiciones de surgencias (Lynn y Simpson, 1987; Durazo y Baumgartner 2002). En esta misma región ya se han reportado variaciones estacionales y latitudinales de $p\text{CO}_2$ y FCO_2 en esta región (Hernández-Ayón et al., 2010; De la Cruz-Orozco et al., 2010; Mariano-Matías et al., 2016; Coronado-Álvarez et al., 2017).

Por debajo del SCC se localiza una región de transición entre los 22° y 16.5° N denominada Cabo Corrientes (CC), donde fluye Agua Tropical Superficial y Agua de Transición (Portela et al., 2016; Trucco et al., 2019). Esta región se encuentra inmersa dentro de la alberca de agua cálida del Pacífico Oriental Tropical y donde se ubica una de las zonas de mínimo de oxígeno (ZMO) más grandes del planeta (Cepeda-Morales et al., 2013), que se ha intensificado e incrementado su área debido al aumento de CO_2 atmosférico (Trucco et al., 2019). A los 20° N en CC se presentan surgencias estacionales y al sureste de esta región se localiza el Golfo de Tehuantepec (GT; ~ 16.5 a 10° N), el cual es influenciado estacionalmente por vientos denominados “tehuanos” en otoño e invierno (noviembre a marzo), los cuales circulan desde el Golfo de México hacia el Pacífico a través del Istmo de Tehuantepec (Fiedler y Lavín, 2016), propiciando condiciones de surgencia, mientras que el resto del año presenta temperaturas mayores ($\sim 25^\circ\text{C}$).

Por tanto, el Pacífico Mexicano presenta áreas con condiciones oceanográficas diferentes que incorporan gran dinamismo en la $p\text{CO}_2$ en periodos de tiempo que abarcan desde variaciones diurnas hasta interanuales (Coronado-Álvarez et al., 2017), dificultando la estimación y comprensión de los controles de la $p\text{CO}_2$ en estas zonas (Friederich et al., 2008). Y pese a los esfuerzos a nivel mundial para caracterizar a los océanos en cuanto a su papel como fuente o sumidero de CO_2 (Takahashi et al. 2009), así como de conocer los factores físicos, químicos y biológicos que influyen en la variabilidad de la (Pennington et al., 2010; Coronado-Álvarez et al., 2017; Sutton et al., 2017), aún existen vacíos en diversas zonas del mundo tanto en la cantidad de datos como en la interpretación de estos.

En este trabajo se consideraron las tres regiones del Pacífico Mexicano (Flores-Morales *et al.*, 2009; Fiedler y Lavín, 2016; Fiedler *et al.*, 2013) y se planteó cuantificar las variaciones espaciales de la $p\text{CO}_2$ y evaluar cuáles factores (físicos o biológicos) influyeron en los cambios de la $p\text{CO}_2$ en cada región.

Materiales y Métodos

Se obtuvieron los datos de temperatura superficial del mar (TSM), salinidad y $p\text{CO}_2$ de diferentes repositorios de datos oceanográficos internacionales: 1) proyecto Ocean Acidification Data Stewardship (OADS), 2) Global Ocean Data Analysis Project (GLODAP), 3) del Lamont -Doherty Earth Observatory (LDEO) y 4) Surface Ocean CO_2 Atlas (SOCAT), se compilaron ~13 500 datos en total distribuidos en las tres regiones de estudio (Figura 1).

Asimismo, se obtuvieron los valores mensuales de la $p\text{CO}_2$ atmosférica ($p\text{CO}_{2A}$) del Observatorio en Mauna Loa, Hawaii (Dr. Pieter Tans, NOAA/GML; www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/) y de Scripps Institution of Oceanography (Dr. Ralph Keeling; www.scrippsco2.ucsd.edu) y con ellos se estimó la $\Delta p\text{CO}_2$.

Con el objetivo de discernir cuáles factores (termodinámicos vs. biológicos) influían en mayor grado en las variaciones de la $p\text{CO}_2$, se estimó la relación que tiene la $p\text{CO}_2$ con respecto a la temperatura (T) y los factores biológicos (B), así como la razón entre ellas (T/B), similar al esquema propuesto por Takahashi et al. (2002). Para esto, se calculó la T y B por región, al igual que para cada época climática (primavera, verano, otoño e invierno). En zonas con variabilidad estacional alta en la $p\text{CO}_2$ debido a la actividad biológica, la razón T/B es < 1 , o bien, la diferencia negativa (T menos B). En regiones con una señal biológica relativamente más débil, o bien, constante a escala anual, la razón T/B es > 1 y su diferencia positiva.

Con el fin de asociar los cambios en $p\text{CO}_2$ con factores térmicos y biológicos se usaron imágenes satelitales de TSM ($^{\circ}\text{C}$) y clorofila (Chl_{sat} ; mg m^{-3}). Las imágenes fueron composiciones semanales de 2002 al 2018, nivel L3 y resolución de 4×4 km del sensor Modis-Aqua (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/l3/>). Así como con la dinámica física se emplearon imágenes satelitales de topografía dinámica absoluta (ADT; cm), de la plataforma de AVISO+ (http://www.legos.obs-mip.fr/members/sudre/gekco_form) (Sudre et al., 2013). Los archivos tuvieron periodicidad diaria de 1993 a 2018 y resolución espacial de 0.25° .

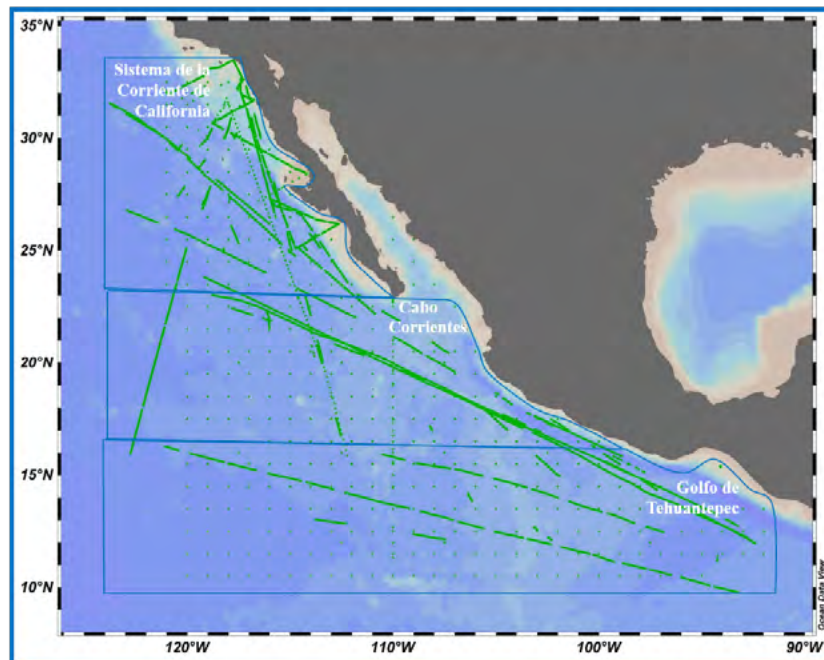


Figura 1. Estaciones oceanográficas (puntos verdes) de diversos bancos de datos de 1993 a 2018 (~13500 datos) por región (enmarcadas en polígonos azules).

Resultados y Discusión

TSM

Los datos de TSM *in situ* (1993-2018) describieron adecuadamente los cambios espacio-temporales en cada región (Figura 2); el rango de temperaturas fue de 12 – 28°, 24- 30° y 24 – 31.5° C para SCC, CC y GT, respectivamente. Se observó que en época de tehuanos en el GT la TSM disminuyó (~24° C), la cual se extendió de la costa hacia mar abierto, lo cual fue producto de la presencia de los vientos tehuanos (Chapa-Balcorta et al. 2015; Durazo et al. 2001; Fiedler et al., 2013).

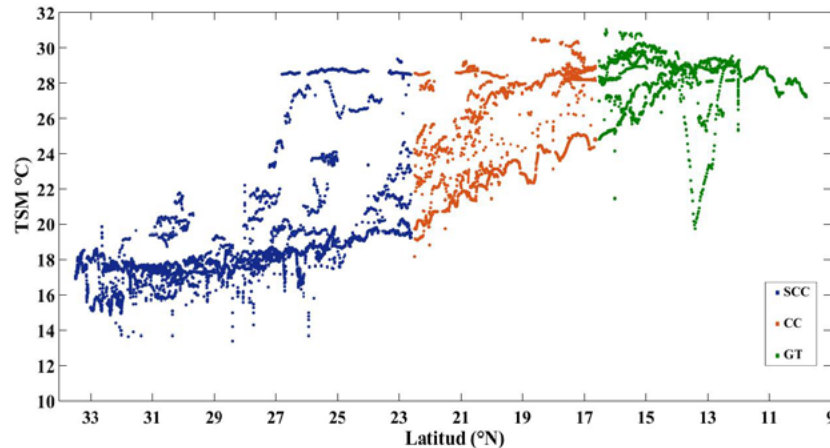


Figura 2. Variación latitudinal por región de la temperatura superficial del mar (TSM) del periodo 1993-2018. SCC: Sistema de la Corriente de California, CC: Cabo Corrientes y GT: Golfo de Tehuantepec.

ADT

Se analizaron los datos ADT por época climática (climatología de 25 años) en cada región durante el periodo de estudio (sin ilustrar). Los resultados mostraron que el nivel del océano cambió a través del tiempo en Pacífico frente a México, se observó un gradiente de valores más bajos en el norte (SCC; ~40 cm) y más altos en el sur del área de estudio (~60 - 100 cm en CC y GT); excepto en el GT en otoño e invierno, cuando el efecto de los vientos tehuanos fue perceptible en el área del golfo donde inciden directamente, entre los 10 y 15° N de latitud y longitud -100 a -110° W, con valores de ~50 cm.

pCO_2

Se observó que existe un gradiente espacial, con valores mayores de pCO_2 en el norte del Pacífico Mexicano (SCC) y magnitudes menores en latitudes hacia el sur (GT) (Figura 2). El intervalo de valores de pCO_2 en el SCC en todo el periodo de estudio fue de 284 a 488 μatm . En el caso de CC, los valores de pCO_2 oscilaron entre 276 y 493 μatm . En el GT, los valores fluctuaron entre 287 y 451 μatm ; en verano se observó la media más baja con $372 \pm 20 \mu\text{atm}$ y en primavera la más alta con $388 \pm 40 \mu\text{atm}$ (Figura 3). En las tres regiones se tiene surgencias costeras que durante la intensificación de estos eventos el océano emite CO_2 hacia la atmósfera, es decir, con valores altos de pCO_2 , aunque en el transcurso de días (~3 - 5) disminuye.

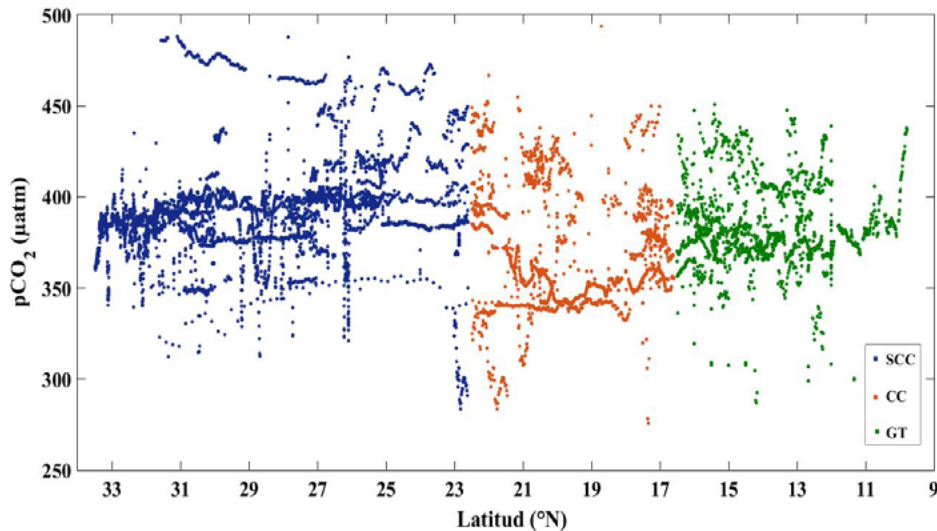


Figura 3. Variación latitudinal por región de la $p\text{CO}_2$ del periodo 1993-2018. SCC: Sistema de la Corriente de California, CC: Cabo Corrientes y GT: Golfo de Tehuantepec.

$\Delta p\text{CO}_2$

Se calculó la $\Delta p\text{CO}_2$, sus valores puntuales oscilaron entre ~ -130 hasta ~ 110 μatm en todo el periodo de estudio. Las magnitudes de $\Delta p\text{CO}_2$ en el SCC presentó valores negativos puntuales tan grandes como -106 μatm y máximos positivos de hasta 91 μatm .

En CC el rango de valores puntuales fue mayor con respecto a la región anterior, entre -132 a 106 μatm . Mientras que en GT los valores de $\Delta p\text{CO}_2$ fluctuaron entre -103 a 75 μatm (Figura 4).

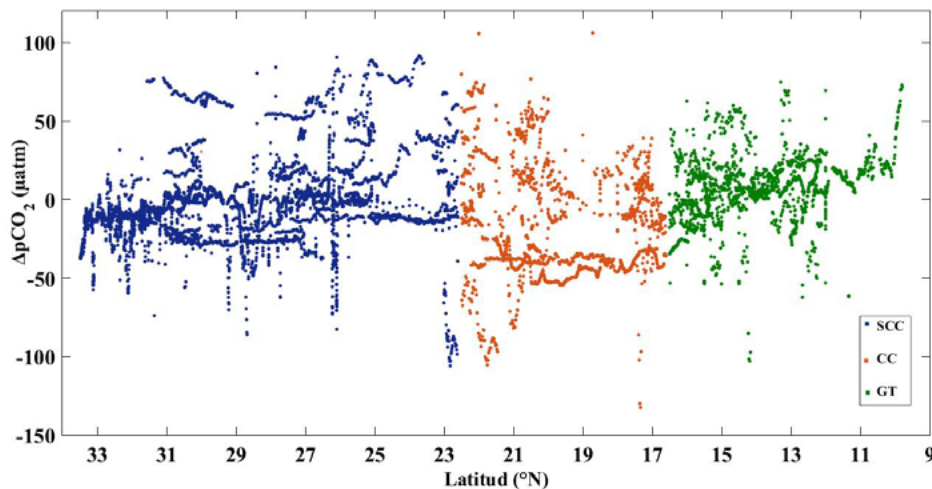


Figura 4. Variación latitudinal por región del $\Delta p\text{CO}_2$ del periodo 1993-2018. SCC: Sistema de la Corriente de California, CC: Cabo Corrientes y GT: Golfo de Tehuantepec.

Razón T/B

Para identificar y cuantificar los principales factores que controlaron la variabilidad de la $p\text{CO}_2$ en el Pacífico frente a México, se aplicó el esquema de cálculo propuesto por Takahashi et al. (2002), que supone que la $p\text{CO}_2$ está controlada únicamente por la temperatura y la reducción biológica de CO_2 (razón T/B). Los valores de la razón T/B fueron menores a 1 en el área cercana a la costa (<200 km) y para mar abierto los resultados fueron superiores a 1 en las tres regiones. Sin embargo, también se estimó la razón T/B por época climática en cada área. Se obtuvo que en el SCC dicha razón fue de ~ 0.4 todo el

año, salvo en verano cuando la temperatura dominó los cambios en la $p\text{CO}_2$. Para el caso de CC la razón T/B fue menor en primavera (0.21) en verano y otoño fueron de 1.7 y 1.2, respectivamente, para invierno fue de 0.81. En el GT el valor mayor fue de 1.9 en verano y el menor en otoño-invierno fue de ~ 0.65 . Estos resultados concordaron con los valores máximos $\text{Chl}_{\text{in-situ}}$ para primavera (no se ilustran); aunado al calentamiento superficial del agua hacia verano y disminución de la actividad biológica en otoño-invierno. Salvo en GT, donde las condiciones de surgencia debido al efecto de los vientos tehuanos se presentaron en otoño-invierno y, por ende, incremento de la fotosíntesis, mayor fijación de CO_2 y, por ende, menor flujo hacia la atmósfera. La covariación de los vientos tehuanos con la disminución de SST, ADT e incremento de la Chl_{sat} donde se distinguió la variabilidad estacional debido a la presencia de tehuanos.

Conclusiones

Se observó que la razón T/B varía tanto espacial como temporalmente. Se demostró que los factores biológicos dominaron en las estaciones más costeras de las tres regiones, excepto en verano donde la temperatura dominó los cambios en la $p\text{CO}_2$. Durante otoño-invierno la biología influyó en mayor medida en la variabilidad de la $p\text{CO}_2$ por efecto de los vientos tehuanos en el GT. Mientras que en la zona oceánica fue la temperatura el factor que dominó en los cambios de la $p\text{CO}_2$ en las tres regiones de estudio.

Agradecimientos

Al CONACyT por la beca otorgada a la primera autora para la estancia postdoctoral en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California. LEC tiene beca EDI y COFAA del Instituto Politécnico Nacional.

Literatura citada

- Cepeda-Morales J, Gaxiola-Castro G, Beier E, and Godínez VM. (2013). The mechanisms involved in defining the northern boundary of the shallow oxygen minimum zone in the eastern tropical Pacific Ocean of Mexico. *Deep Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 76: 1–12. doi:0.1016/j.dsr.2013.02.004.
- Chapa-Balcorta C, Hernández-Ayón JM, Durazo R, Beier E, Alin SR, and López-Pérez A. (2015). Influence of post-tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO_2 system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, *J. Geophys. Res.-Ocean.* 120,7752–7770. doi.org/10.1002/2015JC011249
- Chavez FP, Takahashi T, Cai WJ, Friederich G, Hales B, Wanninkhof R, and Feely RA. (2007). Coastal Oceans. In: King AW, Dilling L, Zimmerman GP, Fairman DM, Houghton RA, Marland G, Rose AZ, and Wilbanks TJ (eds.). *The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. A Report by the US Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research.* National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, Asheville, NC, 149–156 p.
- Coronado-Álvarez LLA, Álvarez-Borrego S, Lara-Lara JR, Solana-Arellano E, Hernández-Ayón JM, and Zirino A. (2017). Temporal variations of water $p\text{CO}_2$ and the air–water CO_2 flux at a coastal location in the southern California Current System: diurnal to interannual scales. *Ciencias Marinas* 43, 137–156. doi.org/10.7773/cm.v43i3.2707
- DeGrandpe M, Hammar T, and Wirick C. (1998). Short-term $p\text{CO}_2$ and O_2 dynamics in California coastal waters. *Deep-Sea Res. II* 45: 1557–1575. https://doi.org/10.1016/S0967-0645(98)80006-4
- De La Cruz-Orozco ME, Valdez-Holguín JE, Gaxiola-Castro G, Mariano-Matías M, and Espinosa-Carreón TL. (2010). Flujos de CO_2 océano–atmósfera. In: Gaxiola-Castro G, Durazo R (eds.), *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997–2007.* SEMARNAT, INE, CICESE, UABC, México, DF, pp. 165–179.
- Durazo R, Baumgartner T. (2002). Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997–1999. *Prog. in Ocean.* 54: 7–31. doi.org/10.1016/S0079-6611(02)00041-1
- Fiedler PC, Lavín M. (2016). Oceanographic Conditions of the Eastern Tropical Pacific. En: P.W. Glynn et al. (eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific, Coral Reefs of the World* 8, doi10.1007/978-94-017-7499-4_3.
- Fiedler PC, Mendelssohn R, Palacios DM, and Bograd SJ. (2013). Pycnocline variations in the Eastern Tropical and North Pacific, 1958–2008. *J. Clim.*, 26, 583–599, doi:10.1175/JCLI-D-11-00728.1.



- Friederich G, Ledesma J, Ulloa O, and Chavez FP. (2008). Air–sea carbon dioxide fluxes in the coastal southeastern tropical Pacific. *Progress in Oceanography* 79: 156–166. doi:10.1016/j.pocean.2008.10.001x|
- Hernández-Ayón JM, Gaxiola-Castro G, Chavez F, Takahashi T, Feely D, Sabine CL, Hales B, and Lara-Lara JR. (2010). Variabilidad espacial y temporal del flujo de CO₂ océano-atmósfera. In: Gaxiola-Castro G, Durazo R (eds.), *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997–2007*. SEMARNAT, INE, CICESE, UABC, México, DF, 197–208 p.
- Lynn R, Simpson J. (1987). The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *J. Geophys. Res.* 92: 947-966. doi.10.1029/JC092iC12p12947
- Mariano-Matías M, Gaxiola-Castro G, De La Cruz Orozco ME, and Chavez FP. (2016). Seasonal air–sea CO₂ fluxes in the southern California Current off the Baja California Peninsula (Mexico). *Cienc. Mar.* 42: 157-177. <https://doi.org/10.7773/cm.v42i3.2651>.
- Pennington J, Castro C, Collins C, Evans W, Friederich G, Michisaki R, and Chavez F. (2010). The Northern and central California Coastal Upwelling System. In: Liu K, Atkinson, L, Quiñones R, Talaue McMaus L (eds.), *Carbon and Nutrient Fluxes in Continental Margins Global Change*. Springer, Berlin, 29–44 p.
- Portela E, Beier E, Barton E, Castro R, Godínez V, Palacios-Hernández E, Fiedler P, Sánchez-Velasco L, and Trasviña A. (2016). Water Masses and Circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and Surrounding Areas. *Amer. Met. Soc.* 46, 3069-3081. <http://dx.doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1>
- Takahashi T, Sutherland S, Sweeney C, Poisson A, Metzl N, Tilbrook B, Bates B, Wanninkhof R, Feely R, Sabine C, Olafsson J, Nojiri Y. (2002). Global sea-air CO₂ flux base on climatological Surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperatura effect. *Deep-Sea Res. II* 49: 1601-1622. doi:10.1016/S0967-0645(02)00003-6
- Takahashi T, Sutherland SC, Wanninkhof R, Sweeney C, Feely RA, Chipman DW, Hales B, Friederich G, Chavez F, Sabine C, Watson A, Bakker D, Schuster U, Metzl N, Yoshikawa-Inoue H, Ishii M, Midorikawa T, Nojiri Y, Kortzinger A, Steinhoff T, Hoppema M, Olafsson J, Arnarson T, Tilbrook B, Johannessen T, Olsen A, Bellerby R, Wong C, Delille B, Bates NR, and de Baar HJW. (2009). Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂, and net sea–air CO₂ flux over the global oceans. *Deep-Sea Res.* 56: 554–577. doi:10.1016/j.dsr2.2008.12.009
- Trucco PN, Hernández-Ayón JM, Santamarina-del Ángel E, Bier E, Sánchez-Velasco L, Godínez V, and Norzagaray O. (2019). Ventilation of the Upper Oxygen Minimum Zone in the Coastal Region Off Mexico: Implications of El Niño 2015–2016. *Front. Mar. Sci.* 6: 459. doi:10.3389/fmars.2019.00459
- Sudre J, Maes C, and Garçon V. (2013). On the global estimates of geostrophic and Ekman surface currents. *Limnology and Oceanography: Fluids and Environments*, 3: 1–20. <https://doi.org/10.1215/21573689-2071927>
- Sutton AJ, Wanninkhof R, Sabine CL, Feely RA, Cronin MF, and Weller RA. (2017). Variability and trends in surface seawater pCO₂ and CO₂ flux in the Pacific Ocean, *Geophys. Res. Lett.*, 44: 5627–5636. doi:10.1002/2017GL073814

6.3. Distribución de la biomasa macrofaunal en cuatro localidades del mar profundo del golfo de México

Cabrera-Peralta Sebastián D.¹ y Escobar-Briones Elva²

¹ Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Circuito Exterior S/N, C.P. 04510, Ciudad Universitaria, Alcaldía Coyoacán, Ciudad de México.

² Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Circuito Exterior S/N, C.P. 04510, Ciudad Universitaria, Ciudad de México.

Autores para correspondencia: darien_44@live.com.mx; escobri@marl.unam.mx

Resumen

La macrofauna de mar profundo contribuye a los flujos de energía en los océanos y su biomasa expresada como carbono orgánico es un buen estimador de su producción. El presente estudio describe la distribución de la biomasa de la macrofauna al interior del sedimento superficial (estratos 0-2, 2-5 y 5-10 cm) en cuatro localidades de mar profundo, una en el talud continental inferior y tres en la planicie abisal Sigsbee en el golfo de México. La biomasa varió entre localidades y estratos del sedimento. Los valores registrados varían de 0.24 ± 0.05 a 23.55 ± 31.07 mg C_{org} m⁻². El análisis de varianza (ANOVA) mostró diferencias significativas para la biomasa entre sitios al occidente y un sitio al oriente de la cuenca. De los ocho grupos taxonómicos reconocidos los anélidos poliquetos y los crustáceos son los que más contribuyeron a la biomasa en la mayoría de los estratos y localidades. La variabilidad observada se atribuye a los flujos de origen fotoautotrófico en el fondo marino y a la conducta y uso del sedimento por algunas de las especies.

Palabras clave: *carbono orgánico; bentos; planicie abisal; talud continental,*

Abstract

The deep-sea macrofauna contributes to the energy flows in the oceans and its biomass expressed as organic carbon is a good descriptor of its production. The current study describes the distribution of the macrofauna biomass within the surface sediment (strata 0-2, 2-5 and 5-10 cm) in four deep-sea locations, one on the lower continental slope and three on the Sigsbee abyssal plain in the Gulf of Mexico. The biomass varied between localities and among sediment strata. The values recorded range from 0.24 ± 0.05 to 23.55 ± 31.07 mg C_{org} m⁻². The analysis of variance (ANOVA) showed significant differences for biomass between locations to the west and one site to the east of the basin. Of the eight recognized taxonomic groups, the polychaete annelids and the crustaceans were the ones that contributed the most to biomass in most strata and localities. The observed variability is attributed to fluxes of photoautotrophic origin to the seafloor and the behavior and use of the sediment by some of the species.

Key words: *organic carbon; benthos; abyssal plain; continental slope*

Introducción

La biomasa expresada en unidades de carbono es un estimador confiable de la producción del bentos de mar profundo (Rowe, 1983) y permite entender el ciclo biológico de la materia orgánica (Rowe *et al.*, 2008). Ésta decrece con la profundidad (p. ej. Escobar-Briones *et al.* 1999, Wei 2006, Wei *et al.* 2010) y está relacionada con la disminución de la talla y la densidad de organismos debido a la menor

incorporación de alimento de origen fotoautotrófico (Jumars *et al.*, 1990). La importancia de estimar la biomasa en unidades de carbono orgánico es de utilidad en modelos tróficos (Rowe *et al.*, 2002; Rowe *et al.*, 2008) y biogeoquímicos, así como en presupuestos de balance de carbono que incluyen a los sedimentos, ya que son de interés para el cambio climático global y el consumo de oxígeno.

Este estudio tuvo como objetivo describir la distribución de la biomasa de la macrofauna de mar profundo en cuatro localidades del golfo de México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El golfo de México es un mar marginal del Atlántico occidental, cuyo mar profundo representa el 95% de su volumen (UNINMAR, 2021). De interés para este estudio son el talud continental inferior al sur de las Cordilleras Mexicanas y la planicie abisal Sigsbee, provincias caracterizadas por sedimento blando y hábitats diversos. La circulación profunda en estas zonas es ciclónica tanto a lo largo del talud continental como en la planicie abisal occidental (Pérez-Brunius *et al.*, 2018), el agua de fondo está bien oxigenada. El aporte de materia orgánica de origen fotoautotrófico sostiene a las comunidades bénticas (Escobar-Briones *et al.*, 1999).

Trabajo de campo

Las muestras de sedimento superficial para la obtención de macrofauna se recolectaron en cuatro localidades del golfo de México durante la campaña oceanográfica SIGSBEE 14 a bordo del B/O Justo Sierra de la UNAM en mayo del año 2011 (Figura 1). El sedimento superficial se recolectó con replicación en una localidad del talud continental (P1), a 2855 m de profundidad, y en tres localidades de la planicie abisal Sigsbee (E1, E2 y E3), a profundidades de entre 3625 y 3740 m, mediante un nucleador múltiple con núcleos de 10 cm de diámetro interno o un área de 0.008 m². Cada núcleo se seccionó en estratos de 0 a 2 cm; de 2 a 5 cm; y de 5 a 10 cm. Cada sección se fijó a bordo en etanol al 95 %.

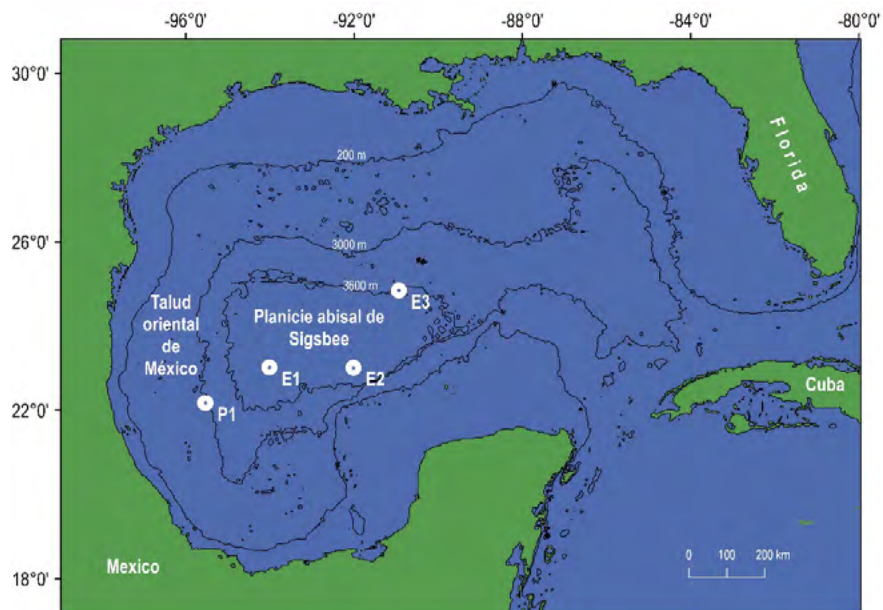


Figura 1. Sitios de muestreo de la campaña oceanográfica SIGSBEE 14.

Trabajo de laboratorio

Cada sección del sedimento se tamizó a través de una malla con abertura de 250 μm . Los organismos y el sedimento retenidos en el tamiz se fijaron con etanol al 70% y se tiñeron con rosa de Bengala. Éstos se separaron del sedimento y se identificaron a categorías taxonómicas altas (phylum, clase, orden, familia, género). La biomasa se determinó como peso húmedo fijado con una precisión de ± 0.001 mg. Los valores obtenidos se transformaron en unidades de $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ con los factores de conversión para macrofauna propuestos por Rowe (1983).

Análisis estadísticos

Las diferencias en los valores de biomasa entre sitios y en el cambio entre estratos del sedimento se sometieron a una prueba de análisis de varianza univariado de dos factores (ANOVA) con un nivel de significancia $\alpha = 0.05$ en datos transformados previamente con raíz cuarta para cumplir con los requisitos de normalidad y homocedasticidad. Las diferencias entre medias de los sitios y estratos se compararon mediante la prueba de Tukey HSD con un nivel de significancia $\alpha = 0.05$.

Resultados y Discusión

Variación batimétrica

La biomasa promedio presentó los valores más altos en los sitios orientales y los valores más bajos en los sitios occidentales (Cuadro 1). La biomasa fue significativamente diferente entre localidades (ANOVA, $F_{(3,45)} = 4.99$, $P = 0.0057$). Estas diferencias se observaron entre las localidades abisales E1 y E3 (Tukey HSD, $P = 0.013$), y entre E3 y la localidad del talud continental P1 (Tukey HSD, $P = 0.021$) (Figura 2).

Cuadro 1. Biomasa promedio de la macrofauna para cada sitio y estrato del sedimento de la campaña SIGSBEE 14.

Sitio	Estrato (cm)	<i>n</i>	$\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$
E1	0-2	4	0.70 ± 0.78
	2-5		1.30 ± 1.43
	5-10		0.24 ± 0.05
E2	0-2	4	1.75 ± 1.02
	2-5		3.69 ± 5.14
	5-10		4.75 ± 6.75
E3	0-2	4	12.33 ± 17.22
	2-5		1.23 ± 1.92
	5-10		23.55 ± 31.07
P1	0-2	3	0.72 ± 0.12
	2-5		0.34 ± 0.20
	5-10		2.07 ± 3.53

Variación en los estratos del sedimento

Hacia el interior del sedimento la biomasa mostró patrones diferentes en cada localidad. Los valores para el estrato 1 en la planicie abisal variaron de 0.70 ± 0.78 $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ en E1 a 12.33 ± 17.22 $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ en E3. Los valores para el estrato 2 oscilaron de 3.69 ± 5.14 $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ en E2 a 0.34 ± 0.20 $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ en el talud continental (P1). Los valores para el estrato 3 en la planicie abisal variaron de 0.24 ± 0.05 $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ en E1 a 23.55 ± 31.07 $\text{mg C}_{\text{org}} \text{m}^{-2}$ en E3 (Cuadro 1; Figura 2). En promedio, el 27.20 ± 8.75

% (E1, 31.23 %; E2, 17.16 %; E3, 33.22 %) de la biomasa macrofaunal se encontró en el primer estrato para la planicie abisal, mientras que el 22.88 % se encontró en el talud continental.

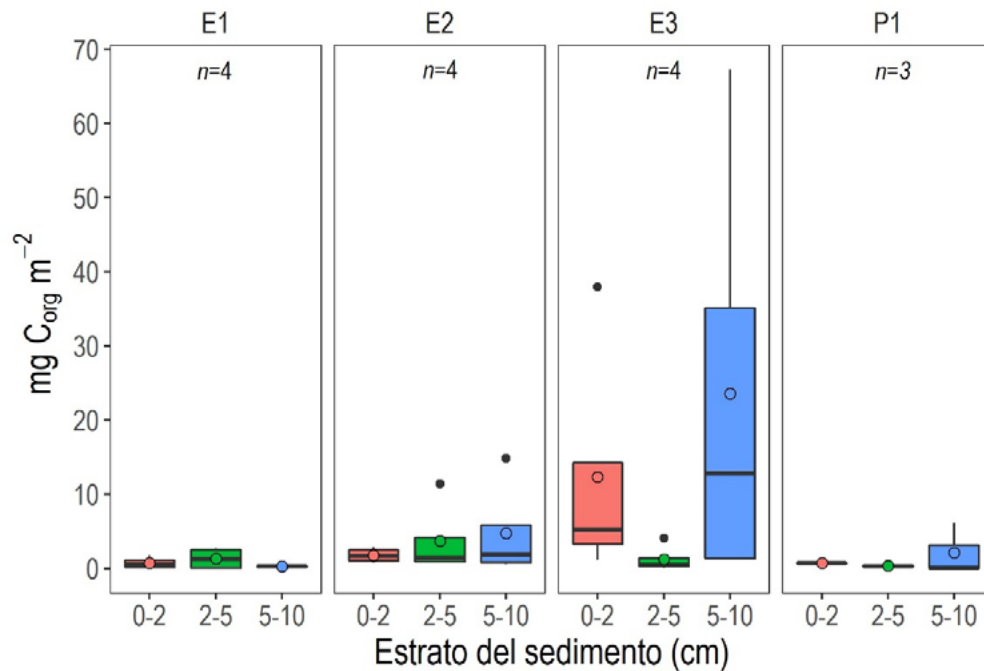


Figura 2. Variación de los datos de biomasa para cada estrato del sedimento de cada localidad de muestreo con los intervalos intercuartilar (RIC) (cajas), los valores mínimos y máximos menores a $1.5 \times \text{RIC}$ (bigotes), las medianas (líneas negras gruesas horizontales), las medias (puntos vacíos) y los valores extremos mayores a $1.5 \times \text{RIC}$ (puntos negros).

Contribución taxonómica a la biomasa

De los ocho phyla identificados (Annelida, Arthropoda, Brachiopoda, Bryozoa, Nematoda, Mollusca, Porifera y Priapula), el phylum Annelida, en especial la clase Polychaeta, fue el grupo que contribuyó prioritariamente en las cuatro localidades y en casi todos los estratos del sedimento. También, el phylum Arthropoda contribuyó con los crustáceos de manera importante en los tres estratos del sedimento. En algunos de los estratos, un solo individuo de talla grande aportó gran parte de la biomasa (p.e. estrato 3, E3: Isopoda y Bryozoa; E2, estrato 3: Bivalvia) (Figura 3).

Discusión

Los valores de biomasa obtenidos en este estudio se encuentran dentro del intervalo de valores reportados por otros autores para el mar profundo del golfo de México (Rowe y Menzel, 1971; Rowe *et al.*, 2002; Wei, 2006; Wei *et al.*, 2010). Los valores de biomasa fueron más altos en las localidades de la región occidental con respecto a la región oriental, similar al reporte de Rowe y Menzel (1971). Las diferencias entre localidades se atribuyen al mayor depósito de origen fotoautotrófico al fondo marino en las inmediaciones de la Corriente de Lazo (Signoret *et al.*, 2006) y al efecto de la presencia de estructuras fisiográficas en la distribución del alimento (Wei *et al.*, 2010). La distribución de la biomasa en el perfil del sedimento sigue los patrones universales (Flach y Heip, 1996; Shirayama y Horikoshi, 1982; Witte, 2000). Esta distribución variable de biomasa se atribuye a la conducta horadadora de algunas especies dentro del sedimento, junto con la posible perturbación del sedimento durante el muestreo (Giere, 2009).

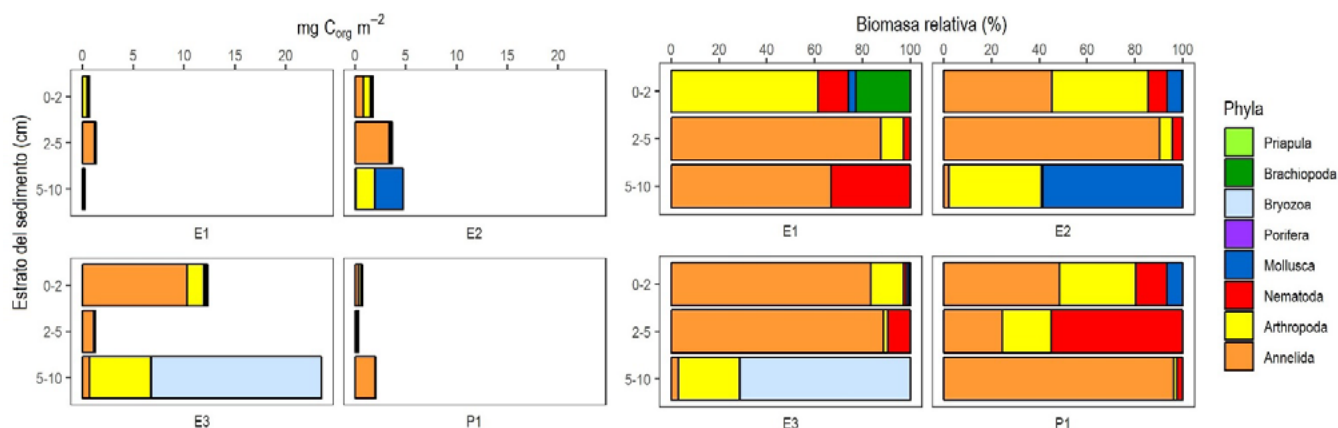


Figura 3. Contribución por phylum de macrofauna a la biomasa promedio (izquierda) y biomasa relativa por estrato del sedimento en cada localidad (derecha).

Conclusiones

La biomasa promedio varía entre zonas batimétricas y hacia el interior del sedimento. Su variación se relaciona con el flujo de partículas de origen fotoautotrófico al fondo marino, a la conducta y uso del sedimento por algunas de las especies. Este estudio reconoció diferencias significativas entre los valores de biomasa de las localidades de la región occidental P1 (talud continental) y E1 (planicie abisal), con respecto a la localidad oriental E3 (planicie abisal), inmediata a la Corriente de Lazo.

Agradecimientos

La campaña oceanográfica SIGSBEE 14 se realizó con la suma de apoyos de la Coordinación de la Investigación Científica, del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la Universidad Nacional Autónoma de México, el Laboratorio Nacional Buques Oceanográficos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, la experiencia de la tripulación del B/O Justo Sierra y la participación de personal académico y estudiantes.

Literatura citada

- Escobar-Briones, E. M. Signoret, D.R. Hernández. 1999. Variation of the macrobenthic infaunal density in a bathymetric gradient: Western Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 25(2):193-212.
- Flach, E., C. Heip. 1996. Vertical distribution of macrozoobenthos within the sediment on the continental slope of the Goban Spur area (NE Atlantic). *Marine Ecology Progress Series* 141:55-66.
- Giere, O. 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer-Verlag. Berlín. 526 p.
- Jumars, P.A., L.M. Mayer, J.W. Deming, J.A. Baross, R.A. Wheatcroft. 1990. Deep-sea deposit-feeding strategies suggested by environmental and feeding constraints. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 331:85-101.
- Pérez-Brunius, P., H. Furey, A. Bower, P. Hamilton, J. Candela, P. García-Carrillo, R. Leben. 2018. Dominant circulation patterns of the Deep Gulf of Mexico. *Journal of Physical Oceanography* 4(3): 511-529.
- Rowe, G.T., A. Lohse, F. Hubbard, G.S. Boland, E. Escobar-Briones, J. Deming. 2002. Preliminary trophodynamic carbon budget for the Sigsbee deep benthos, northern Gulf of Mexico. *American Fisheries Society Symposium*. 33: 2145-228
- Rowe, G.T. 1983. Biomass and production of the deep-sea macrobenthos, pp. 97-121. En: Rowe, G.T. (ed.), *Deep-sea biology, The sea*, vol.8. John Wiley & Sons. Nueva York.
- Rowe, G.T., D.W. Menzel, 1971. Quantitative benthic samples from the deep Gulf of Mexico with some comments on the measurement of the deep-sea biomass. *Bulletin of Marine Sciences* 21(2):556-566.
- Rowe, G.T., J. Morse, C. Nunnally, G.S Boland. 2008. Sediment oxygen consumption in the deep Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research II* 55: 2686-2691.
- Shirayama, Y., M. Horikoshi. 1982. Vertical distribution of smaller macrobenthos and larger meiobenthos in the sediment profile in the deep-sea system of Suruga Bay (central Japan). *Journal of the Oceanographical Society in Japan*. 38:273-280.



- Signoret, M., J. Aldeco, M.T. Barreiro. 2006. Variabilidad de perfiles de clorofila a obtenidos por fluorescencia natural en el oeste y centro del golfo de México en junio de 1999. *Hidrobiológica* 16(3):221-232.
- UNINMAR (Unidad de Informática Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología). 2021. Geoportal de la Unidad de Informática Marina. México. <http://www.icmyl.unam.mx/uninmar/mapa.jsf#zoom=4&lat=-12455770.54&lon=1829760&layers=BOOT> (Consulta: julio 25, 2021).
- Wei, C-L., G.T. Rowe, F. Hubbard, A.H. Scheltema, G.D.F. Wilson, I. Petrescu, J.M., Foster, M.K. Wicksten, M. Chen, R. Davenport *et al.* 2010. Bathymetric zonation of deep-sea macrofauna in relation to export of surface phytoplankton production. *Marine Ecology Progress Series* 399:1-14.
- Wei, C-L. 2006. The bathymetric zonation and community structure of deep-sea macrobenthos in the northern Gulf of Mexico. Tesis de Maestría. Texas: Texas A & M University. 91 p.
- Witte, U. 2000. Vertical distribution of metazoan macrofauna within the sediment at four sites with contrasting food supply in the deep Arabian Sea. *Deep-Sea Research II* 47:2979–2997.

6.4. Biogeoquímica del sistema del carbono - oxígeno por incursión del Agua Caribeña al Golfo de México

Cervantes-Díaz Gabriela Y.^{1,2}; Hernández-Ayón José M.²; Norzagaray-López Orión²; Delgado-Contreras Juan A.³ y Zirino Alberto⁴

¹ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Transpeninsular Tijuana-Ensenada, no. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México

² Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Transpeninsular Tijuana-Ensenada, no. 3917, Fraccionamiento Playitas, CP 22860. Ensenada, Baja California, México

³ Tecnológico Nacional de México campus Guaymas, km. 4, Ave. Tecnológico, Sector las Playitas, CP 85480, Guaymas, Sonora, México

⁴ Scripps Institution of Oceanography, University of California, San Diego, 9500 Gilman Drive, La Jolla, California 92093, USA
Autor por correspondencia: Hernández-Ayón José M.: jmartin@uabc.edu.mx

Resumen

La Corriente de Lazo (LC) y los remolinos anticiclónicos desprendidos (LCEs) transportan agua superficial del mar Caribe (CSW) al Golfo de México (GoM). El CSW se estratifica y se posiciona superficialmente sobre el Agua Común del Golfo (GCW) y el Agua Central del Atlántico Tropical (TACW). En este trabajo se evaluó la presencia de CSW asociada a la biogeoquímica del Carbono Inorgánico Disuelto (CID), pH_{SW} y pCO_2 . Se encontró que la topografía dinámica absoluta (TDA) se asocia a las distribuciones espaciales de la Temperatura, Salinidad, DIC, pH_{SW} y el pCO_2 . Los diagramas T-S de cinco cruceros confirman la presencia de CSW en el verano, debilitándose hacia el invierno. La incursión del CSW incrementa las aguas oligotróficas, oxigenadas, cálidas ($> 30^\circ C$), pobres en CID, con valores de $pH_{SW} \sim 7.98$ y alto pCO_2 , liberando CO_2 a la atmósfera. En invierno, cuando el TACW se encuentra menos profunda, está suministra nutrientes a las capas subsuperficiales en combinación con los vientos Nortes favorecerán la mezcla y la productividad. En cuanto a la química del carbono, en el invierno se observaron condiciones superficiales de pH_{SW} con valores ~ 8.1 , así como bajos valores de pCO_2 con respecto al valor en equilibrio con la atmósfera, siendo el GoM sumidero de CO_2 . Finalmente, se sugiere que la mesoescala controla la distribución termohalina y química en el GoM.

Palabras clave: *GoM, CID, pCO_2 , pH_{SW} , CL, LCE, CSW, temperatura.*

Abstract

The Loop Current (LC) and detached anticyclonic eddies (LCEs) transport surface water from the Caribbean Sea (CSW) to the Gulf of Mexico (GoM). The CSW stratifies and positions itself superficially over the Gulf Common Water (GCW) and the Tropical Atlantic Central Water (TACW). In this work, we evaluated the presence of CSW associated with the biogeochemistry of Dissolved Inorganic Carbon (DIC), pH_{SW} , and pCO_2 . Absolute dynamic topography (ADT) was associated with the spatial distributions of Temperature, Salinity, DIC, pH_{SW} , and pCO_2 . T-S diagrams of five cruises confirm the presence of CSW in the summer, weakening towards winter. The incursion of CSW increases oligotrophic, oxygenated, warm ($> 30^\circ C$), DIC-poor waters, with pH_{SW} values ~ 7.98 and high pCO_2 , releasing CO_2 to the atmosphere. In winter, when the TACW is shallower, it supplies nutrients to the subsurface layers in combination with northerly winds will favor mixing and productivity. Regarding carbon chemistry, in winter, surface pH_{SW} conditions were observed with values ~ 8.1 and low pCO_2 values concerning the value in equilibrium with the atmosphere, being the GoM a sink for CO_2 . Finally, it is suggested that the mesoscale controls the thermohaline and chemical distribution in the GoM.

Keywords: *GoM, CID, pCO_2 , pH_{SW} , CL, LCE, CSW, temperature*

Introducción

En los últimos 250 años las emisiones atmosféricas de dióxido de carbono (CO_2_{gas}) se han incrementado en ~ 40%, alterando los gradientes atmósfera - océano (Doney and Schimel, 2007; Le Quéré et al., 2018). El océano se considera uno de los reservorios más importante de carbono del planeta, absorbiendo ~ 25% de las emisiones antropogénicas de CO_2_{gas} (Le Quéré et al., 2018), y esto ocurre a través de diversos procesos físicos, químicos y biológicos que promueven el flujo de carbono atmosférico hacia el océano (Volk y Hoffert, 1985). En este sentido, el Golfo de México (GoM) se encuentra sujeto a una fuerte presión antropogénica que puede llegar a deteriorar la estabilidad de estos flujos de carbono, incluyendo su interacción con ecosistemas que forman parte de este balance. Se ha reportado, que la producción de CO_2_{gas} por procesos de respiración de la materia orgánica producida causan un descenso del pH en las aguas de fondo GoM (Cai et al., 2011). Aunado a esto, se encontró una disminución decadal del pH en las capas subsuperficiales (100-250 m) en la plataforma continental exterior del golfo, atribuido a la absorción de CO_2 antropogénico, en conjunto con la demanda de oxígeno por respiración (Xu et al., 2018). Por otra parte, la circulación en el GoM se encuentra dominada por la Corriente del Lazo (LC) y por los remolinos que de ella se desprenden (LCE's; Sturges and Leben, 2000; Hall and Leben, 2016). Dentro del golfo las masas de agua que dominan las aguas superficiales son: el Agua Superficiales del Caribe (CSW) que va de superficie a los 100 m, así como el Agua Subsuperficial Subtropical (SUW: 100-350m). Dentro del golfo, encontramos la masa de agua conocida como Agua Común del Golfo (GCW) que oscila entre los 0-200 m y finalmente el Agua Central Tropical del Atlántico (TACW) que oscila entre los 300-600 m (Vidal et al. 1994; Nowlin et al., 2001). En este trabajo se presentan los resultados de Carbono Inorgánico Disuelto (CID), pH, pCO_2 , temperatura y salinidad particularmente a dos campañas realizadas en el GoM tanto en épocas como años diferentes.

Materiales y Métodos

En 2010 se estableció un Grupo de Monitoreo, con el objetivo de coordinar las acciones de monitoreo ambiental de los posibles efectos del derrame de petróleo. En este contexto, entre el 2010 y el 2016 se llevaron a cabo cinco campañas oceanográficas en la zona de aguas profundas (> 1000 m) del Golfo de México (GoM). La campaña XIXIMI-1 y XIXIMI-3 se realizaron en noviembre del 2010 (otoño tardío) y febrero-marzo del 2013 (invierno), respectivamente. Mientras que las campañas XIXIMI-2, XIXIMI-4 y XIXIMI-5 se realizaron durante los meses de verano de los años del 2011, 2015 y 2016, respectivamente. Se realizó un análisis de las variables físicas y químicas en la columna de agua a 12 profundidades en una malla de muestreo de aproximadamente 47 estaciones a lo largo del GoM (Figura 1). Se evaluaron las variables del sistema del CO_2 : Alcalinidad Total (At) titulación potenciométrica, CID por coulometría. Además, el CTD (SB19) contaba con sensores de Salinidad (S) y Temperatura (T). Adicionalmente, se derivaron las variables de pH_{SW} a escala de agua de mar y la $\text{pCO}_{2\text{-in-situ}}$ (μatm) con el programa CO_2Sys (Lewis and Wallace 1998), alimentado con las variables de CID y AT, y las constantes de disociación propuestas por Lueker et al. (2000) y Lee et al. (2010). Posteriormente, para eliminar el efecto de la temperatura del pCO_2 observada ($\text{pCO}_{2\text{ obs}}$), los valores de $\text{pCO}_{2\text{ obs}}$ fueron normalizados a una T media anual de 28.49 °C ($\text{pCO}_2 T_{\text{mean}}$), valor promedio usando los cinco cruceros (2010 al 2016) dentro de la región XIXIMI, siguiendo el método de Takahashi et al. (2002):

$$(\text{pCO}_2 T_{\text{mean}}) = \text{pCO}_{2\text{ obs}} * \exp [0.0423 (T_{\text{mean}} - T_{\text{obs}})] \quad (1)$$

Resultados y Discusión

En la Figura 1a y 1d se muestran los mapas de TDA correspondientes a dos periodos en los cuales se observa la incursión de la LC. Durante el invierno, se observó frente a las costas de Perdido (~ 25°N), un pequeño anticiclón en proceso de disipación, llamado LCE-Jumbo (junio 2012 a febrero 2013; Figura

1a). En cuanto al verano (Figura 1d), el mapa promedio de TDA muestra dos LCEs activos, uno de ellos desprendiéndose de la LC (Olympus, junio 2015 a junio de 2016) y un segundo disipándose en la región de Perdido (Nautillus II, mayo 2015 a enero 2016; <https://www.horizonmarine.com/loop-current-eddies>). En la misma figura se observa la incursión de la LC al GoM durante los meses de verano, lo cual concuerda con Delgado et al. (2019), reflejando en una mayor variabilidad en la TDA asociada a estructuras de mesoescala de LCEs. Para la descripción de las variables de σ_θ y CID los mapas de TDA fueron divididos en tres regiones: 1) región 1 (R1-I y R1-V) la cual engloba a aquellas estaciones localizadas en el área de influencia de la LC (delimitadas en color negro), y donde la distribución de las variables químicas esta representado con perfiles en color negro; 2) región 2 (R2-I y R2-V) esta constituida por aquellas estaciones que se encuentran ubicadas bajo el efecto de un LCE (delimitada en color rojo) donde los perfiles de distribución de las variables químicas se muestran en color rojo; 3) región 3 (R3-I y R3-V) esta representada por aquellas estaciones que se encuentran fuera de las zonas de influencia de los LCEs y de la LC (delimitadas en color azul), su distribución en la vertical se presentan en color azul (Figura 1).

Con base a lo descrito con anterioridad, para mostrar el efecto de la mesoescala en espacio y tiempo (invierno vs. verano) se trazaron perfiles verticales de la σ_θ y el CID de los cuales se distinguen dos características principales:

1) En las figuras 1b-c (invierno) se aprecia dentro de la región R2-I y R3-I un conjunto de perfiles (color azul y rojo) con aguas más densas con un rango entre 24.5 a 26 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ y altos valores de CID (entre 2050 a 2150 $\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$) en los primeros 100 m. En verano (Figura 1e-f), en la región R3-V (perfiles en azul) se observó una mayor variabilidad tanto en la densidad ($22 > \sigma_\theta < 26 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$; $\sim 75 \text{ m}$) como las mayores concentraciones de CID ($\sim 2150 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$). Mientras que los perfiles (color rojo) ubicados en la R2-V, se encontraron dentro de una columna de agua muy estratificada ($\sim 75 \text{ m}$; $22.6 > \sigma_\theta < 22.9 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) asociada con bajas concentraciones CID ($< 2090 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$).

2) Se observó un segundo conjunto de perfiles (color negro; R1-I) de menor σ_θ (23.3 a 24 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) y con los mínimos valores CID ($< 2040 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$) ubicados cercanos a la superficie comparados con las regiones R2-I y R3-I (Figura 1b-c). De manera similar, este conjunto de perfiles ubicados en la R1-V (color negro) en la época de verano (Figura 1e-f), presentaron un rango de densidad muy pequeño ($22.6 > \sigma_\theta < 22.9 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) y con concentraciones de CID de hasta 1995 $\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$. Estos valores fueron menores a los observados en la misma región durante el invierno.

En cuanto a la distribución de las masas de agua superficiales ($\sigma_\theta < 26 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$), estas concuerdan con lo reportado por Cervantes et al. (sometido) en la región del golfo. En superficie se observó al CSW con $T > 30^\circ\text{C}$, $S = 36\text{-}36.6$ y $\sigma_\theta < 25.3 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Por debajo del CSW, en la región occidental encontramos al GCW con un rango de $T = 18\text{-}20^\circ\text{C}$, $S = 36.3\text{-}36.6$ y $\sigma_\theta = 25.3$ a $26.3 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Mientras que, en la región oriental, por debajo del CSW encontramos al SUW con $T = 19\text{-}26^\circ\text{C}$, $S > 36.6$ y $\sigma_\theta = 25.5\text{-}26.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Por debajo del GCW y SUW encontramos al TACW, la cual se caracteriza por altas concentraciones de nutrientes y CID ($\sim 2220 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$) y bajas concentraciones de oxígeno ($\sim 2.0 \text{ ml}\cdot\text{L}^{-1}$).

Se ha reportado que el GoM ha experimentado cambios en la circulación evidenciando una mayor incursión de agua del Caribe al interior del GoM después del 2002, con consecuencias en la concentración superficial de la Chl-a (Lindo-Atichati, 2013; Delgado et al., 2019). La dinámica superficial observada en los mapas de TDA para el verano 2015 e invierno 2013 (Figura. 1), confirman la máxima incursión de la LC durante el verano y la retracción durante el invierno (Chang y Oey, 2013; Zeng et al., 2015; Delgado et al., 2019). Además, los cambios observados en la distribución vertical de la σ_θ de aguas menos densas durante el verano y más densas hacia el invierno se puede deber a; durante la transición hacia el invierno, por la baja insolación ocurre un enfriamiento superficial en conjunto con la temporada de Nortes, vientos fríos. Ambas condiciones promueven la pérdida de calor, tornándose el agua superficial más densa. Por su parte, durante el verano con la presencia del CSW se observaron aguas oligotróficas, menos densas y cálidas (Delgado et al., 2019; Cervantes et al., sometido). Dichas características favorecen la estratificación de la columna de agua, debido a que, los vientos son débiles

en el verano y difícilmente mezclan la columna de agua para facilitar la disponibilidad de los nutrientes del fondo (Müller-Karger et al., 2001; Figura 1e-f).

Además, los resultados muestran que la mesoescala (LCEs) en conjunto con la incursión de la LC pueden controlar de manera importante la distribución de las variables químicas. Por ejemplo, durante el invierno se observaron bajas concentraciones de CID asociados a las estaciones localizadas en la región de influencia de la LC (R1-I; Figura 1a-c). En comparación con las estaciones ubicadas al interior del golfo (R3-I; perfiles color azul) fuera de la influencia de los LCEs y la LC, presentaron un enriquecimiento de CID. Mientras que, las estaciones localizadas bajo la influencia del LCE-Jumbo (R2-I) presentaron valores intermedios de CID entre la R1-I y R3-I. Este gradiente en la horizontal que se observa en la distribución del CID sugiere un enriquecimiento de estos hacia el interior del golfo. Este aumento se puede explicar como una variación estacional asociada a un descenso en la estratificación debido al enfriamiento en la capa superficial en el GoM, así como a procesos de mezcla vertical por viento y por la difusión en invierno en el suministro de nutrientes hacia la capa eufótica (Damien et al., 2021). Estudios realizados en la plataforma norte del GoM, han reportado que la señal del SUW se encuentra estrechamente ligada a la extensión de LC y a la distribución de LCEs, la cual puede afectar de manera importante en el aporte de nutrientes a la región (Kim and D.-H., 2013). Esto explicaría por que las estaciones ubicadas en la zona de la LC presenten las menores concentraciones de CID cercas de la superficie (Figura 1f). Estos resultados apoyan el poco suministro de nutrientes en la capa eufótica y la baja producción primaria durante los meses de verano y otoño (Damian et al., 2021). Se ha mencionado que este patrón estacional se ha descrito como característico de entornos oligotróficos, similar al observado en las aguas abiertas del GoM (Wawrik et al., 2004; Linacre et al., 2015).

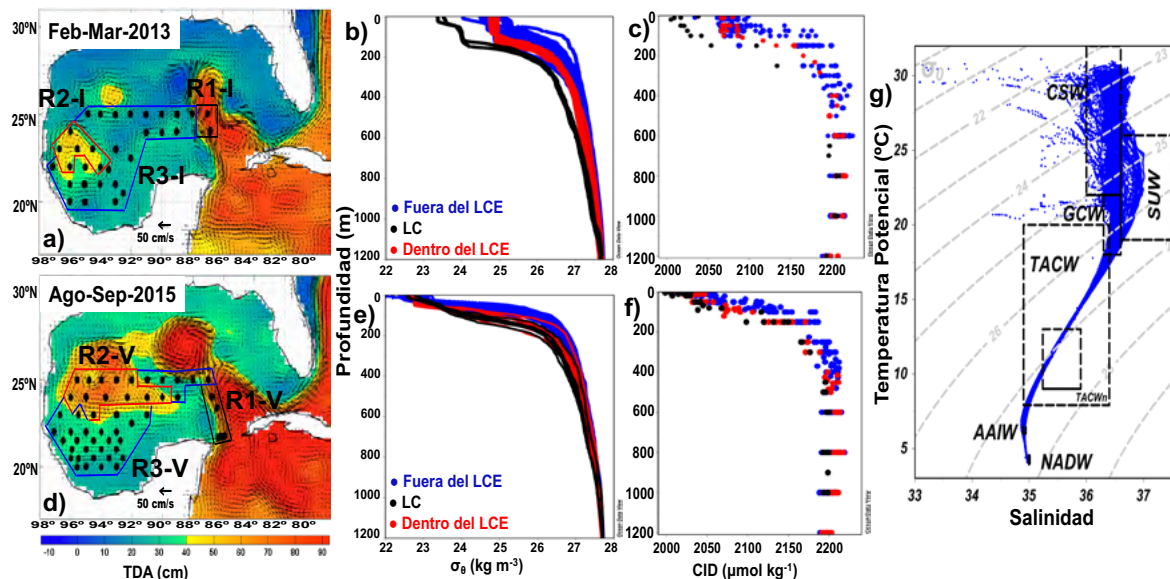


Figura 1. Campos espaciales de la TDA (en contornos) y corrientes (flechas sobrepuestas; $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$) para el mes de a) febrero-marzo 2013 (invierno) y d) agosto-septiembre 2015 (verano). Los mapas de TDA fueron delimitados nuevamente en tres regiones: 1) las estaciones ubicadas en la región de la influencia de la LC (recuadro color negro: R1); 2) las estaciones bajo condiciones del mesoescala (LCEs; recuadro color rojo: R2); 3) las estaciones ubicadas fuera de la influencia de los LCEs y la LC (recuadro color azul: R3). En cada región se generaron perfiles verticales para invierno (R1-I; R2-I y R3-I) y verano (R1-V; R2-V y R3-V) de las variables de (b, e) σ_t ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), (c, f) Carbón Inorgánico Disuelto (CID; $\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$). Los perfiles de las variables están representados de acuerdo a la separación espacial que se muestra en los mapas de TDA para cada crucero (perfiles color azul= Fuera del LCE; color negro = Dentro de la LC; color rojo= Dentro del LCE). (g) Se muestra la distribución de las masas de agua usando los datos de los cinco cruceros de XIXIMI (2010-2016), las masas de agua identificadas son: Agua Superficial del Caribe (CSW), Agua Subtropical Subsuperficial (SUW), Agua Común del Golfo (GCW), Agua Central del Atlántico Tropical (TACW), TACWn (núcleo), Agua Intermedia Antártica (AAIW) y Agua Profunda del Atlántico Norte (NADW).

Una de las características que destacan de la LC, son sus bajos valores de $p\text{CO}_2$ y DIC que son transportados hacia el interior del GoM (Gledhill, 2008, Wang et al., 2013). Dichas propiedades concuerdan con nuestros resultados en los mapas de iso-superficies de $p\text{CO}_2$ y pH (Figuras 2 y 3). Donde no solo se observan bajos valores de $p\text{CO}_2$ (invierno >335 y verano >390 μatm) en la región de desplazamiento de la LC, si no también, se observaron altos valores de pH (invierno ~ 8.12 y verano ~ 8.02 ; Figuras 2a-b y 3a-b). Estas características también se pueden apreciar en las áreas de influencia de los LCEs (Figura 1a y d). Mientras que, en el interior del golfo hacia la región sur de Bahía Campeche (BC) se observa un aumento del $p\text{CO}_2$ (invierno ~ 418 y verano ~ 509 μatm) y un descenso en el pH (invierno >8 y verano >7.97 ; Figuras 2a-b y 3a-b).

Mediante el método de Takahashi et al. (2002) se obtuvo el $p\text{CO}_2$ normalizado ($p\text{CO}_2$ at T_{mean}) en función de los cambios de la temperatura. Al normalizar los valores de $p\text{CO}_2$ de invierno, se observó un incremento considerable en valores superficiales del $p\text{CO}_2$ a T_{mean} (350 a 525 μatm) en comparación a los estimados in-situ (335 a 418 μatm ; Figura 2a y c). Esto sugiere, que solo por efecto de la temperatura ($p\text{CO}_2$ at $T_{\text{mean}} - p\text{CO}_2$ -in-situ) observaríamos un incremento del $p\text{CO}_2$ en promedio de ~ 81 μatm , exclusivamente para esta temporada (Figura 2a y c). En cambio, durante el verano se observó una uniformidad en la distribución de los valores del $p\text{CO}_2$ normalizados (T_{mean}) con valores que van desde los 364 a 475 μatm (Figura 2d). Al comparar estos resultados con los obtenidos en in-situ, se puede apreciar una reducción en los máximos valores detectados en el $p\text{CO}_2$ -in-situ de 509 μatm versus el $p\text{CO}_2$ normalizado 475 μatm (T_{mean} ; Figura 2b y d).

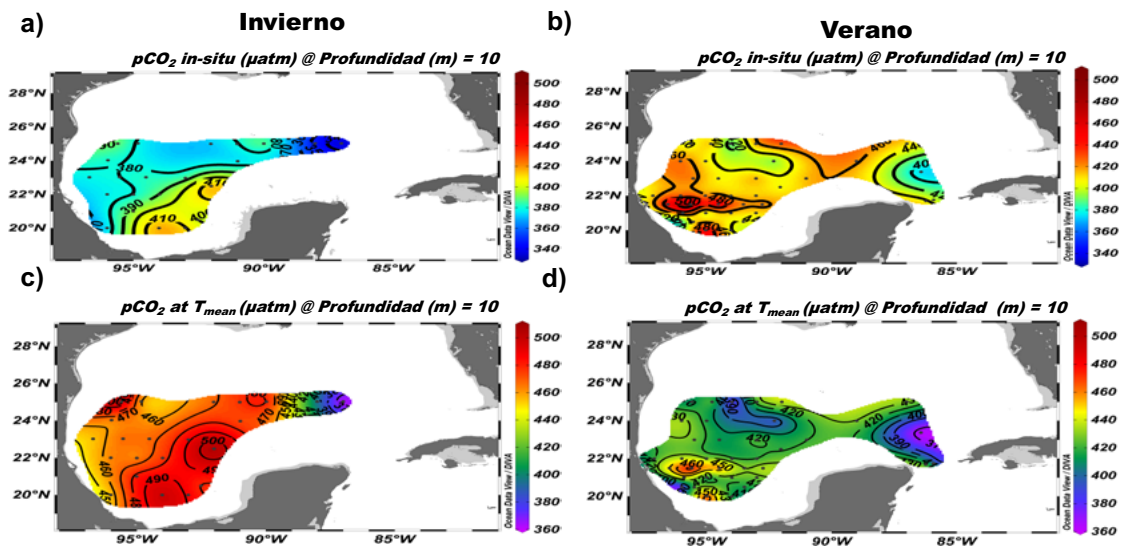


Figura 2. Distribución superficial (a, b) de la $p\text{CO}_2$ in-situ (μatm) y (c, d) $p\text{CO}_2$ normalizado ($p\text{CO}_2$ at T_{mean}) a una T promedio de 28.49 $^{\circ}\text{C}$. Se tomó como referencia el nivel de 10 m de profundidad.

Estudios relacionados a flujos de CO_2 , han clasificado al GoM como una fuente neta anual de CO_2 que se libera hacia la atmósfera (Chávez et al., 2007). Sin embargo, estudios recientes caracterizan al GoM como un sumidero anual de CO_2 (Xue et al., 2016; Coble et al., 2010; Robbins L. et al., 2014). Por otro lado, Chen et al. (2016) y Cai et al. (2010) caracterizaron a la plataforma norte del GoM y el oeste de Florida como sumideros de CO_2 durante el invierno y primavera. En tanto al verano y otoño se refiere, lo catalogaron como fuente de CO_2 atmosférico, debido a los ciclos estacionales de temperatura y de carga de nutrientes. Nuestros resultados concuerdan con lo antes mencionado, donde la región central y sur del GoM sugieren actuar como fuente de CO_2 a la atmósfera durante el verano y sumidero de CO_2 durante el invierno. Además, en la región de incursión de la LC y los LCEs se muestran valores de $p\text{CO}_2$ en equilibrio con la atmósfera.

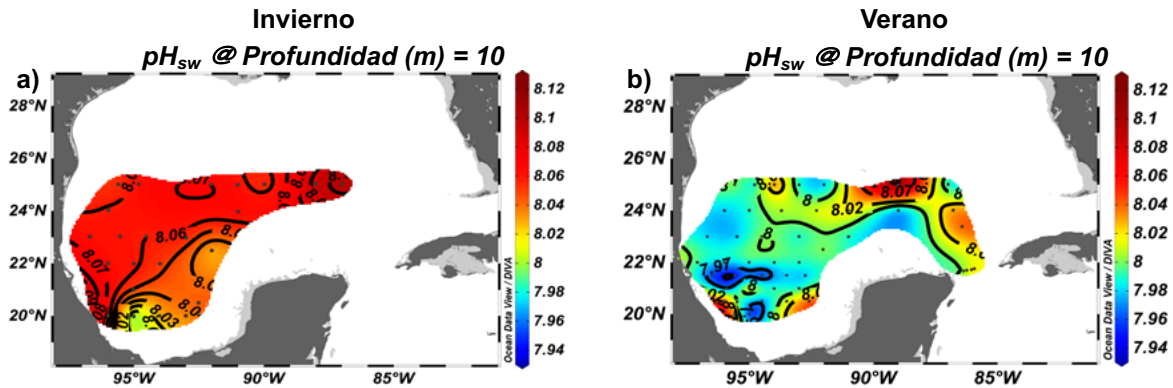


Figura 3. Comparación estacional (invierno-2013 (a) y (b) verano-2015) de los campos de distribución espacial del pH_{sw} in-situ. Se tomó como referencia el nivel de 10 m de profundidad.

En este contexto, el océano abierto ha sido clasificado como un sumidero de CO_2 atmosférico durante la mayor parte del año, excepto durante el verano cuando las temperaturas son altas (Xue et al., 2016; Coble et al., 2010). Por lo cual, la variabilidad del CO_2 puede ser impulsada por la temperatura. En este sentido, el efecto de calentamiento durante el verano sobre el CO_2 en océano abierto puede ser parcialmente compensado, por la reducción fotosintética ($<$ productividad) del CO_2 (Kealoha et al., 2020). Cai et al. (2020) presentó una comparación de las distribuciones de pCO_2 y pH a Temperatura Superficial del Mar in situ y normalizados a 25°C . Estos autores encontraron un gradiente de sur a norte con altos valores de pCO_2 normalizados a 25°C y bajos de pH normalizados a 25°C en las regiones frías del norte golfo. Nuestros resultados mostraron un patrón diferente al normalizar los valores de pCO_2 para el invierno ($T_{\text{mean}} = 28.49^\circ\text{C}$). Se observó un incremento del pCO_2 en promedio de $\sim 81 \mu\text{atm}$ ($\pm 22 \mu\text{atm}$), con un gradiente de este a oeste, siendo menores los valores observados vs los normalizados. En tanto el patrón de pCO_2 normalizado para el verano ($T_{\text{mean}} = 28.49^\circ\text{C}$), fue ligeramente menor al observado in-situ ($\sim -20 \pm 11.4 \mu\text{atm}$), pero con el mismo patrón de distribución al reportado por Cai et al. (2020).

Esto revela el importante papel de la temperatura en el equilibrio termodinámico del sistema de carbonato de agua de mar en el GoM, si no, quizás más importante, también el papel del intercambio de gases en la eliminación del desequilibrio aire-océano inducido por la temperatura (Cai et al., 2020). Se ha evidenciado que, en las regiones de latitud media, la baja pCO_2 observada y el alto pH observado aparecen en zonas de alto porcentaje de DO, lo que sugiere una eliminación biológica de CO_2 en ellas (Townsend et al., 2015; Cai et al., 2020). Esta tendencia es el resultado del efecto de la temperatura en la solubilidad del CO_2 . Lo anterior se vuelve relevante, debido ha que se han reportado cambios en la penetración de la LC al interior del golfo en la última década (Lindo-Atichati, 2013; Delgado et al., 2019). Esto puede promover un mayor transporte de aguas de origen caribeño (CSW), que resulte con un efecto positivo en términos de saturación en omega aragonita, pCO_2 , pH y oxígeno, pero un efecto negativo en la disponibilidad de DIC y nutrientes que limitaría la productividad biológica.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo sugieren que los mecanismos de circulación tales como la LC y los LCEs son los principales transportadores de aguas del Caribe (CSW) al interior del GoM. EL CSW se caracterizó por presentar aguas oligotróficas y menos densas al interior del golfo lo que promoverá una mayor estratificación durante el verano disminuyendo el transporte vertical de nutrientes, lo que puede inducir cambios biogeoquímicos importantes. La incursión de la LC sugiere estar incorporando agua de origen caribeño. Una de las implicaciones positivas de la incursión de aguas caribeñas al golfo, es el

suministro de aguas con bajos valores de $p\text{CO}_2$ y alto pH lo que contribuye con un menor aporte de CO_2 hacia la atmósfera y al mismo tiempo, se reduce el efecto a la acidificación dentro del golfo. Sin embargo, las altas temperaturas que se presentan al interior del golfo durante el verano hacen que el golfo se torne una fuente de CO_2 , ya que los valores observados de $p\text{CO}_2$ sugieren un flujo hacia la atmósfera. En tanto en el invierno, se observa un comportamiento inverso donde los valores observados de $p\text{CO}_2$ sugieren una importación de CO_2 atmosférico.

Literatura citada

- Cai, W.-J. et al. (2010): Alkalinity distribution in the western North Atlantic Ocean margins. *J. Geophys. Res.* 115, C08014.
- Cai W. J. et al (2011): Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nat. Geosci.* 4,766–770.
- Cai, W.J., Xu, Y.Y., Feely, R.A. et al. (2020): Controls on surface water carbonate chemistry along North American ocean margins. *Nat Common* 11, 2691 <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16530-z>
- Chavez F. et al. (2007): Chapter15: the coastal ocean. In the First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle (eds King, A. et al.) (U.S. Climate Change Science Program, Washington. <https://doi.org/10.1007/s10856-008-3473-7>.
- Chang, Y.-L., & Oey, L.-Y. (2013): Coupled response of the Trade Wind, SST Gradient, and SST in the Caribbean Sea, and the potential impact on Loop Current's Interannual variability*. *Journal of Physical Oceanography*, 43(7), 1325–1344. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-12-0183.1>
- Chen, S., Hu, C., Byrne, R. H., Robbins, L. L. & Yang, B. (2016): Remote estimation of surface $p\text{CO}_2$ on the West Florida Shelf. *Cont. Shelf Res.* 128, 10–25
- Coble P. G. et al (2010): Preliminary carbon budget for the Gulf of Mexico. *Ocean Carbon Biogeochem. News* 3,1–4
- Damien, P., Sheinbaum, J., Pasqueron De Fommervault, O., Jouanno, J., Linacre, L., & Duteil, O. (2021): Do Loop Current eddies stimulate productivity in the Gulf of Mexico? *Biogeosciences*, 18(14), 4281–4303. <https://doi.org/10.5194/bg-18-4281-2021>
- Delgado, J. A., Sudre, J., Tanahara, S., Montes, I., Hernandez-Ayon, J. M., & Zirino, A. (2019): Effect of Caribbean Water incursion into the Gulf of Mexico derived from absolute dynamic topography, satellite data, and remotely sensed chlorophyll a. *Ocean Science*, 15(6), 1561-1578. <https://doi.org/10.5194/os-2019-58>
- Doney, S. C. and Schimel, D. S. (2007). Carbon and climate system coupling on time scales from the Precambrian to the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 32: 31–66.
- Gledhill, D. K., Wanninkhof, R., Millero, F. K. & Eakin, M. (2008): Ocean acidification of the Greater Caribbean Region 1996–2006. *J. Geophys. Res.* Ocean 113, 1–11
- Hall, C. A. & R. R. Leben. (2016): Observational evidence of seasonality in the timing of Loop Current eddy separation. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, 76, 240–267. <https://doi.org/10.1016/j.dynatmoce.2016.06.002>
- Hu, X. et al. (2018): Seasonal variability of carbonate chemistry and decadal changes in waters of a marine sanctuary in the Northwestern Gulf of Mexico. *Mar. Chem.* <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2018.07.006>.
- Kealoha, A.K., Shamberger, K.E.F., DiMarco, S.F., Thyng K. M., Hetland R. D., Manzello D. P., Slowey N. C., Enochs I. C. (2020): Surface Water CO_2 variability in the Gulf of Mexico (1996–2017). *Sci Rep* 10, 12279 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68924-1>
- Kim, I.-N., and D.-H. Min (2013): Temporal variation of summertime denitrification rates in the Texas-Louisiana inner shelf region in the Gulf of Mexico: a modeling approach using the extended OMP analysis. *Continental Shelf Research* 66: 49–57.
- Le Quéré, C. et al. (2018): Global Carbon Budget 2018, *Earth Syst. Sci. Data*, 10, 2141–2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>.
- Linacre, Lara-Lara, R., Camacho-Ibar, V., Herguera, J. C., Bazán-Guzmán, C., & Ferreira-Bartrina, V. (2015). Distribution pattern of picoplankton carbon biomass linked to mesoscale dynamics in the southern Gulf of Mexico during winter conditions. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 106(October), 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2015.09.009>.
- Lueker, T.J., Dickson, A.G., Keeling, C.D., (2000): Ocean $p\text{CO}_2$ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K_1 and K_2 : validation based on laboratory measurements of CO_2 in gas and seawater at equilibrium. *Mar. Chem.* 70(1–3), 105–119.
- Robbins L. et al. (2014): Chapter 4: air-sea exchange. In *Report of the Gulf of Mexico Coastal Carbon Synthesis Workshop*, pp 17–23 (eds Benway, H. & Coble, P.) (Ocean Carbon and Biogeochemistry Program and North American Carbon Program, Washington.
- Sturges, W. & Leben, R. (2000) Frequency of ring separations from the Loop Current in the Gulf of Mexico: A revised estimate. *Journal of Physical Oceanography*, 30, 1814–1819. DOI: 10.1175/1520-0485(2000)030<1814: FORSFT>2.0.CO2
- Takahashi, T. et al. (2002): Global sea-air CO_2 flux based on climatological surface ocean $p\text{CO}_2$, and seasonal biological and temperature effects. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 49, 1601–1622
- Townsend, D. W. et al. (2015): Water masses and nutrient sources to the Gulf of Maine. *J. Mar. Res.* 73, 93–122
- Vidal, V. M. V., Vidal, F. V., Hernández, A. F., Meza, E., & Zambrano, L. (1994) Winter water mass distributions in the western Gulf of Mexico affected by a colliding anticyclonic ring. *Journal of Oceanography*, 50(5), 559–588. <http://doi.org/10.1007/BF02235424>
- Volk, T. and Hoffert, M. I. (1985). Ocean carbon pumps: Analysis of relative strengths and efficiencies in ocean-driven atmospheric CO_2 changes. *The Carbon Cycle and Atmospheric CO_2 : Natural Variations Archean to Present*, 99-110.
- Wang Z.A. et al. (2013). The marine inorganic carbon system along the Gulf of Mexico and Atlantic coasts of the United States: insights from a transregional coastal carbon study. *Limnol. Oceanogr.* 58, 325–342
- Wawrik B. and J.H. Paul (2004): Phytoplankton community structure and productivity along the axis of the Mississippi River plume in oligotrophic Gulf of Mexico waters. *Aquat. Microb. Ecol.*, 35, pp. 185-196. doi:10.3354/ame035185



Xue, Z. *et al.* (2016). Modeling pCO₂ variability in the Gulf of Mexico. *Biogeosci. Discuss.* 11, 12673–12695

Zeng, X., Li, Y., He, R., & Yin, Y. (2015). Clustering of Loop Current patterns based on the satellite-observed sea surface height and self-organizing map. *Remote Sensing Letters*, 6(1), 11–19. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.998347>

6.5. Sistema de carbono en dos zonas de surgencias en el Sistema Frontal de Baja California Sur en 2019

Covarrubias-Caraveo Yamili A.¹; Espinosa-Carreón Teresa L.¹; Hernández-Ayón José M.²; Morales-Gutiérrez Selene C.³ y Martínez-Magaña Víctor H.⁴

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes #250, Col San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa.

² Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO), Universidad Autónoma de Baja California. Apartado Postal 453, CP 2280, Ensenada, Baja California.

³ CRIAP Puerto Morelos, Matamoros #7, Municipio Benito Juárez, CP 77580, Puerto Morelos, Quintana Roo.

⁴ CRIAP Manzanillo, Playa Ventanas s/n, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, CP 28200, Manzanillo, Colima.

Autor para correspondencia: yamicrb@gmail.com

Resumen

El océano es uno de los principales reguladores de la temperatura del planeta y en este se llevan a cabo procesos importantes como el intercambio océano-atmósfera. En este estudio, se analizó la influencia de las surgencias costeras en el sistema de carbono y las variables hidrográficas en dos estaciones ubicadas en el Sistema Frontal de Baja California Sur. Se encontró que las surgencias detectadas en esta zona se encontraban en una etapa de relajamiento. La alcalinidad total (AT) se comportó de manera inversa entre las dos estaciones. Mientras que el carbono inorgánico disuelto (CID) y la $p\text{CO}_2$ se comportaron de manera similar en ambas estaciones, aumentando su concentración con respecto a la profundidad, aunque las concentraciones de CID y pH sugieren que en la E05 la surgencia pudiera haber sido más intensa. El pH, al contrario, tuvo un patrón de disminución a lo largo de la columna de agua.

Palabras clave: *Sistema Frontal de Baja California Sur; Alcalinidad total; Carbono inorgánico disuelto; $p\text{CO}_2$; pH.*

Abstract

The ocean is one of the main regulators of the planet's temperature and important processes such as ocean-atmosphere exchange take place in it. In this study, the influence of coastal upwelling on the carbon system and the hydrographic variables in two stations located in the Frontal System of Baja California Sur will be analyzed. It was found that the upwellings detected in this area were in a relaxation stage. Total alkalinity (TA) behaved inversely between the two stations. While dissolved inorganic carbon (DIC) and $p\text{CO}_2$ behaved similarly in both seasons, increasing their concentration with depth, but the DIC and pH concentrations suggest that in the E05, the upwelling processes should be stronger. The pH, on the contrary, had a decreasing pattern throughout the water column.

Key words: *Frontal System of Baja California Sur; Total alkalinity; Dissolved inorganic carbon; $p\text{CO}_2$; pH.*

Introducción

El océano funge como uno de los principales reguladores de la temperatura del planeta, debido a las altas concentraciones de CO_2 que se emiten antropológicamente hacia la atmósfera, este proceso pudiera correr el riesgo de ser alterado, cuya consecuencia principal es el calentamiento global, causando una estratificación de la columna de agua oceánica, que conllevaría a la disminución del transporte de carbono

desde la superficie hasta las profundidades y disminuyendo así, su capacidad de captar CO₂ de la atmósfera (Chierici *et al.*, 2019; Falkowski *et al.*, 2000).

Para conocer cómo se comporta el Sistema de Carbono en el Océano, es necesario analizar la alcalinidad total (AT), el carbono inorgánico disuelto (CID), el pH y la presión del CO₂ (pCO₂). Se necesitan dos de estas variables para poder caracterizar el sistema completo (Park, 1965).

El Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS) se caracteriza por tener una oceanografía dinámica (Bakun, 1996; Etnoyer *et al.*, 2004), entre los procesos que se destacan se encuentran las surgencias (Etnoyer *et al.*, 2006), definidas como la elevación de agua subsuperficial fría y con propiedades que modifican las variables del sistema del carbono e hidrográficas.

Materiales y métodos

Se tomaron muestras de agua en la zona del SFBCS (Figura 1), a bordo del B/I. Dr. Jorge Carranza Fraser, durante julio-agosto del 2019. Se seleccionaron dos estaciones (E05 y E37) representativas del proceso de surgencia. Para la recolección de las muestras se utilizó una roseta acoplada con botellas Niskin de 25 L. Para la medición de variables hidrográficas se utilizó un CTD IDRONAUT modelo Ocean Seven 320 Plus.

Se realizaron análisis tanto de AT y CID a las muestras de agua, mediante un titulador de alcalinidad total de la marca Apollo SciTech modelo AS-ALK2 y un equipo analizador de carbono marca Apollo SciTech modelo AS-C3 V2016 acoplado con un Licor-7000.

Para el cálculo de las variables de pH_{SWS} y pCO₂ se utilizó el software CO2SYS (Lewis & Wallace, 1998), y el software Ocean Data View versión 5.4.0 para la representación de los gráficos de variables hidrográficas y sistema de carbono.

Se realizaron imágenes satelitales con promedio de 5 días, utilizando los satélites MODIS aqua y MODIS terra. Estas fueron procesadas utilizando el software SeaDAS versión 7.5.3.

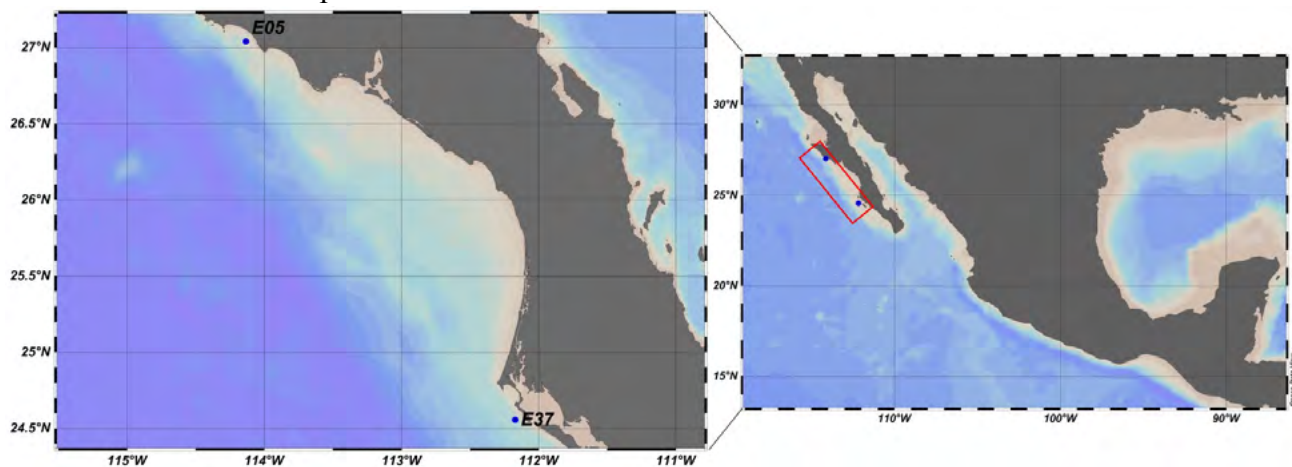


Figura 1. Mapa del área de estudio del Sistema Frontal de Baja California Sur, del lado izquierdo se muestra la localización de las dos estaciones oceanográficas.

Resultados y discusión

Variables hidrográficas

En la estación E05 la temperatura mínima registrada fue de 13.2 °C a los 52 m de profundidad, mientras que la máxima fue de 17.34 °C en la superficie. En la E37 las temperaturas mínimas y máximas respectivamente, fueron de 15.26 °C (55 m) y 23.5 °C (superficie). En ambas estaciones, la zona

superficial se caracterizó por las temperaturas más altas, y la zona más profunda tuvo las temperaturas mínimas, como se muestra en la Figura 2^a, a los 10 m de profundidad, las temperaturas registradas fueron de ~ 15 °C, lo que difiere con lo reportado por Durazo *et al.* en el 2010, en donde las temperaturas registradas para esta zona fueron de ~ 19 °C, durante el verano.

La salinidad (Figura 2B) presentó variaciones a lo largo de la columna de agua en ambas estaciones. En la E05, la salinidad mínima fue de 33.91 UPS (entre los 10 y 15 m de profundidad) y la máxima de 34.33 a los 55 m. Durazo *et al.* en 2010, reportaron una salinidad de 33.7 UPS en esta zona, a una profundidad de 10 m, mientras que, en este trabajo, la salinidad a dicha profundidad fue ligeramente mayor, con una concentración de 33.9 UPS. En la E37, la salinidad máxima se encontró en la superficie, con una concentración de 34.32 UPS. La concentración mínima fue de 33.91 UPS a los 50 m de profundidad. En esta estación, la concentración de salinidad disminuyó con respecto a la profundidad, lo opuesto a lo que se observó en la E05.

En la E05, la concentración mínima de oxígeno fue de $18.8 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (52 m) y la máxima de $339.15 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (superficie), en la estación E37 las concentraciones mínimas ($227.3 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y máximas ($395.8 \mu\text{mol kg}^{-1}$) se encontraron a los 35 y 9 m de profundidad respectivamente. A diferencia de la E05, la concentración máxima en la E37 no se encontró en la zona superficial (Figura 2C).

El máximo de clorofila en la E05 se encontró a los 6 m de profundidad, mientras que en la E37 este se encontró a los 13 m, sus concentraciones fueron de 4.69 y $3.32 \mu\text{g l}^{-1}$. En ambas estaciones, hubo un decremento de la concentración de esta variable con respecto a la profundidad (Figura 2D).

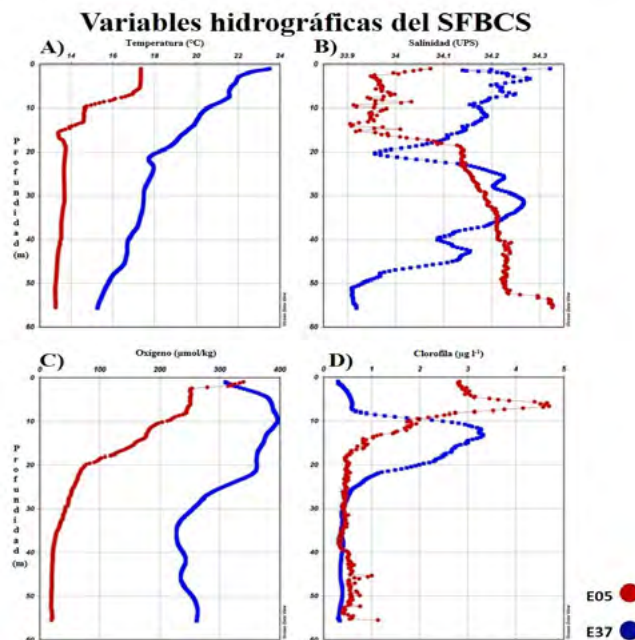


Figura 2. Variables hidrográficas del Sistema Frontal de Baja California Sur. A) Temperatura (°C), B) Salinidad (UPS), C) Oxígeno disuelto ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) y D) Clorofila ($\mu\text{g l}^{-1}$)

Sistema de carbono

La alcalinidad total (Figura 3A) tuvo un comportamiento totalmente inverso en ambas estaciones. En la E05, la concentración de AT fue menor en la superficie ($2329 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y aumentó con respecto a la profundidad ($2353 \mu\text{mol kg}^{-1}$). En la E37, por el contrario, las concentraciones máximas se encontraron en la zona superficial ($2341 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y disminuyó al aumentar la profundidad ($2320 \mu\text{mol kg}^{-1}$).

En las dos estaciones, el CID (Figura 3B) se comportó con el mismo patrón de incremento con respecto de la profundidad. En la E05 se tuvieron concentraciones más altas en comparación de la E37.

Los valores mínimos de ambas estaciones fueron de 2165 y 2047 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ respectivamente, mientras que los máximos fueron de 2264 y 2175 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ respectivamente.

La pCO_2 (Figura 3C) se comportó de igual manera que el CID, teniendo en la E37 las concentraciones menores (368 μatm mín. y 634 μatm máx.) y la E05 se caracterizó por presentar mayores concentraciones (604 μatm mín. y 865 μatm máx.). Al contrario de lo que indica De la Cruz-Orozo *et al.*, 2010, en donde encontraron concentraciones promedio de 416 μatm en la zona norte del SFBCS, y en este estudio se encontraron concentraciones mayores a 600 μatm en la zona superficial en la estación presente en la zona norte (E05).

El pH_{sw} fue en general más alto en la E37. En ambas estaciones este disminuyó con la profundidad. En la E05, el pH máximo registrado en la superficie fue de 7.89 y el mínimo se registró a los 50 m de 7.74. Mientras que, en la E37, el pH máximo (superficial) fue de 8.07 y el mínimo de 7.86 (50 m).

Sistema de carbono

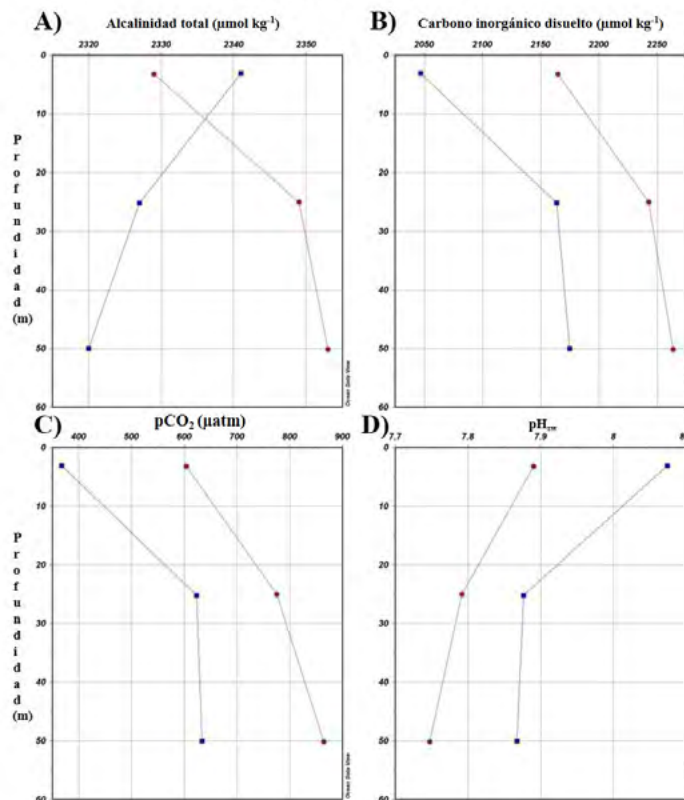


Figura 3. Variables del sistema de carbono en el Sistema Frontal de Baja California Sur. A) Alcalinidad Total ($\mu\text{mol kg}^{-1}$), B) Carbono inorgánico disuelto ($\mu\text{mol kg}^{-1}$), C) pCO_2 (μatm) y D) pH_{sw} .

En la imagen de temperatura superficial del mar (TSM) se observó que en la zona en la que se encuentra la E05 la TSM es mas baja a comparación con la zona oceánica o aledaña. En esta estación se registró una TSM de 19.4 $^{\circ}\text{C}$. En la E37 esta disminución de la temperatura es muy poco evidente, ya que la TSM de esta estación fue de 25.3 $^{\circ}\text{C}$.

La Chl_{SAT} en la E05 tuvo una concentración de 2.16 mg m^{-3} , mientras que en la E37 fue de 0.59 mg m^{-3} . Las altas concentraciones de clorofila encontradas, indicaron una surgencia en etapa de relajamiento.

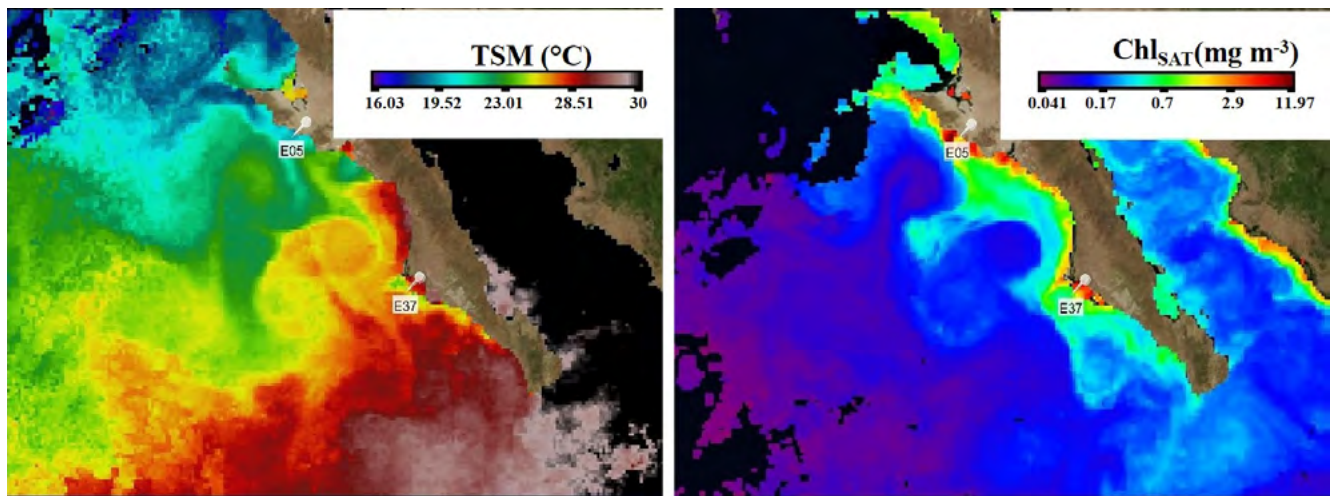


Figura 4 Imágenes satelitales de temperatura superficial del mar (TSM) y clorofila satelital (Chl_{SAT}).

Conclusiones

Se encontró que las surgencias detectadas en esta zona se encontraban en una etapa de relajamiento, ya que las concentraciones de CID fueron menores en la superficie y por lo que se puede observar en las imágenes satelitales, las concentraciones de clorofila fueron más altas en estas dos zonas a comparación de las zonas aledañas que no presentaban surgencia. En la estación E05, por las concentraciones de CID y pH, sugiere que la etapa de surgencia fue más intensa.

Literatura citada

- Bakun, A. (1996). Patterns in the ocean: ocean processes and marine propagation dynamics, California Sea Grant, 323.
- Chierici, M., Vernet, M., Fransson, A., & Yngve-Borsheim, K. (2019). Net community production and carbon exchange from winter to summer in the Atlantic Water inflow to the Arctic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00528>.
- De La Cruz-Orozco, M., Valdez-Holguín, J., Gaxiola-Castro, G., Mariano-Matías, M., & Espinosa-Carreón, T. (2010). Flujos de CO_2 océano-atmósfera. Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California: Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. SEMARNAT-INE-CICESE-UABC, pp. 165-181.
- Durazo, R., Ramírez-Manguilar, A., Miranda, L., & Soto-Mardones, L. (2010). Climatología de variables hidrográficas. En G. Gaxiola-Castro, & R. Durazo, *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. 25-58.
- Etnoyer, P., Canny, D., Mate, B. R., Morgan, L. E., Ortega-Ortiz, J. G., & Nichols, W. J. (2006). Sea-surface temperature gradients across blue whale and sea turtle foraging trajectories off the Baja California Peninsula, Mexico. *Deep-Sea Research*, pp. 340-358.
- Etnoyer, P., Canny, D., Mate, B., & Morgan, L. (2004). Persistent Pelagic Habitats in the Baja California to Bering Sea (B2B) Ecoregion. *Oceanography*, Vol. 17 pp. 90-101.
- Falkowski, P., Scholes, J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., & Steffen, W. (2000). The global carbon cycle: a test of our knowledge of earth as a system. *Science*, 290: 291-296.
- Lewis, E., & Wallace, D. (1998). CO2SYS-Program developed for the CO_2 systems calculations. Carbon Dioxide. Inf. Anal. Center; Report ORNL/CDIAC-105.
- Park, K. (1965). Total carbon dioxide in sea water. *Journal of Oceanography*, 21: 10-15.

6.6. Distribución superficial de pH y Omega aragonita frente a la bahía de Manzanillo, México, durante abril de 2019.

De la Cruz-Ruiz A. Itahi¹; Espinosa-Carreón T. Leticia¹; Coronado-Álvarez Lourdes²; y Hernández-Becerril David U³.

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

² Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

³ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apdo. postal 70-305, Ciudad Universitaria, Coyoacán, CDMX. 04510, México.

Autor para correspondencia: itahi.dlc@gmail.com

Resumen

Se realizó una campaña oceanográfica en abril de 2019 en el Pacífico tropical mexicano, a bordo del B/O El Puma, donde se tomaron alícuotas superficiales en cinco estaciones frente a la bahía de Manzanillo, Colima, para el análisis en laboratorio de carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total. Con los datos obtenidos en dichos análisis fueron calculados los valores de pH_{sw} y Omega aragonita, información que se analiza en el presente trabajo para conocer si hay afectaciones por la acidificación del océano en dicha zona. Con los datos de temperatura conservativa y salinidad absoluta se observó la presencia del Agua de transición en las 5 estaciones monitoreadas y el Agua Tropical Superficial en solo una de ellas. Se utilizaron imágenes satelitales de temperatura superficial del mar y clorofila para un mejor entendimiento de la hidrografía de la región, con las que se observó una franja costera de agua fría y altos valores de clorofila. La variación de los valores de pH_{sw} superficial en las estaciones de 8.15 a 8.20, mientras que la Omega aragonita varió entre 4.38 a 4.62. Lo anterior indica que las estructuras calcáreas pudieron fácilmente formarse, preservarse y precipitarse sin problemas frente a la bahía de Manzanillo durante abril de 2019. Sin embargo, es importante resaltar que lo anterior son solo valores superficiales y que para comprender mejor el proceso de acidificación es importante la integración de información de la columna de agua.

Palabras clave: *Sistema del carbono; pH; Omega aragonita; Acidificación del océano; Pacífico tropical mexicano.*

Abstract

An oceanographic campaign was carried out in April 2019 in the Mexican tropical Pacific, aboard the R/V El Puma, where surface aliquots were taken at five stations in front of Manzanillo Bay, Colima, for laboratory analysis of dissolved inorganic carbon and total alkalinity. With the data obtained in these analyzes, the pH_{sw} and Omega aragonite values were calculated, information that is analyzed in this work to find out if there are effects due to ocean acidification in said area. With the data of conservative temperature and absolute salinity, the presence of Transition water was observed in the 5 monitored stations and Tropical Surface Water in only one of them. Satellite images of sea surface temperature and chlorophyll were used to better understand the hydrography of the region, with the coastal cold water and high chlorophyll values was observed. The variability of surface pH_{sw} in the stations from 8.15 to 8.20, while the Omega aragonite varied between 4.38 to 4.62. The above indicates that the calcareous structures could easily form, preserve and precipitate without problems in front of Manzanillo Bay during April 2019. However, it is important to note that the above are only superficial values and that to better understand the acidification process it is important to integrate information from the water column.

Key words: *Carbon system; pH; Omega aragonite; Ocean acidification; Mexican tropical pacific.*

Introducción

Las emisiones antropogénicas de CO₂ a la atmósfera y su posterior absorción por los océanos alrededor del mundo están cambiando la química del agua de mar disminuyendo gradualmente los valores superficiales de pH, proceso que es conocido como “acidificación del océano” (Turley y Gattuso 2012). Este proceso ocurre debido a que cuando el CO_{2(gas)} presente en la atmósfera entra en contacto con la superficie del océano se convierte en CO_{2(acuoso)}, facilitando la disolución de la molécula para después disociarse en otras especies químicas según la reacción (Álvarez-Borrego, 2007): $CO_{2(gas)} + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow H^+ + HCO_3^- \leftrightarrow 2H^+ + CO_3^{2-}$. Con el aumento en la concentración de protones [H⁺], que es proporcional a la razón $[HCO_3^-]/[CO_3^{2-}]$, el pH disminuye y por eso aumenta la acidez (Turley y Gattuso 2012). Ya sea por reacción directa o a través de liberación de protones, el ácido carbónico consume iones de carbonato (CO₃²⁻) aumentando la disolución de los minerales de carbonato de calcio (CaCO₃). El estado de saturación (Ω) de CaCO₃ es el grado de saturación de este compuesto en el agua de mar: $\Omega = [Ca^{2+}][CO_3^{2-}]/K_{sp}$, donde Ca²⁺ y CO₃²⁻ son las concentraciones *in situ* de los iones de calcio y carbonato y K_{sp} es el producto de la solubilidad para el CaCO₃ (Mucci, 1983). La saturación de CaCO₃, como Omega aragonita (Ω_{arag}), está en función de la disponibilidad del ion CO₃²⁻, de modo que si la acidez en el agua de mar aumenta entonces los valores de Ω_{arag} disminuirán (Hernández-Ayón *et al.*, 2019).

Los cambios en el pH pueden tener efectos negativos en los procesos fisiológicos de algunos organismos, problemática que se ha estudiado mayormente en el proceso de calcificación (Gattuso y Hansson, 2011). Los valores de Ω_{arag} permiten conocer como los cambios en la acidez del océano afectan a los organismos, ya que $\Omega > 1$ indica que las condiciones son aptas para la precipitación de CO₃²⁻, mientras $\Omega < 1$ que la disolución de minerales de carbonato, cuando $\Omega = 1$ que los minerales en el medio están en equilibrio. Además de los cambios en la química del mar y sus respectivas consecuencias, es importante conocer que el efecto antropogénico causa cambios en la productividad primaria, el incremento de zonas del mínimo de oxígeno (ZMO), efectos en la distribución de recursos biológicos y, a su vez, el intercambio de CO₂ entre el océano y la atmósfera (Hernández-Ayón *et al.*, 2019).

El Pacífico Tropical Mexicano (PTM) es una zona de transición tropical-subtropical con una dinámica muy compleja que abarca un área entre los 12 y 23 °N (Chapa-Balcorta *et al.*, 2019). Esta región es de suma importancia debido a que es considerada una zona de transición tropical-subtropical donde confluyen el Agua Tropical Superficial (ATS) y la rama tropical del Agua de la Corriente de California (ACC), además de contar con una ZMO cuyo límite superior varía estacionalmente (llegando a ser <100 m) y se presentan procesos de advección tales como remolinos ciclónicos y surgencias costeras (Cepeda-Morales *et al.*, 2013; Kurczyn *et al.*, 2012; Zamudio *et al.*, 2007). Si bien se han realizado estudios del sistema de carbono en esta región enfocados en los cambios de variables como el carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), flujos de CO₂ en el sistema océano-atmósfera (FCO₂) y pH (Franco *et al.*, 2014; Sosa-Avalos *et al.*, 2017; Trucco-Pignata *et al.*, 2019), son necesarios más estudios enfocados en conocer los cambios ocasionados por el proceso de acidificación.

Materiales y Métodos

Durante abril de 2019 se realizó una campaña oceanográfica a bordo del B/O El Puma de la UNAM, donde se tomaron alícuotas de agua superficial en cinco estaciones frente a la bahía de Manzanillo (Figura 1) para la determinación en laboratorio de CID y AT, así como datos de temperatura (T) y salinidad (S) con ayuda de un CTD SeaBird SBE 911 Plus para la realización de diagramas T-S. Se realizaron cálculos

de temperatura conservativa (Θ) y salinidad absoluta (S_A) con el software del proveedor y con lo sugerido por IOC/SCOR/IAPSO (2010) y McDougall et al. (2012).

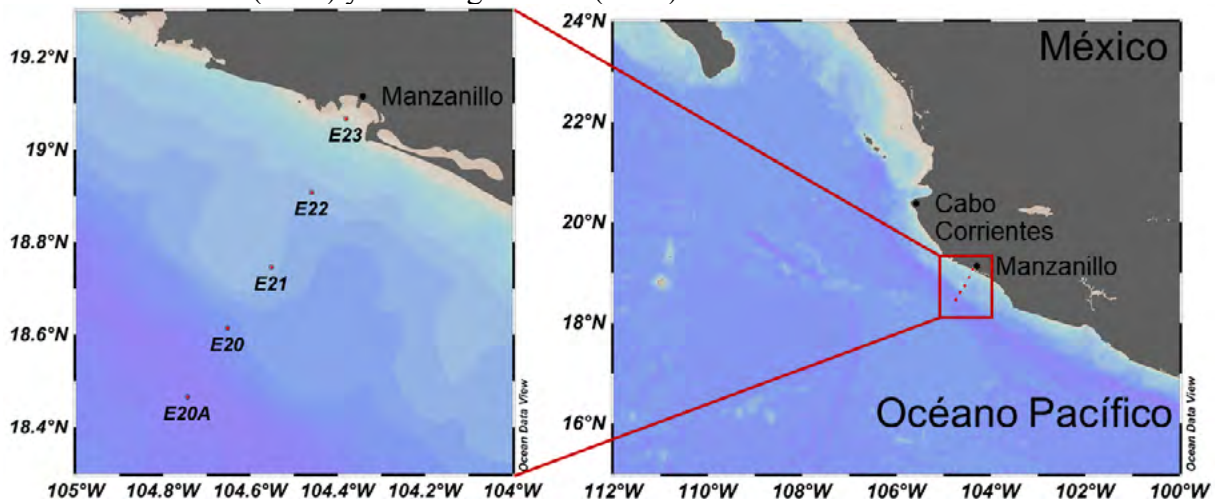


Figura 1. Estaciones oceanográficas del área de estudio.

Las muestras de CID se analizaron con un equipo Apollo SciTech modelo AS-C3 V2016.01 y cuantificadas por el sistema Li-COR 7000. Para el análisis de AT se utilizó un sistema de titulación Apollo SciTech modelo AS-ALK2. El cálculo de pH_{sw} (escala de agua de mar) y la Ω_{arag} superficial se realizó con el programa CO2SYS (Lewis y Wallace, 1998) a partir de los datos de CID, AT, temperatura, salinidad y las constantes de disociación de Lueker *et al.* (2000).

Se generaron compuestos de imágenes satelitales de temperatura superficial del mar (TSM) y clorofila-a (CLA) de ocho días (del 4 al 8 de abril de 2019), mismas que fueron obtenidas del portal <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/l3/> y procesadas con ayuda de los softwares SeaDAS y Ocean Data View (ODV). Los compuestos se realizaron a partir de imágenes diarias generadas por los sensores Modis y VIIRS con una resolución espacial de 4 km por píxel.

Resultados y Discusión

El diagrama T-S (Figura 2) se realizó con datos del CTD tomados hasta los 5 m de profundidad, utilizando los límites propuestos por Portela *et al.* (2016). Los datos en de Θ en las estaciones variaron entre 24 y 26 °C, mientras que los valores de S_A variaron entre 34.5 y 34.9 g kg⁻¹. En las 5 estaciones se encontró la presencia del Agua de Transición (Atr), mientras que solo en la estación 22 se presentó el ATS a los 5 m de la columna de agua. Estos datos coinciden con lo reportado por otros autores para el PTM (Espinosa-Carreón *et al.*, 2020; Flores-Trejo *et al.*, 2020; Trucco-Pignata *et al.*, 2019)

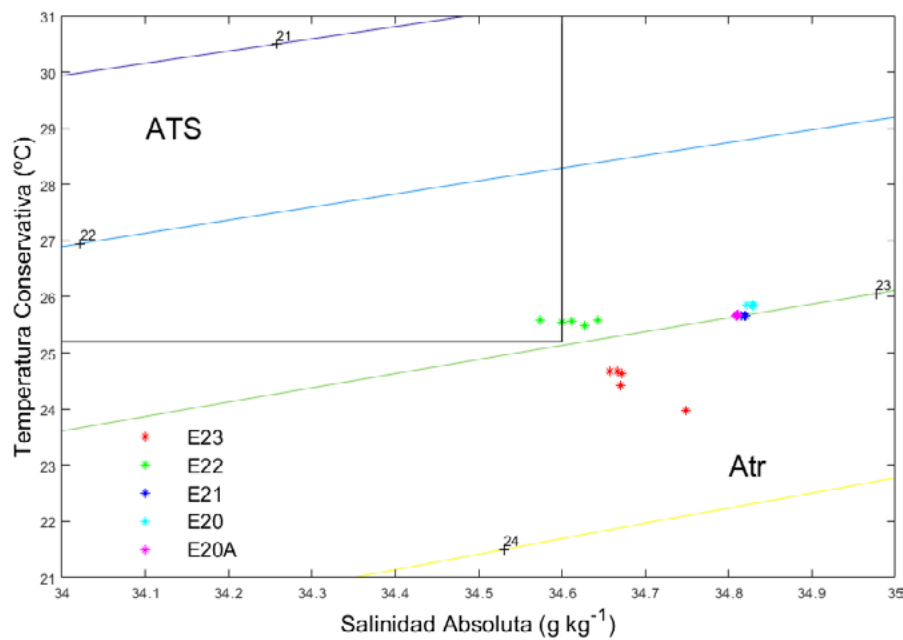


Figura 2. Diagrama T-S para las estaciones del área de estudio durante abril de 2019.

El análisis de la TSM (Figura 3a) mostró una variación entre 25 y 27 °C, con un gradiente de temperatura de norte a sur y de la costa hacia océano. Las imágenes de CLA (Figura 3b) mostraron valores $>2 \text{ mg m}^{-3}$ en la línea de costa, datos que coincidieron con las regiones donde los valores de temperatura fueron menores. Si bien los valores de temperatura $<25 \text{ °C}$ cerca de la bahía de Manzanillo se relacionan a procesos de surgencias durante primavera (Zepeda-Borja *et al.*, 2017), en este estudio realizado en abril 2019 no se encontró la presencia de dicho proceso físico. Sin embargo, los valores bajos de temperatura fueron promovidos por una corriente costera que fluyó de norte a sur (no mostrado) que transportó agua fría de la región de Cabo Corrientes hacia el sur del área de estudio.

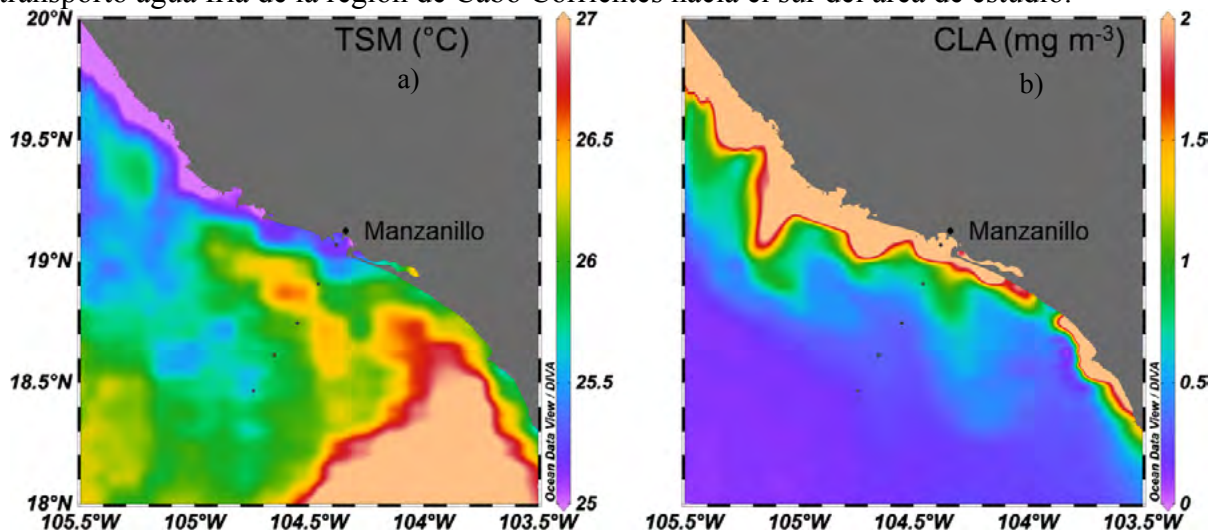


Figura 3. a) Composición promedio satelital de la TSM y b) CLA obtenida de los días del 04 al 11 de abril de 2019.

El pH_{sw} (Figura 4a) varió entre 8.15 y 8.20, presentando una disminución costa-océano en las estaciones muestreadas con excepción de la estación 20A, donde el valor de pH_{sw} fue mayor con relación a E20. Los valores más altos correspondieron a las regiones con menor temperatura, mientras que los más bajos correspondieron a las estaciones donde la temperatura fue mayor. Los valores de Ω_{arag} variaron entre 4.38 y 4.62, en general con un aumento costa-océano. Valores de $\Omega_{\text{arag}} > 3$ fueron reportados por

otros autores en el PTM. Franco *et al.* (2014) reportaron valores superficiales de $\Omega_{\text{arag}} > 4$ en la región de Cabo Corrientes, mientras que Chapa-Balcorta *et al.* (2015) reportaron en el Golfo de Tehuantepec valores superficiales de $\Omega_{\text{arag}} > 3$. Si bien, el presente trabajo reporta solo valores superficiales de Omega aragonita es importante resaltar que los autores anteriores reportaron el horizonte de saturación de aragonita cercano a los 50 m de profundidad, el cuál estuvo estrechamente relacionado con el límite superior de la ZMO presente en la región.

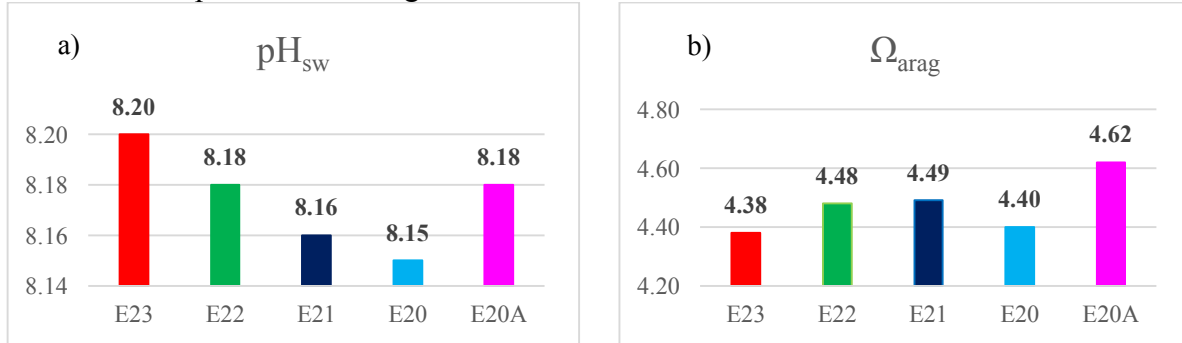


Figura 4. a) Valores de pH y b) Ω_{arag} en las estaciones muestreadas durante abril 2019.

Conclusiones

Las aguas superficiales del PTM durante abril de 2019, frente a la bahía de Manzanillo, presentaron valores de pH_{sw} mayores al promedio global (8.1) y valores de $\Omega_{\text{arag}} > 4$, indicando que las estructuras calcáreas de pterópodos y cocolitofóridos en la superficie del océano pudieron fácilmente formarse, preservarse y precipitarse en las fechas de la campaña. Sin embargo, como se reporta en otros trabajos que estudiaron estos valores en la columna de agua, el horizonte de saturación de Omega aragonita es somero en el PTM por lo que los procesos físicos de mesoescala presentes en esta región pueden promover la disminución de estos valores con el transporte de aguas corrosivas subsuperficiales hacia la superficie.

Agradecimientos

Se agradece a la Coordinación de la Investigación Científica de la UNAM por las facilidades otorgadas para el desarrollo del crucero MareaR-XI (“*Estructura vertical del fitoplancton marino en el Pacífico central mexicano y la importancia de la fracción del picofitoplancton*”, durante abril de 2019). Al financiamiento de los proyectos IPN-SIP20195181 y 20200716.

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. En Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Benigno Hernández de la Torre y Gilberto Gaxiola Castro (Editores). Ensenada, México: INE-SEMARNAT-CICESE. pp. 11-29.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin, & A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, *J. Geophys. Res. Oceans*, 120.
- Cepeda-Morales, J., Gaxiola-Castro, G., Beier, E., & Godínez, V. M. (2013). The mechanisms involved in defining the northern boundary of the shallow oxygen minimum zone in the eastern tropical Pacific Ocean off Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 76. 1–12. 10.1016/j.dsr.2013.02.004.
- Franco, A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. García, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro, & R. Sosa-Avalos (2014). Air-sea CO₂ fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico, *J. Geophys. Res. Oceans*, 119.
- Gattuso J.P., Bijma J., Gehlen M., Riebesell U. & Turley C. (2011) Ocean acidification: knowns, unknowns and perspectives. In *Ocean Acidification*. Edited by Gattuso J-P, Hansson L. Oxford University Press; 291-311.
- Hernández-Ayón, J. M., Chapa-Balcorta, C., Méndez, N., Sosa-Avalos, R., Espinosa-Carreón, T. L., Caso, M., Ávila López, M., Norzagaray-López, O., Beas, R., Lara-Lara, R., Cupul-Magaña, A., Rodríguez-Troncoso, A., Franco-Novela, A., Cervantes-Díaz, G. & López-Pérez, A. (2019). Capítulo 4. Acidificación de los mares. En *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*.

- Programa Mexicano del Carbono. Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. (Editores). Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-7-4. 716 p.
- IOC/SCOR/IAPSO, 2010: The international thermodynamic equation of seawater – 2010: Calculation and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission Manuals and Guides 56, UNESCO, 196 pp.
- Kurczyn, J. A., Beier, E., Lavin M. F. & Chaigneau, A. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical subtropical transition zone: statistical characterization from satellite altimetry. *Journal of Geophysical Research* 117, C10021, <http://dx.doi.org/10.1029/2012JC007970>.
- Lewis E. and D. Wallace. 1998. CO2SYS-Program developed for the CO₂ systems calculations. Carbon Dioxide Inf. Anal. Center; Report ORNL/CDIAC-105.
- Lueker, T. J., Dickson, A. G., and Keeling, C. D. 2000. Ocean pCO₂ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K₁ and K₂: validation based on laboratory measurements of CO₂ in gas and seawater at equilibrium. *Marine Chemistry*, 70(1): 105–119.
- McDougall, T.J., Jackett, D. R., F. J. Millero, R. Pawlowicz, P. M. Baker. 2012. A global algorithm for estimating Absolute Salinity. *Ocean Science*, 8: 1123-1134, doi:10.5194/os-8-1123-2012.
- Mucci, A. 1983. The solubility of calcite and aragonite in seawater at various salinities, temperatures, and one atmosphere total pressure, *American Journal of Science* 283.
- Portela, E., E. Beier, E.D. Barton, R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández, P.C. Fiedler, L. Sánchez-Velasco, & A. Trasviña, 2016: Water Masses and Circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and Surrounding Areas. *J. Phys. Oceanogr.*, 46, 3069–3081, <https://doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1>
- Sosa-Ávalos, R, C. Sámano-Rodríguez, R. Sánchez-Nava, L. Silva-Iñiguez & F. Chávez. 2017. Flujos de CO₂ aire-mar estimados en el Pacífico oriental tropical mexicano. En Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. pp. 318 – 323.
- Trucco-Pignata P. N., Hernández-Ayón J. M., Santamaria-del-Angel E., Beier E., Sánchez-Velasco L., Godínez V. M. and Norzagaray O. (2019). Ventilation of the Upper Oxygen Minimum Zone in the Coastal Region Off Mexico: Implications of El Niño 2015–2016. *Front. Mar. Sci.* 6:459. doi: 10.3389/fmars.2019.00459
- Turley C. & Gattuso J. P. 2012 Future biological and ecosystem impacts of ocean acidification and their socioeconomic-policy implications, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Volume 4, Issue 3, 2012, Pages 278-286, ISSN 1877-3435, <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.05.007>.
- Zamudio, L, H. E. Hurlburt, J. E. Metzger and C. E. Tilburg. 2007. Tropical wave-induced oceanic eddies at Cabo Corrientes and the María Islands, México. *Journal of Geophysical Research* 112(C05048), doi:10.1029/2006jc004018.
- Zepeda-Borja, K. M., Ortega-Ortiz, C. D., Torres-Orozco, E., & Olivos-Ortiz, A. (2017). Spatial and temporal distribution of sea turtles related to sea surface temperature and chlorophyll-a in Mexican Central Pacific waters. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(2), 375–385. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572017000200016>.

6.7. Distribución espacial del estado de saturación de aragonita y pH durante diciembre de 2020 en Isla La Blanca, Oaxaca

Flores-Ramírez Montserrat¹; Chapa-Balcorta Cecilia²; López-Pérez Ramón A.³; Leal-Acosta María L.⁴ y García-Burciaga Hugo O.⁵

¹ Programa de Maestría en Ciencias: Ecología Marina, División de Estudios de Posgrado, Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

² Instituto de Recursos, Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

³ Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa, C.P 09340, Ciudad de México, México

⁴ Instituto de Industrias, Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

⁵ Carrera de Biología Marina. Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

Autor para correspondencia: cecychb@angel.umar.mx

Resumen

El Golfo de Tehuantepec (GT) es una región con alto dinamismo, debido a que tiene la influencia estacional de vientos de chorro llamados Tehuanos ($>10 \text{ ms}^{-1}$), estos vientos producen cambios en la estructura de la columna de agua, así como, una compleja circulación costera. Esto promueve un cambio significativo en la química del agua, lo que a su vez modifica la distribución de los parámetros del sistema de carbonatos. Con el objetivo de evaluar la influencia que tienen los vientos Tehuanos sobre el sistema de carbonatos en isla La Blanca, en el GT, se colectaron muestras de agua el 16 de diciembre de 2020. Se cuantificaron dos variables del sistema de carbonatos; carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT), y se calculó el estado de saturación de aragonita (Ω_{arag}) y el pH. Lo anterior mediante muestras discretas a diferentes profundidades de acuerdo con la batimetría de la zona. El día del muestreo en el área de estudio no se presentó viento Tehuano; estuvo influenciada por el Agua Superficial Tropical (AST) y se obtuvieron valores de pH de 8.2 a 8.3 y valores de Ω_{arag} de 2 a 2.4. Se concluye que isla La Blanca en el mes de diciembre tuvo valores de pH y Ω_{arag} mayores a lo reportado a la misma zona de estudio en condiciones post-Tehuano.

Palabras clave: *estado de saturación de aragonita; carbono inorgánico disuelto; alcalinidad total; pH*

Abstract

The Gulf of Tehuantepec (GT) is a region with high dynamism, because it has the seasonal influence of jet winds called Tehuanos ($> 10 \text{ ms}^{-1}$), these winds produce changes in the structure of the water column, as well as, a complex coastal circulation. This promotes a significant change in the water chemistry, which in turn modifies the distribution of the carbonate system parameters. In order to evaluate the influence that the Tehuanos winds have on the carbonate system on La Blanca island, in the GT, water samples were collected on December 16, 2020. Two variables of the carbonate system were quantified; Dissolved inorganic carbon (DIC) and total alkalinity (TA), and the state of aragonite saturation (Ω_{arag}) and pH were calculated. The above by means of discrete samples at different depths according to the bathymetry of the area. On the day of sampling in the study area, there was no Tehuano wind; was influenced by Tropical Surface Water (TSW) and pH values of 8.2 to 8.3 and Ω_{arag} values of 2 to 2.4 were obtained. It is concluded that La Blanca island in December had pH and Ω_{arag} values higher than those reported at the same study area in post-Tehuano conditions.

Key words: *state of aragonite saturation; dissolved inorganic carbon; total alkalinity; pH*

Introducción

La creciente importancia de las actividades antropogénicas para el ciclo global del carbono está alterando los procesos climatológicos, biológicos y geoquímicos previos a la Revolución Industrial desde comienzos del siglo XIX. Se sabe que la tasa de cambio en el bióxido de carbono (CO_2) atmosférico depende de las actividades humanas, así como, de otros procesos biogeoquímicos y climatológicos que controlan y modulan el ciclo del carbono (Falkowski *et al.*, 2000). El carbono es uno de los elementos esenciales para la vida de los organismos sobre la Tierra, en su ciclo se presentan la fase acuosa y gaseosa que hacen posibles flujos entre la biosfera-atmósfera o atmósfera-océano lo que ocasiona la presencia de fuentes o reservorios de carbono (Álvarez-Borrogo 2007; Gaxiola-Castro y Hernández-de la Torre, 2007).

Los océanos desempeñan un papel importante en el ciclo del carbono, en el que interactúan la atmósfera, la litósfera y los organismos vivos. La bomba de solubilidad o bomba física es la encargada de controlar la distribución del carbono inorgánico disuelto en el océano y la captación de CO_2 a través de procesos como la mezcla y la circulación (Post *et al.*, 1990). Mientras que, de los procesos biológicos como la fotosíntesis, la respiración y la remineralización se encarga la bomba biológica (Sarmiento y Gruber, 2006).

El GT en una región con alto dinamismo, debido a que tiene la influencia estacional de vientos Tehuanos ($>10 \text{ ms}^{-1}$), estos vientos producen cambios en la estructura de la columna de agua, así como, una compleja circulación costera (Chapa-Balcorta, 2016). Esto promueve un cambio significativo en la química del agua, lo que a su vez modifica la distribución de los parámetros del CO_2 (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015).

Isla La Blanca, es el lugar más al sur del estado de Oaxaca con presencia de corales (*Pocillopora verrucosa*), dado que representa un área potencial de estudio en donde es viable evaluar el posible impacto del estrés por acidificación en corales formadores de arrecifes, la presente investigación busca evaluar la influencia que ejercen los vientos Tehuanos sobre el sistema de carbonatos en isla La Blanca.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Isla La Blanca se encuentra entre los $15^{\circ}56'28.3'' \text{ N}$ y los $95^{\circ}34'31.6'' \text{ W}$ en el municipio de Santiago Astata, en el GT (Figura 1). El GT se caracteriza por tener la presencia de dos masas de agua: Agua Superficial Tropical (AST) entre los 0-50 m de profundidad y Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) entre los 70-500 m profundidad (Portela *et al.*, 2016).

Esta zona es altamente dinámica, tiene la presencia de vientos de chorro provenientes del norte llamados Tehuanos ($> 10 \text{ m s}^{-1}$) durante los meses de noviembre a marzo (Romero-Centeno *et al.*, 2007). Se presentan intensos periodos de surgencias (octubre-abril), durante los cuales se ha observado que la TSM puede descender hasta 8°C , formando una franja de agua fría de más de 400 km perpendicular a la costa y de más de 200 km de ancho. Una vez terminada la temporada de Tehuanos, durante mayo-junio (Romero-Centeno *et al.*, 2007), el GT se vuelve altamente estratificado, mostrando una fuerte piconclina (Fiedler *et al.*, 2013), estructuras de mesoescala y olas atrapadas en la costa relacionadas con inestabilidades baroclínicas (Flores-Vidal *et al.*, 2014).

Metodología

Se realizó el 16 de diciembre de 2020 la toma de muestras discretas de agua de mar a diferentes profundidades según la batimetría de la zona y datos hidrográficos mediante un microcat en tres estaciones de muestreo (E1, E2 y E3). En el laboratorio de Biogeoquímica Marina de la Universidad del Mar se determinaron concentraciones de CID y AT, el primero se determinó mediante un coulómetro

(método descrito por Johnson *et al.*, 1987) con una precisión de $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$. La AT se obtuvo mediante el método de titulación de alcalinidad total con titulaciones potenciométricas a partir de un sistema automatizado (Dickson *et al.*, 2007) con una precisión de $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$. A partir de los parámetros medidos de CID y AT, así como, la temperatura y salinidad, se calculó el pH y la Ω_{arag} mediante el programa CO2sys v2.3.xls (Lewis y Wallace, 1998) adaptado para Matlab por Van Heuven *et al.*, (2009).

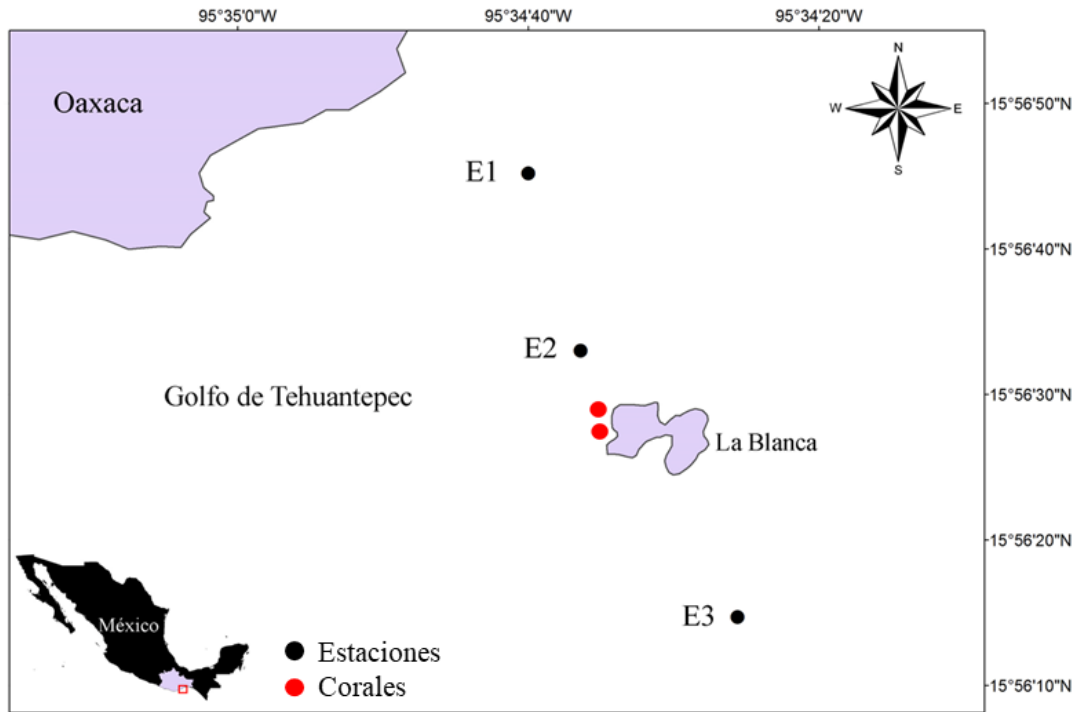


Figura 1. Área de estudio. Puntos negros: estaciones de muestreo. Puntos rojos: localización del coral *Pocillopora verrucosa*.

Resultados y Discusión

Isla La Blanca tiene la presencia de un arrecife monoespecífico, principalmente de la especie *Pocillopora verrucosa*. La zona de estudio estuvo influenciada por el Agua Superficial Tropical (AST; Figura 2); esta agua concuerda con la ya reportada para esta región, que de acuerdo con estos estudios previos (Barton *et al.*, 2009; Fiedler y Talley, 2006) AST se distribuye principalmente desde la capa superficial (0-50 m) hasta la isoterma de 18°C , donde comienza el Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt).

Asimismo, se observaron valores de salinidad entre 33 y 34 unidades y un intervalo de temperaturas entre 25 y 29°C . Las concentraciones de CID asociadas al AST oscilaron entre $2005 - 2045 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Figura 3a) coincidiendo también con la salinidad menor a 34.9 y temperatura mayor a 25°C . Los valores hallados en el presente estudio son menores a lo reportado para la temporada de vientos Tehuanos (Chapa-Balcorta, 2016), en donde se reportan valores de $2368 \mu\text{mol kg}^{-1}$. Por otro lado, estos valores son altos comparados con los valores reportados en Bahía de Manzanillo, donde reportan valores menores a $1800 \mu\text{mol kg}^{-1}$ en la superficie (Sámano-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2013).

Los valores de AT oscilaron entre $2235 - 2250 \mu\text{mol kg}^{-1}$ (Figura 3b), estos valores son bajos comparados con los valores en Bahía de Manzanillo los cuales oscilan entre 2260 a $2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$. (Sámano-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2013; Sánchez-Nava, 2015). Por otro lado, los valores de pH y Ω_{arag} estuvieron entre $8.2 - 8.3$ y $2 - 2.4$ respectivamente (Figura 3c y d). Los valores mínimos de ambos parámetros (pH y Ω_{arag}) se encuentran a 1.69 km de la costa (8.2 y 2 respectivamente) y cerca de donde se encuentra ubicado el arrecife monoespecífico (1 km de la costa). Por otro lado, los valores máximos de ambos parámetros se hallaron cerca de la costa (8.3 y 2.4 respectivamente).

Los valores de pH concuerdan con los valores reportados por Chapa-Balcorta (2016) en un evento de Tehuano y asimismo, son mayores a los comparados para el Golfo de Papagayo en Costa Rica teniendo valores de 7.86 a 7.92 (Rixen *et al.*, 2015). Los valores hallados en el presente estudio del Ω_{arag} están por encima de lo reportado por Chapa-Balcorta *et al.*, (2015) quienes reportan valores de 1.1 en condiciones post-Tehuano. Sin embargo, para otras zonas como Cabo Pulmo (Norzagaray-López *et al.*, 2017; $\Omega_{\text{arag}} = 2.7 - 3.5$) donde hay presencia de corales estos valores son bajos. El Ω_{arag} el día del muestreo estuvo sobresaturado (>1), lo que pudo haber favorecido la formación de carbonatos para la calcificación de los corales presentes en la isla.

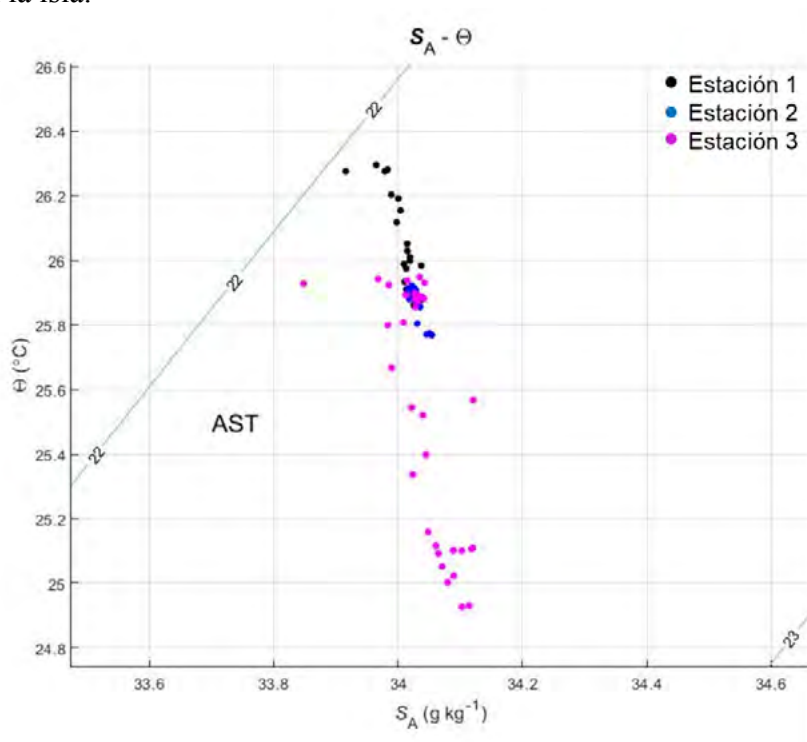


Figura 2. Diagrama Salinidad absoluta-Temperatura conservativa

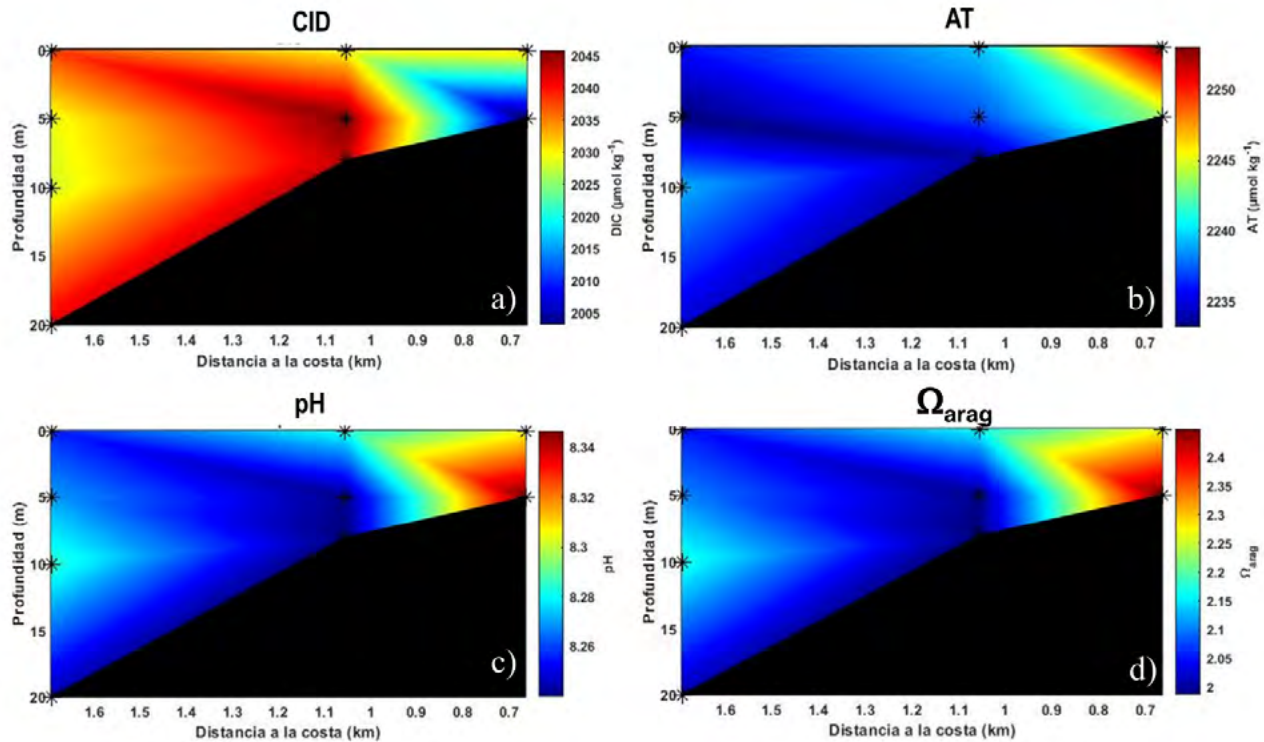


Figura 3. Perfil vertical de los parámetros del CO₂. a) carbono inorgánico disuelto b) alcalinidad total c) pH d) estado de saturación de aragonita. Los asteriscos representan las diferentes profundidades de las tres estaciones de muestreo.

Conclusión

Isla La Blanca tiene la presencia de un arrecife monoespecífico (*Pocillopora verrucosa*). En este estudio, la zona mostró una mayor presencia del agua superficial tropical (AST), con intervalos de salinidad más bajos al promedio de la zona (33-34) y temperaturas mayores a 25 °C. Las condiciones fisicoquímicas que se hallaron fueron valores bajos de CID con respecto a lo reportado en la zona y aumentos en el Ω_{arag} y el pH, lo que pudo favorecer las condiciones para que ocurra la precipitación de carbonato de calcio. Los resultados obtenidos en el presente trabajo contribuyen a entender la complejidad del sistema de carbonatos, aportando una fuente que se ha estudiado poco en la zona, sobre todo el Golfo de Tehuantepec.

Se requiere seguir con las investigaciones para identificar el impacto directo que tienen estos aportes de CID, Ω_{arag} y pH sobre los organismos calcificadores de isla La Blanca.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del proyecto “Coastal Acidification Time Series Salina Cruz” financiado por The Ocean Foundation y del proyecto “SEMARNAT-2016-01-27863” para la realización de este estudio. Asimismo, se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo de beca de posgrado otorgada (1017660).

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. *In*: Hernández-de la Torre, B. and G. Gaxiola-Castro (Eds.) Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. México. 11-28 pp.
- Barton, E.D., M. F. Lavin and A. Trasviña. 2009. Coastal circulation and hydrography in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, during winter. *Continental Shelf Research* 29 (2), 485– 500.
- Chapa-Balcorta, C. 2016. Dinámica del carbono inorgánico disuelto en el Golfo de Tehuantepec. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Baja California.
- Chapa- Balcorta, C., J. M. Hernández- Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and R. A. López- Pérez. 2015. Influence of post- Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120(12): 7752–7770.
- Dickson, A. G., C. L. Sabine and J. R. Christian (eds.). 2007. Guide to best practices to for ocean CO₂ measurements. Sidney, British Columbia, North Pacific Marine Science Organization (PICES Special Publication 3; IOCCP Report 8), 191 pp.
- Falkowski, P., R. J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Högberg, S. Linder, F. T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Y. Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek and W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science* 291-296.
- Fiedler, P. C. and L. D. Talley. 2006. Hydrography of the Eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69(2-4): 143-180.
- Fiedler, P. C., R. Mendelssohn, D. M. Palacios and S. J. Bograd. 2013. Pycnocline variations in the Eastern Tropical and North Pacific, 1958-2008. *Journal of Climate* 26(2): 583-599.
- Flores-Vidal, X., R Durazo, L. Zavala-Sansón, P. Flament, C. Chavanne, D. J. Ocampo-Torres and C. Reyes-Hernández. 2014. Evidence of inertially generated coastal-trapped waves in the eastern tropical Pacific. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 119: 3121-3133.
- Gaxiola-Castro, G. and B. Hernández-de la Torre. 2007. Introducción. *In*: Hernández-de la Torre, B. & G. Gaxiola-Castro (Eds.) Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. México. 1-8 pp.
- Johnson, K., J. Sieburth, P. Williams and L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: Automation and calibration, *Marine Chemistry* 21(2), 117–133.
- Lewis, E. R. and D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO₂ System Calculations. United States. doi:10.15485/1464255.
- Norzagaray-López, C. O., J. M. Hernández-Ayón, L. E. Calderón Aguilera, H. Reyes-Bonilla, C. Chapa-Balcorta y A. Ayala-Bocos. 2017. Aragonite saturation and pH variation in a fringing reef are strongly influenced by oceanic conditions. *Limnology and Oceanography*, 2375-2388. <https://doi.org/10.1002/lno.10571>.
- Portela, E., E. Beier, E. D. Barton, E. R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández and A. Trasviña. 2016. Water masses and circulation in the tropical Pacific of central Mexico and surrounding areas. *Journal of Physical Oceanography* 46(10): 3069-3081.
- Post, W. M., T. H. Peng, W. R. Emanuel, A. W. King and D. L. DeAngelis. 1990. The Global Carbon Cycle. *American Scientist*, 78:310-326.
- Rixen, T., C. Jiménez and J. Cortés. 2012. Impact of upwelling events on the seawater carbonate chemistry and dissolved oxygen concentration in the Gulf of Papagayo (Culebra Bay), Costa Rica: Implications for coral reefs, *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 187– 195.
- Romero-Centeno, R., J. Zavala-Hidalgo and G. B. Raga. 2007. Midsummer gap winds and low-level circulation over the Eastern Tropical Pacific. *Journal of Climate* 20: 3768-3784.
- Sámamo-Rodríguez, C. A. y R. Sosa-Ávalos. 2013. Variación temporal de pH y CID en las bahías de Manzanillo, Colima. pp. 461-466. *In*: F. Paz, M. Bazán y V. Saynes (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie síntesis nacionales. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo, Instituto Tecnológico y Estudios Superiores de Monterrey, Texcoco, México.
- Sánchez-Nava, R. 2015. Flujos de CO₂ entre la atmósfera y las aguas costeras de las Bahías de Manzanillo y Santiago. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima
- Van Heuven, S., D. Pierrot, E. Lewis and D. Wallace. 2009. MATLAB program developed for CO₂ system calculations, in Rep. ORNL/CDIAC- 105 ¿b, EDITED, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.

6.8. Distribución vertical de la hidrología y algunas variables del sistema del carbono en Guaymas 2016 y Mulegé 2017, golfo de California, México

Espinosa-Carreón T. Leticia¹; De la Cruz-Ruiz A. Itahi^{1,2}; Montoya-Cota Dariana L.³ y Olmos-Velderrain Daniela⁴.

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

² Doctorado en Conservación del Patrimonio Paisajístico, Instituto Politécnico Nacional.

³ Verano Delfín, Universidad Autónoma de Sinaloa, Campus Mochis, Sinaloa

⁴ Verano Delfín, Universidad de Sonora.

Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

Resumen

Se realizaron dos campañas oceanográficas en septiembre de 2016 frente a Guaymas, Sonora, y julio 2017 frente a Mulegé, Baja California Sur, a bordo de los B/O Altair y Tecolutla de la Secretaría de Marina. Con ayuda de un CTD SeaBird 19Plus se obtuvieron los perfiles hidrológicos y a profundidades estándar alícuotas de agua para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT). Se seleccionó una estación representativa de Guaymas (E1) y otra de Mulegé (E2) para conocer la variabilidad vertical de la hidrología, CID y AT. Se realizaron diagramas T-S y perfiles de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, clorofila, CID y AT. En la E1, se registró un predominio del Agua Tropical Superficial (ATS), mientras que, en la E2, el Agua del Golfo de California (AGC), el límite superior del Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs) fue aproximadamente a los 80 m en la E1 y a los 100 m en la E2. La concentración de oxígeno disuelto fue menor en la E1 (4.17 ml L⁻¹) y mayor en la E2 (6.63 ml L⁻¹). Ambas presentaron un máximo de clorofila con concentración y profundidad similar (E1: 1.91 mg m⁻³ a 42 m, E2: 1.97 mg m⁻³ a 37 m). La distribución de DIC mostró en general concentraciones más altas en la E1, con 2090 µmol kg⁻¹ en superficie y 2364 µmol kg⁻¹ a los 200 m, mientras que la E2 registró valores de 2044 µmol kg⁻¹ en superficie y de 2243 µmol kg⁻¹ a los 200 m. Se presentó una relación importante ente las masas de agua y el carbono inorgánico disuelto.

Palabras clave: *Carbono inorgánico disuelto; alcalinidad total; masas de agua; golfo de California; Guaymas; Mulegé.*

Abstract

Two oceanographic campaigns were carried out in September 2016 off Guaymas, Sonora, and July 2017 off Mulegé, Baja California Sur, aboard the B / O Altair and Tecolutla of the Secretariat of the Navy. With the help of a SeaBird 19Plus CTD, the hydrological profiles and aliquots of water were obtained at standard depths for the determination of dissolved inorganic carbon (DIC) and total alkalinity (TA). A representative station from Guaymas (E1) and another from Mulegé (E2) were selected to determine the vertical variability of hydrology, CID and AT. T-S diagrams and profiles of temperature, salinity, dissolved oxygen, chlorophyll, CID and AT were made. In E1, a predominance of Tropical Surface Water (ATS) was registered, while in E2, the Gulf of California Water (GCW), the upper limit of Subtropical Subsurface Water (AStSs) was approximately 80 m in the E1 and at 100 m on the E2. The dissolved oxygen concentration was lower in E1 (4.17 ml L⁻¹) and higher in E2 (6.63 ml L⁻¹). Both presented a maximum of chlorophyll with a similar concentration and depth (E1: 1.91 mg m⁻³ at 42 m, E2: 1.97 mg m⁻³ at 37 m). The DIC distribution generally showed higher concentrations in E1, with 2090 µmol kg⁻¹ on the surface and 2364 µmol kg⁻¹ at 200 m, while E2 registered values of 2044 µmol kg⁻¹ on the surface

and of $2243 \mu\text{mol kg}^{-1}$ at 200 m. There was an important relationship between water masses and dissolved inorganic carbon.

Key words: *dissolved inorganic carbon; total alkalinity; water masses; Gulf of California; Guaymas; Mulegé.*

Introducción

El Golfo de California (GC) es considerado un mar semicerrado y una cuenca de evaporación (Soto-Mardones *et al.*, 1999), y se comunica directamente con el Océano Pacífico. Se presentan procesos físicos de diferentes escalas espaciales y temporales como surgencias y remolinos. La entrada de agua se presenta entre los 200 y 600 m, mientras que la salida es de la superficie a los 200 m (Lavín y Marinone, 2003), aunque Castro *et al.* (2000) reporta que la entrada al GC se realiza por Sinaloa y la salida por Baja California.

Las masas de agua presentes en el GC son el Agua del Golfo de California (AGC), Agua Tropical Superficial (ATS), Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs), Agua Intermedia del Pacífico (AIP) y Agua Profunda del Pacífico (APP), aunque dependiendo de la época está presente el Agua de la Corriente de California (ACC) (Torres-Orozco 1993; Lavín y Marinone, 2003). Conocer la distribución vertical de la hidrología y algunas variables del sistema del carbono en Guaymas 2016 y Mulegé 2017, golfo de California, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

En septiembre de 2016 y julio 2017, se realizaron dos campañas oceanográficas a bordo del Buque de investigación de la Armada de la República Mexicana “Altair” frente a las costas de Guaymas, Sonora y a bordo del B/O Tecolutla frente a Mulegé, Baja California Sur (Figura 1).

De ambas campañas se escogieron dos estaciones representativas de cada zona, en cada una se realizaron perfiles con un CTD SeaBird 19Plus de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila de la superficie hasta 400 m. Adicionalmente de las profundidades estándar de superficie, 20, 50, 100, 150 y 200 m, se obtuvieron alícuotas de agua para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT).

Metodología

A partir de los registros de temperatura y salinidad, y mediante un paquete computacional de Matlab® se realizó el diagrama T-S para conocer la influencia de las masas en el área de estudio.

Las muestras de CID se colectaron mediante botellas Niskin de 5L de capacidad. Se tuvo la precaución de llenar cuidadosamente cada botella de borosilicato de 125 ml, con la precaución de no burbujear la muestra, posteriormente se les inyectó 100 μL de una solución sobresaturada de cloruro de mercurio, sellándolas con un aro metálico para prevenir la evaporación y almacenándolas en oscuridad hasta su procesamiento en el laboratorio.

Los análisis de CID y AT se realizaron en el laboratorio de Productividad Primaria y Sistema del Carbono del Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR Sinaloa, con dos analizadores Apollo SciTech Modelo AS-C3 y AS-ALK respectivamente. Se utilizaron sub-estándares de referencia proporcionados por el Dr. Martín Hernández Ayón del IIO-UABS. Durante los análisis se tuvo la precaución de no exceder la diferencia de hasta $4 \mu\text{mol L}^{-1}$ con respecto al subestándar. Previo a los análisis, se realizaron las curvas de calibración correspondientes.

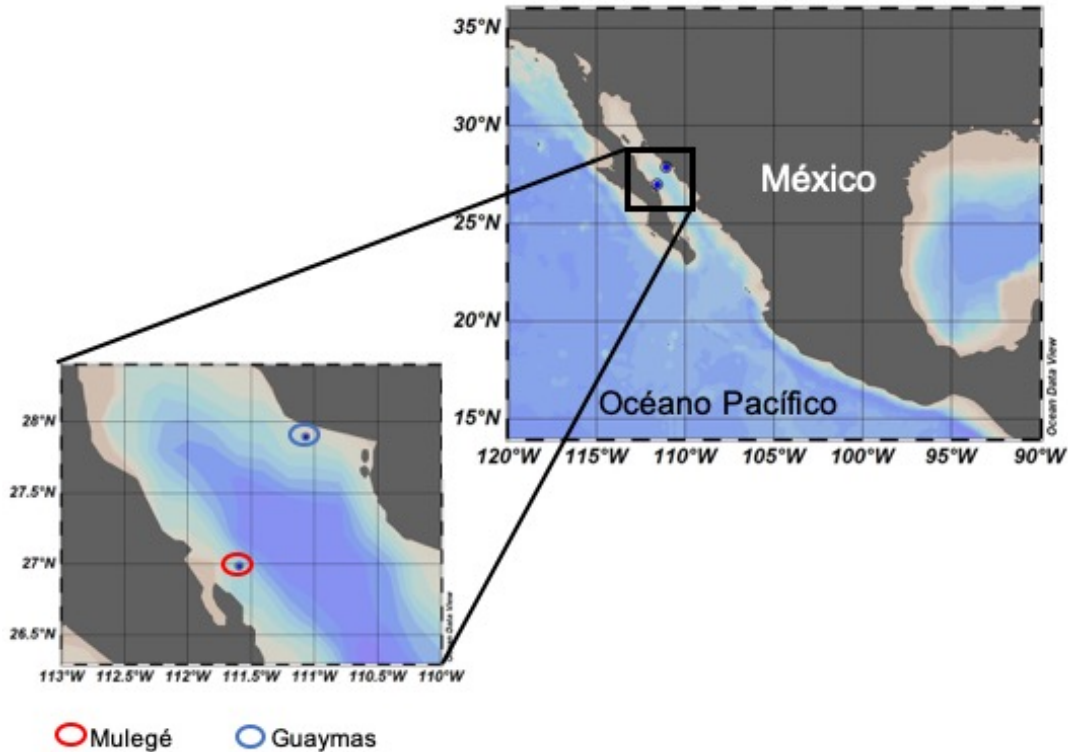


Figura 1. Localización de las estaciones oceanográficas de Guaymas, Sonora y Mulegé, Baja California Sur.

Resultados y discusión

El diagrama T-S (Figura 2) obtenido en Guaymas (azul) la influencia mostró principalmente la influencia del Agua Tropical Superficial (ATS), y poca influencia del Agua del Golfo de California (AGC), en Mulegé se registró la influencia del Agua del Golfo de California (AGC). En ambas se registró el Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs). Los resultados de las masas de agua coinciden con Castro et al. (2000), Lavin y Marinone (2003), con Flores-Trejo et al. (2018) en una estación frente a una zona de surgencias en septiembre 2016. Flores-Trejo et al. (2019) para la zona de Punta Lobos, Sonora en 2018, reporta la presencia principalmente del Agua del Golfo de California, lo cual coincide con lo registrado en Mulegé para los primeros 80 m de profundidad.

La temperatura y salinidad superficial fueron en Guaymas de 29.77 °C y 36.16 ups, y en Mulegé de 27.77 °C y 35.38 ups. El límite superior del Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs) se registró a aproximadamente a los 80 m en Guaymas y a los 100 m en Mulegé. La concentración de oxígeno disuelto a esa profundidad fue en Guaymas de 1.94 ml L⁻¹ y en Mulegé de 2.09 ml L⁻¹ (Figura 3). La temperatura superficial registrada en este estudio en Guaymas fue ligeramente inferior a lo reportado por Flores-Trejo et al. (2018) (30 °C), mientras que para Mulegé la diferencia fue de casi 5°C. La salinidad superficial en ambas zonas de este estudio fue superior a la reportada por Flores-Trejo et al. (2018) (34.76 ups), y por Flores-Trejo et al (2019) (35.25 ups).

La temperatura superficial fue mayor mientras que la salinidad menor en Guaymas, y opuesta en Mulegé. La concentración superficial de clorofila, oxígeno disuelto, CID y AT fueron en Guaymas de 0.14 mg m⁻³, 4.17 ml L⁻¹, 2089 µmol kg⁻¹ y 2402 µmol kg⁻¹, mientras que en Mulegé de 0.50 mg m⁻³, 6.39 ml L⁻¹, 2043 µmol kg⁻¹ y 2450 µmol kg⁻¹. Ambas presentaron un máximo de clorofila con concentración y profundidad similar (Guaymas: 1.91 mg m⁻³ a 42 m, Mulegé: 1.97 mg m⁻³ a 37 m). La distribución de CID a los 200 m en Guaymas fue de 2364 µmol kg⁻¹, mientras que en Mulegé fue de 2243 µmol kg⁻¹ (Figura 4).

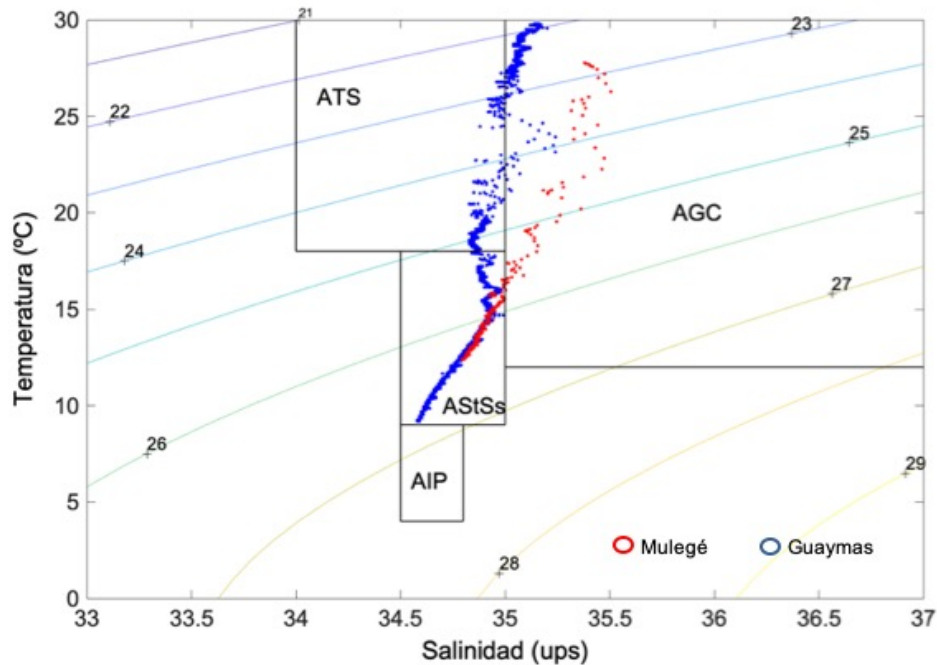


Figura 2. Diagrama T-S de las estaciones oceanográficas de Guaymas (azul) y Mulegé (rojo). Las masas de agua se tomaron de acuerdo a Torres-Orozco (1993).

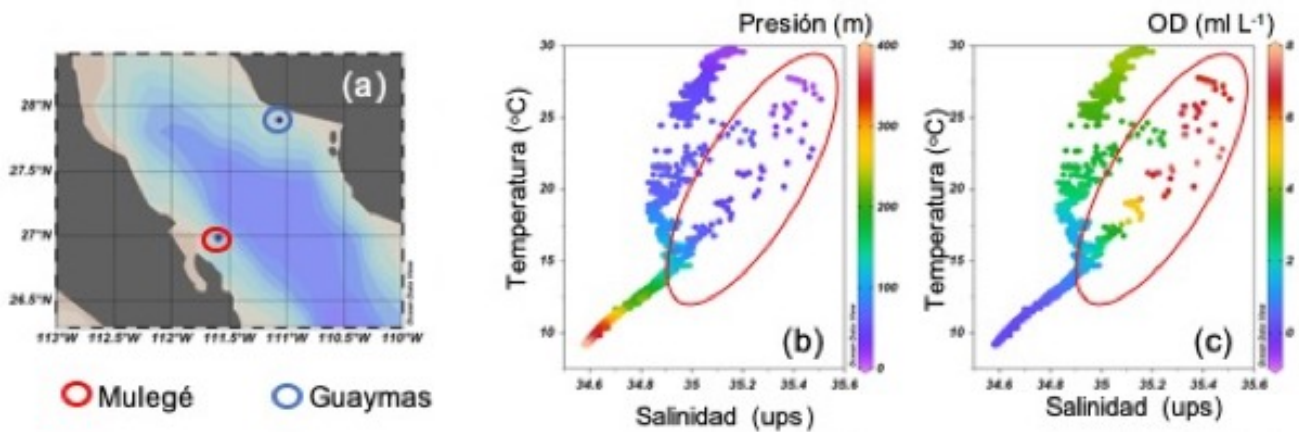


Figura 3. a) Localización de las estaciones oceanográficas, b) Diagrama T-S con base en la presión, c) Diagrama T-S y la concentración de oxígeno disuelto (ml L^{-1}). El círculo rojo se denota a los registros de Mulegé.

El máximo de clorofila en ambas zonas se registró a una profundidad menor con respecto a lo que reporta Flores-Trejo et al. (2018) pero similar en concentración (50 m , 2 mg m^{-3}). Flores-Trejo et al. (2018) reportó el máximo de clorofila entre la superficie y los 40 m , con una concentración de 0.87 mg m^{-3} , siendo menor a lo reportado en este estudio. La concentración de oxígeno disuelto superficial registrado en este trabajo para Guaymas fue similar al reportado por Flores-Trejo et al. (2018, 4.2 ml L^{-1}) y por Flores-Trejo et al. (2019, 4.3 ml L^{-1}), pero superior en Mulegé.

Los valores superficiales de CID en Guaymas fueron similares a lo reportado por Flores-Trejo et al. (2018, $2086 \mu\text{M kg}^{-1}$), pero superiores a los de Mulegé. Con respecto a los reportados por Flores-Trejo (2019, $2055 \mu\text{M kg}^{-1}$) fueron mayores en Guaymas, pero ligeramente menores a los de Mulegé. A los 200 m , la concentración de CID en este estudio registró una concentración superior en Guaymas, pero menor en Mulegé con respecto a lo reportado por Flores-Trejo et al. (2018, $2300 \mu\text{M kg}^{-1}$). En

comparación con Flores-Trejo et al. (2019, $2245 \mu\text{mol kg}^{-1}$) fueron mayores en Guaymas y similares en Mulegé. Con respecto a la concentración superficial de AT registrada en este estudio fueron en ambas zonas superiores a lo reportado por Flores-Trejo et al. (2018, $2390 \mu\text{mol kg}^{-1}$), mientras que ligeramente superior en Guaymas y menor en Mulegé con respecto a lo reportado por Flores-Trejo et al. (2019, $>2445 \mu\text{mol kg}^{-1}$).

Se registró la relación inversa entre la temperatura y la concentración de CID, de acuerdo a lo que mencionan Hernández-Ayón et al. (2013), determinado por los procesos físicos y biológicos (Álvarez-Borrego, 2007; Sabine et al., 2002), se tienen que considerar además la estratificación, respiración y temperatura (Zirino et al., 1997).

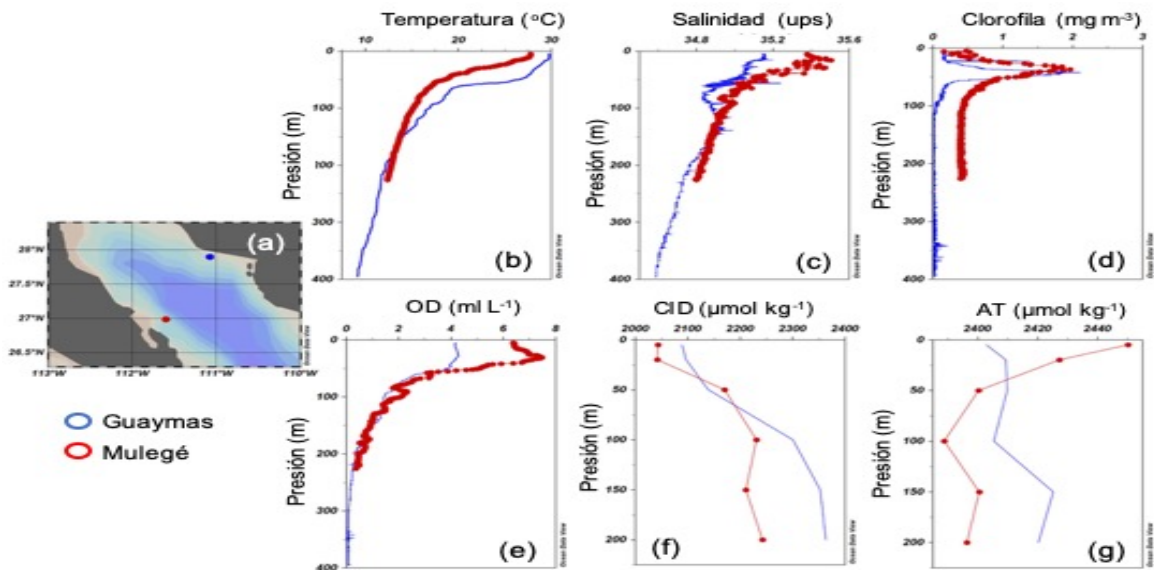


Figura 4. a) Localización de las estaciones oceanográficas, b) perfil de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), c) salinidad (ups), d) clorofila (mg m^{-3}), e) oxígeno disuelto (ml L^{-1}), f) carbono inorgánico disuelto (CID, $\mu\text{mol kg}^{-1}$), g) alcalinidad total (AT, $\mu\text{mol kg}^{-1}$).

Se presentó una relación importante entre las masas de agua y el carbono inorgánico disuelto, tal como lo describen Hernández-Ayón et al. (2013), quienes mencionan que se presenta una estacionalidad del CID en el golfo de California y que en el AStSs la concentración de CID es de $>2350 \mu\text{mol kg}^{-1}$, en este estudio en Guaymas el CID fue ligeramente superior, mientras que en Mulegé fue menor. Los resultados obtenidos en Guaymas y Mulegé indican que, aunque la concentración en el máximo de clorofila fue similar, los procesos físicos y químicos presentes en cada zona, sugieren una diferencia en la distribución vertical, por lo que es necesario continuar con el estudio de estas zonas para tener un mejor entendimiento de la dinámica local.

Conclusiones

En Guaymas 2016 se registraron el Agua Tropical Superficial y el Agua del Golfo de California, en Mulegé 2017 predominó el agua del Golfo de California. Se presentó el límite superior del Agua Subtropical Subsuperficial a 80 m en Guaymas y a 100 en Mulegé y una mayor concentración de oxígeno disuelto. En ambas zonas la concentración de clorofila fue similar. La concentración de DIC fue superior en Guaymas. Se presentó una relación importante entre las masas de agua y el carbono inorgánico disuelto.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer todas las facilidades a las autoridades de la Secretaría de Marina, por la invitación para participar en los cruceros oceanográficos realizados a bordo de los B/O Altair y Tecolutla, así como también a la tripulación de los buques y al personal científico participante. Al proyecto IPN-SIP20210174. ECL tiene beca EDI y COFAA. ICR tuvo beca CONACYT e IPN-BEIFI.

Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2007. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. En: Hernández-de la Torre, B. y G. Gaxiola-Castro (eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. INE-SEMARNAT-CICESE. Ensenada, BC, México. pp. 11-29.
- Castro, R., A. S. Mascarenhas, R. Durazo and C. Collins. 2000. Seasonal variation of the temperature and salinity at the entrance to the Gulf of California, Mexico. *Cien. Mar.* 24: 561-583.
- Flores-Trejo L., Espinosa-Carreón T.L., De la Cruz-Ruiz A.I., Hernández-Ayón J.M. Chapa-Balcorta C. 2019. Dinámica del sistema del carbono en la columna de agua en octubre 2018 en Punta Lobos, Sonora. En. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo De Carbono y sus interacciones en México: Síntesis 2019. 304-310 pp.
- Flores-Trejo, L., Espinosa-Carreón, T.L., Morales-Urbina, P., Hernández-Ayón, J.M., Sánchez-Lindoro, F.J. 2018. Constituyentes del sistema de carbono en una surgencia costera en el Golfo de California. En. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo De Carbono y sus interacciones en México: Síntesis 2018. Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (eds). Serie de Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Instituto Tecnológico de Sonora. Texcoco, Estado de México, ISBN: 978-607-96490-6-7, 252-258 pp.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V.F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect and J. Segovia-Zavala. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Cien. Mar.* 39: 183-201.
- Lavín, M. F. y S. G. Marinone, S.G. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. In. Velasco-Fuentes et al., (eds.), *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Kluwer Academic Publ. 173-204.
- Sabine, C.L.; Key, R.M.; Feely, R.A.; Greeley, D. 2002. Inorganic carbon in the Indian Ocean: Distribution and dissolution process. *Global Biogeochemical Cycles*. 16(4): 15-1-15-18.
- Soto-Mardones, L., S. G. Marinone y S. A. Parés, 1999. Variabilidad espacio-temporal de la temperatura superficial del mar en el Golfo de California. *Cien. Mar.* 25(1):1-30.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis Volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, B.C, México, 80 pp.
- Zirino, A., J. M. Hernández-Ayón, R. A. Furhrmann, S. Álvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, R. Lara-Lara and R. L. Bernstein. 1997. Estimate of surface pCO₂ in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery. *Cien. Mar.* 23: 1-22.



6.9. Progresión del calentamiento y la acidificación del océano a largo plazo en el golfo de Tehuantepec

Arroyo-Barros Indira¹ y Chapa-Balcorta Cecilia²

¹ Postgrado en Biotecnología, Universidad Libre. Km7 vía antigua de Puerto Colombia, Barranquilla, Colombia.

² Instituto de Recursos. Universidad del Mar., Cd. Universitaria SN, Puerto Ángel, Oaxaca, México CP 70902

Autor para correspondencia: cecychba@angel.umar.mx

Resumen

Los océanos cumplen una función esencial para la vida en el planeta por su capacidad de producir oxígeno, y de regular la temperatura en la tierra, y adicionalmente son una fuente generadora de recursos alimenticios para la humanidad. Pero aproximadamente desde la revolución industrial algunas acciones de los seres humanos han traído como consecuencia cambios en los sistemas climáticos y atmosféricos que ha repercutido en los procesos de los océanos, razón por la cual es tan importante el estudio de las variables biogeoquímicas del océano. En este caso por medio de imágenes satelitales se tomaron estos datos para estudiar la temperatura superficial del mar, la salinidad, el pH, el flujo de CO₂ en el Golfo de Tehuantepec, en donde se tomaron los puertos de Salina Cruz, Puerto Ángel, Puerto Escondido como puntos de referencia debido a su importancia turística y económica. Se observó el comportamiento de estas variables en un periodo entre 1993 a 2019, y se encontró que las variables de la Temperatura Superficial del Mar, y la salinidad presentaron una tendencia de aumento, aunque en Puerto Escondido la salinidad presentó una disminución en su tendencia, el pH en los tres puertos presenta una tendencia a ir disminuyendo y el flujo de CO₂ tiene una leve tendencia a aumentar. Todos estos resultados evidencian que los comportamientos de estas variables biogeoquímicas están cambiando, afectando los ecosistemas marinos y la seguridad alimentaria de la especie humana.

Palabras clave: *Temperatura superficial del Mar (TSM); Salinidad; flujo del CO₂; pH.*

Abstract

The oceans fulfill an essential function for life on the planet due to their ability to produce oxygen, and have a regular temperature on the earth, and are also a source of food resources for humanity. But approximately since the industrial revolution, some actions of human beings have resulted in changes in the climatic and atmospheric systems that have had an impact on the processes of the oceans, which is why the study of the biogeochemical variables of the ocean is so important. In this case, through these satellites, data were taken to study the sea surface temperature, salinity, pH, and the flow of CO₂ in the Gulf of Tehuantepec, where the ports of Salina Cruz, Puerto Ángel, and Puerto Escondido were taken. as reference points due to its tourist and economic importance. The behavior of these variables is observed in a period between 1993 to 2019, and it was found that the variables of Sea Surface Temperature, and salinity presented an increasing trend, although in Puerto Escondido the salinity presented a decrease in its trend, the pH in the three ports shows a tendency to decrease and the flow of CO₂ has a slight tendency to increase. All these results show that the behaviors of these biogeochemical variables are changing, affecting marine ecosystems and the food security of the human species.

Key words: *Sea surface temperature (SST); Salinity; CO₂ flow; pH.*

Introducción

Los océanos son generadores de aproximadamente la mitad de todo el oxígeno que respiramos, son reguladores de la temperatura del planeta, y son una fuente de alimentación y empleo para los seres humanos (ONU, Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020, 2021); por todas estas razones es muy importante el conocer su comportamiento para desarrollar políticas que permitan su preservación (Bindoff, 2021).

La ONU plantea dentro de las metas del objetivo de desarrollo sostenible No.14 “Vida Submarina”, aumentar los conocimientos científicos, desarrollar capacidad de investigación a fin de mejorar la salud de los océanos. Pero en el último informe sobre los avances en la implementación de este ODS, a pesar de todos los esfuerzos, el panorama es desalentador. El problema de acidificación de los océanos (ODS 14.13) continúa, y se estima que al finalizar este siglo el aumento de la acidez oscile entre 100% y 150%, de no realizar acciones de cambio en relación con el uso de los recursos renovables, como son los océanos (ONU, Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020, 2021). Los problemas referentes al cambio climático se han agudizado, el año 2019 presentó los valores de temperatura más altos registrados en el último decenio, se estima que el aumento de la temperatura pronto llegara a 3.2°C, situación que está provocando muchos desastres y desbalances en el medio ambiente (ONU, Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020, 2021). Todas estas problemáticas están planteadas como metas propuestas para resolverlas o disminuir algunos impactos a través de los objetivos de desarrollo sostenible, pero a pesar de haber transcurrido los primeros diez años, para alcanzar toda la implementación de ellos, falta mucho por investigar (ONU, Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020, 2021); es por eso que a través de este proyecto se busca describir y evaluar cuales podrían ser las tendencias a futuro de las variables climáticas en relación con el comportamiento de los océanos, para proponer estrategias que permitan desarrollar procesos sustentables y sostenibles con el medio ambiente (ONU, Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020, 2021).

El Golfo de Tehuantepec es considerado una de las tres zonas controladas por vientos de chorro en el Pacífico Tropical Oriental con altos niveles de productividad primaria, (Chapa-Balcorta, *et al*, 2015) debido a sus condiciones geográficas, que permiten generar procesos importantes de surgencias y mezcla vertical, los cuales son esenciales para los ecosistemas de estas zonas (Ortega, *et al*, 2000). Esta región se encuentra acidificada de manera natural debido a los procesos dinámicos y biogeoquímicos que ocurren en ella. A este efecto se le suma el efecto de la acidificación causada por el incremento en las emisiones de CO₂ derivado de las actividades humanas. Si bien se ha proyectado una menor tasa de acidificación en los trópicos, en comparación con el ártico y otras regiones del océano global (Takahashi *et al.*, 2005), una progresión en la acidificación tiene el potencial de generar cambios extremos que pudieran afectar los ecosistemas marinos del Golfo de Tehuantepec. Adicionalmente el GT cuenta con ecosistemas coralinos altamente sensibles a incremento de temperatura. En este sentido, este proyecto busca aportar bases científicas para el conocimiento de las zonas costeras y recursos marinos; respondiendo directamente a lo planteado en los objetivos sostenibles de No. 13 “Cambio Climático” “Mejorar la educación, la sensibilización y la capacidad humana e institucional respecto de la mitigación del cambio climático, la adaptación a él, la reducción de sus efectos y la alerta temprana” (ONU, 2021) y ODS 14.3 “Reducir al mínimo los efectos de la acidificación de los océanos y hacerles frente, incluso mediante la intensificación de la cooperación científica a todos los niveles”

Las variables biogeoquímicas como la Temperatura superficial del Mar, el pH, la Salinidad, el flujo de CO₂ porque nos permiten describir el flujo océano-atmósfera del CO₂ (Chapa-Balcorta, Sosa-Ávalos, & Hernández-Ayón, 2019) En función de estas razones el objetivo es desarrollar un estudio sobre las variables biogeoquímicas del Golfo de Tehuantepec, a través de la oceanografía satelital, para brindar información que genere herramientas para realizar procesos sostenibles y sustentables para el uso de los recursos marinos.

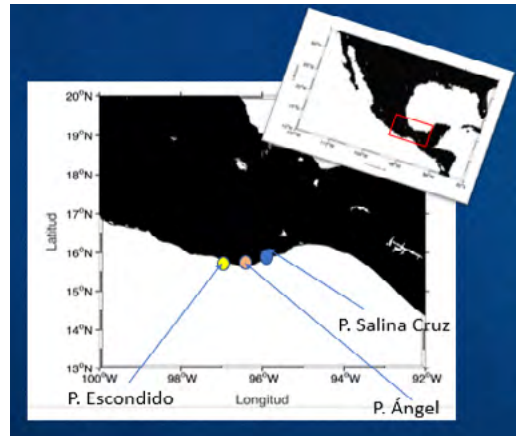


Figura 1. Localización del área de estudio.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubicó la zona costera del Golfo de Tehuantepec, donde se seleccionaron los puntos de Puerto Ángel, Puerto Escondido y Puerto de Salina Cruz (Figura 1), debido a su importancia ecológica y económica.

La estimación de la variabilidad climática y oceanográfica se obtuvo de la fuente Copernicus (<https://resources.marine.copernicus.eu>) en una resolución espacial $1^\circ \times 1^\circ$ en formato NetCDF.

Los parámetros climáticos que se consideraron fueron la temperatura superficial del mar, salinidad, pH, Incertidumbre del pH, Flujo océano atmósfera del CO_2 . Para todos los parámetros se tomaron las mediciones promedio mensuales obtenidas de las imágenes satelitales en una temporalidad de enero de 1993 a diciembre de 2020. Extrajeron los datos correspondientes al Golfo de Tehuantepec, así mismo se extrajeron las series de tiempo para las coordenadas en donde se ubican los puertos de Salina Cruz, Puerto Ángel y Puerto Escondido. Luego se realizaron las series de tiempo y las regresiones lineales de los parámetros usando el software de Matlab. Con estos resultados se procedió a realizar un análisis de estos resultados.

Resultados y Discusión

Con el fin de establecer el comportamiento de las variables biogeoquímica en el Golfo de Tehuantepec, se realizó inicialmente un análisis descriptivo a las variables Temperatura Superficial del Mar, Salinidad, pH, Flujo de CO_2 , como resultado de observar las series de tiempo de estas variables, se obtuvo un resumen con los valores mínimos, máximos y se relacionó con la fecha en la que sucedió el evento. Se encontró que la temperatura superficial del mar en los tres puertos seleccionados durante la temporalidad de 1993 a 2019 estuvo entre los 22°C y 31°C . Se registró la mayor temperatura superficial durante en el periodo de lluvias en P. Escondido en agosto de 2019 con 31.19°C . El puerto que registró la menor temperatura superficial fue P. Salina Cruz en diciembre de 2010 con 22.38°C . La máxima temperatura en cada puerto se registró en el año 2019, de acuerdo al Índice oceánico El Niño (ONI, por sus siglas en inglés), durante este periodo se presentó un evento El Niño. La mínima temperatura registrada ocurrió en el año 2010, y en ese periodo de acuerdo al Índice Oceánico (ONI) se dio el fenómeno del evento de la Niña (NOAA, 2021). Para la variable de salinidad durante este periodo estuvo comprendida entre 32.5 a 35. El puerto que registró la mayor salinidad fue Salina Cruz con 34.92 en junio de 2018. El puerto que registro la menor salinidad fue P. Escondido con 32.66 en noviembre de

2018. (cuadro 1). El pH en el Golfo, osciló entre los valores de 7.98 a 8.077. En puerto Ángel se registró el máximo valor en febrero de 1998 y el menor valor en diciembre de 2008.

Con relación al flujo océano atmósfera de CO₂, en Salina Cruz fue el lugar donde se registró el máximo valor en octubre de 2017 y el mínimo valor en diciembre de 2010.

Cuadro 1. Tabla con valores descriptivos de las series de tiempo TSM, Salinidad, pH, Flujo CO₂ de 1993 a 2019.

Variable		Puertos					
		Ángel		Salina Cruz		Escondido	
		Fecha	valor	Fecha	Valor	Fecha	Valor
TSM(°C)	Max	feb-19	30,7	sep-19	30,69	ago-19	31,19
	Min	feb-99	25,71	dic-10	22,38	mar-00	26,01
	Mean		28,63		27,675		28,87
SALINIDAD	Max	jun-18	34,7	jun-18	34,92	may-18	34,45
	Min	oct-99	33,06	sep-99	33,56	nov-18	32,66
	Mean		33,95		34,18		33,61
PH	Max	feb-98	8,077	feb-94	8,07	feb-98	8,076
	Min	dic-08	7,98	dic-10	7,95	dic-07	8
	Mean		8,04		8,03		8,04
Flujo CO ₂	Max	oct-11	1,52x10-11	oct-17	9,74x10-11	oct-14	2,63x10-11
	Min	dic-03	-1,22*10-9	dic-10	-4,63*10-9	sep-98	-3,89*10-10
	Mean		-2,16*10-10		-6,1*10-10		-8,94*10-11

Estacionalidad y tendencia de largo plazo

Luego de desarrollar el análisis descriptivo, para cada variable se ubicaron las pendientes de cada serie tiempo para cada puerto para conocer el cambio en las condiciones de cada región a lo largo del tiempo.

Para la temperatura superficial del mar, se observó una estacionalidad caracterizada por tener los máximos en verano y mínimos a finales e inicios de año en los tres sitios, con la mayor variabilidad en Salina Cruz. se encontró que P. Ángel tiene una pendiente de 6.6×10^{-5} P. Escondido de 7.2×10^{-5} y P. Salina Cruz de 5.0×10^{-5} . Los tres puertos presentan una tendencia de aumento en su temperatura (Figura 2), el puerto que tiene el mayor valor de pendiente es P. Escondido, lo que indica que está calentándose a mayor velocidad en comparación en los otros dos sitios de estudio. La tendencia de aumento de la temperatura superficial a futuro puede traer como consecuencia alteraciones en la distribución de algunas especies marinas, afectando la economía de las comunidades que dependen del sistema pesquero, según la ONU, se estimó que en el 2017 descendió a 65.8% la proporción de peces que se encuentran biológicamente sostenibles y una de sus causas es el aumento de la temperatura. (ONU, Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020, 2021).

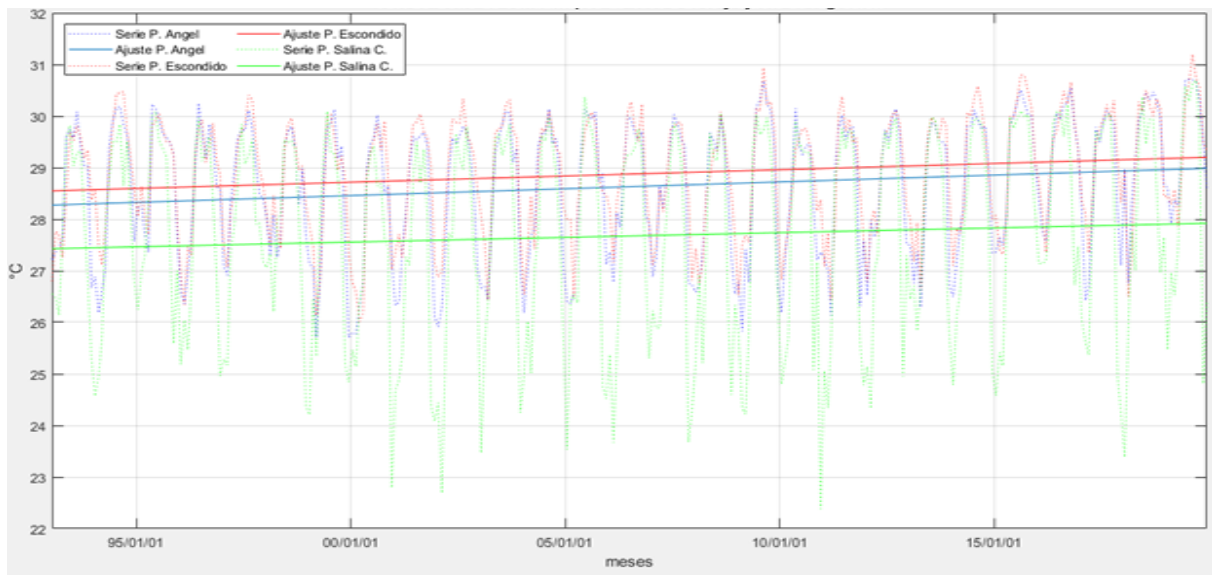


Figura 2. Serie de tiempo de temperatura superficial para Salina Cruz, Puerto Ángel y Puerto Escondido durante 1993 a 2019.

Para la variable Salinidad, se encontró que la mayor variabilidad estacional se observó en Puerto Escondido, con mínimos en verano pendiente para P. Ángel fue de 1.7×10^{-5} y Salina Cruz 2.0×10^{-5} presentan una tendencia de aumento, mientras que P Escondido -5.2×10^{-6} tiene una tendencia de disminución en la salinidad (Figura 3)

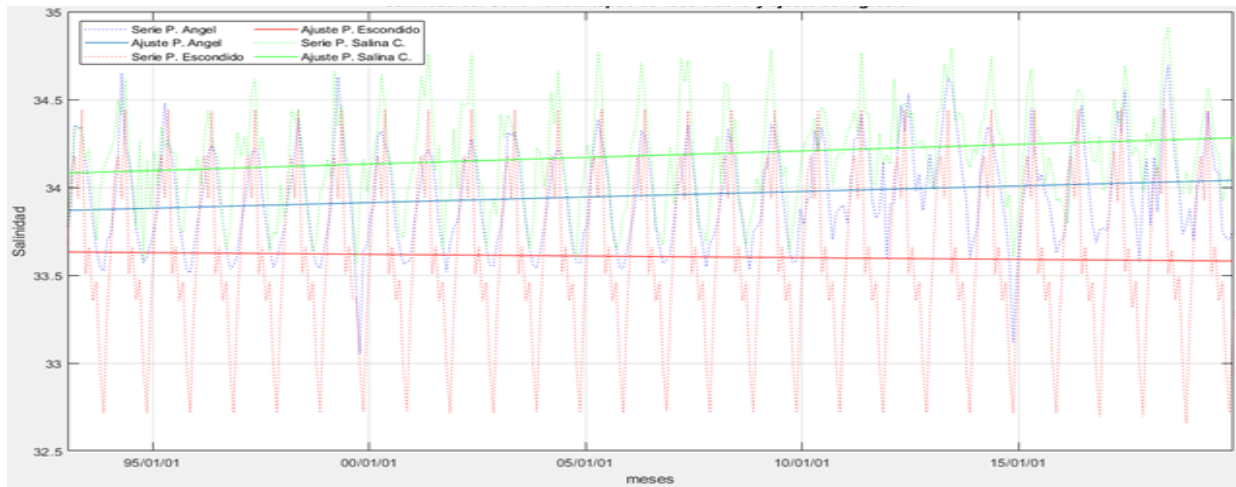


Figura 3. Serie de tiempo de salinidad superficial para Salina Cruz, Puerto Ángel y Puerto Escondido durante 1993 a 2019.

El comportamiento al ir aumentando su salinidad en P. Ángel y Salina Cruz; sumado con la condición del aumento de la temperatura superficial puede ser un indicador de un incremento de surgencias y abordamientos y/o menor influencia de los ríos que desembocan en esta zona. Por el contrario, P. Escondido presenta una tendencia a ir disminuyendo su salinidad e ir aumentando su temperatura superficial del mar, esto podría indicar a una menor intensidad o frecuencia del afloramiento de aguas subsuperficiales o un mayor aporte de agua dulce, según el AR5, esto puede ser una evidencia indirecta del cambio en el comportamiento de la evaporación y de la precipitación en los océanos (Alexander, y otros, 2013).

Para el pH, los mínimos, así como la mayor variación estacional se observaron en Salina Cruz. la tendencia de largo plazo en los tres puertos fue de disminución, el Puerto que mostró mayor tendencia a disminuir es Salina Cruz con una tasa de cambio (pendiente) de -3.9×10^{-6} (figura 4), mientras que P. Ángel presentó una pendiente de -4.5×10^{-6} y P. Escondido -4.1×10^{-6} .

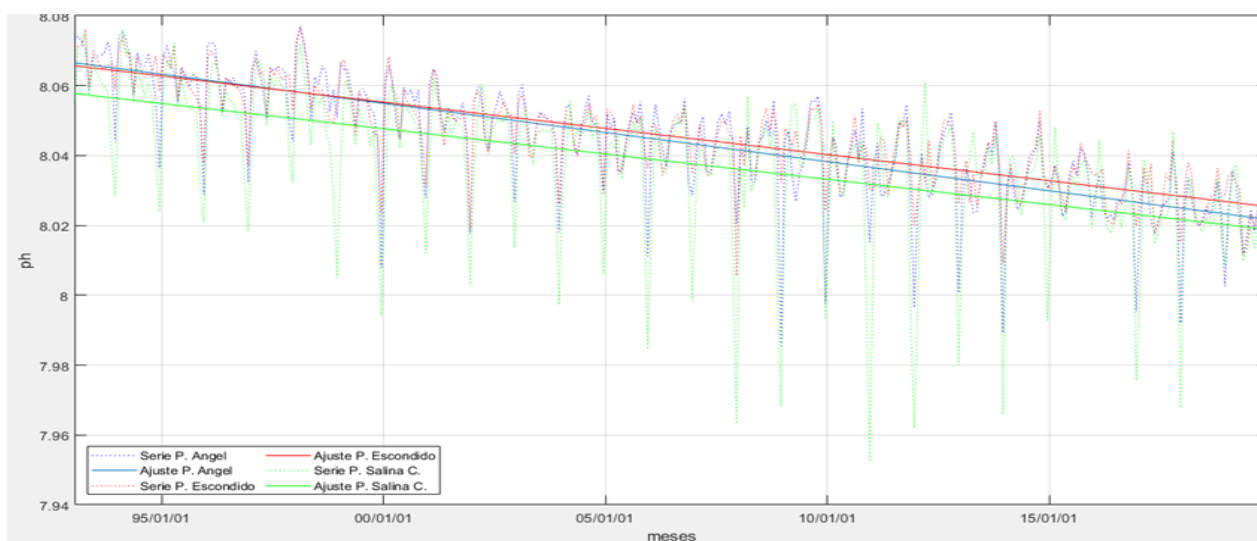


Figura 4. Gráfica de la regresión lineal para el pH

A pesar de que la disminución del pH, es mínima en los puntos de estudio, esta es otra evidencia del problema de la acidificación del océano, se estima que a nivel mundial el pH ha disminuido en 0.1 desde el comienzo de la época industrial. (Alexander, y otros, 2013). Para la variable de Flujo de CO_2 , la tendencia en los tres puertos fue de aumento, Salina Cruz es el puerto que presenta una mayor tendencia de incremento con una pendiente de 9.46×10^{-7} , mientras que P. Ángel fue de 2.07×10^{-7} y P. Escondido fue de 5.31×10^{-7} . (Figura 5).

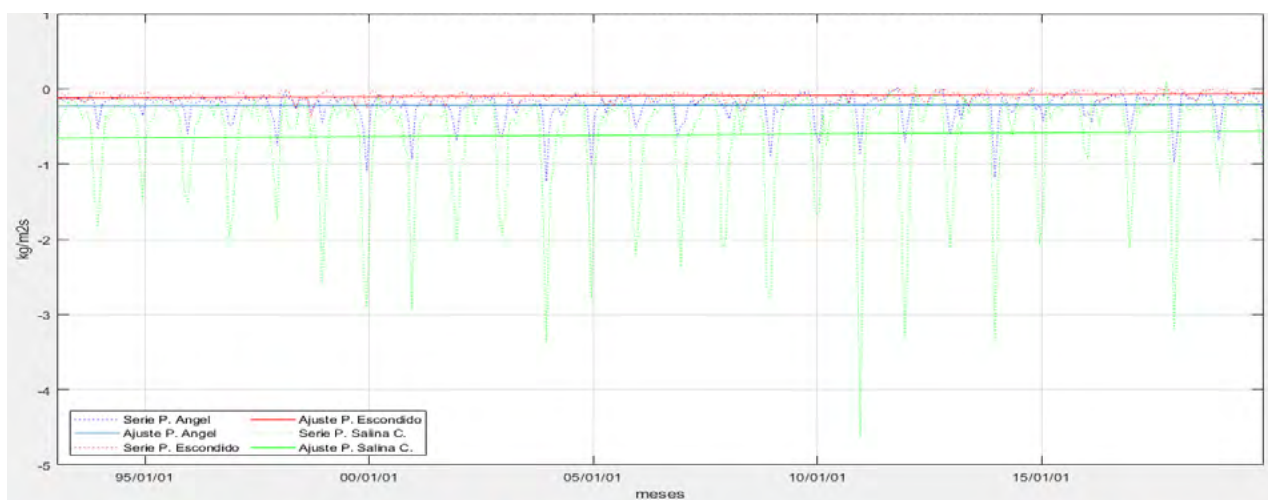


Figura 5. Gráfica de la regresión lineal para el flujo de CO_2

Este aumento en el flujo de CO_2 , a nivel mundial se ha estimado que el océano ha absorbido el 30% del dióxido de carbono antropogénico emitido desde la época preindustrial y esto es una de las causas del problema de la acidificación de los océanos (Alexander, y otros, 2013).

Conclusiones

El cambio climático es un problema que está alterando a los océanos drásticamente, y como consecuencia esto afecta a los ecosistemas marinos, nuestra seguridad alimentaria y la economía de muchas comunidades que depende de este recurso (Bindoff, 2021). Los tres puertos son estudiados en el Golfo de Tehuantepec se están acidificando a una baja pero constante velocidad. Así mismo el hecho de que algunos sitios se están haciendo más salados y otros menos es indicativo de la importancia de desarrollar que nos permitan entender las respuestas locales de cada ecosistema ante el calentamiento global y la acidificación del océano.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del programar Delfín a partir del cual se desarrolló este trabajo. CCB es parte del proyecto Variación espacio-temporal de los procesos biogeoquímicos de la zona costera del Golfo de Tehuantepec y su relación con el Zooplancton con financiamiento PRODEP y del proyecto “Programa de monitoreo permanente de la acidificación del océano y su efecto en la calcificación de los corales formadores de arrecifes en México”, con clave _SEMARNAT-2016-01-278637.

Literatura citada

- Alexander, L., Allen, S., Bindoff, N., Breon, F.-M., Church, J., Cubasch, U., . . . Knutti, R. (2013). *Climate change 2013: The physical science basis, in contribution of Working Group I (WGI) to the Fifth Assessment Report (AR5) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Inglaterra: Cambridge University Press.
- Bindoff, N. W. (2021, 08 31). *Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. Retrieved from IPCC: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/09_SROCC_Ch05_FINAL-1.pdf
- Chapa-Balcorta, C., Hernandez-Ayon, J. M., & Reginaldo Durazo, E. B.-P. (2015). Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *JGR Oceans*, 1-19.
- Chapa-Balcorta, C., Hernandez-Ayon, J., Durazo, R., Beier, E., Alin, S., & Lopez-Perez, A. (2015). Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Agupublications*, 1-19.
- Chapa-Balcorta, C., Sosa-Ávalos, R., & Hernández-Ayón, J. (2019). ALMACENES Y FLUJOS EN ECOSISTEMAS MARINOS. *Ecosistemas Marinos*, 1-23.
- NOAA. (2021, 08 31). *NOAA*. Retrieved from https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
- ONU. (2021, 08 30). *Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020*. Retrieved from UNSD: https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020_Spanish.pdf
- ONU. (2021, 08 31). *OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE*. Retrieved from <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/climate-change-2/>
- Sarmiento, J., & Nicolas, G. (2006). *Ocean Biogeochemical dynamics*. New Jersey: Princeton University Press.

The background features a grid of hexagons in various shades of gray and white. A large, bold, brown number '7' is positioned on the left side, partially overlapping the grid. The text 'Ecosistemas Terrestres' is written in a brown, sans-serif font to the right of the number.

7 Ecosistemas Terrestres



7.1. Guía para la construcción de ecuaciones alométricas: —¿y la validación? — También

Méndez-González Jorge¹; Paz-Pellat Fernando²; Manzano-Camarillo Mario³; Méndez-Encina Fátima M.⁴; Flores Andrés⁵; Sosa-Díaz Librado⁶ y Cambrón-Sandoval Víctor H.⁷

¹ Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo Coahuila México C.P. 25315.

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

³ Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, campus Mty.

⁴ Estudiante de maestría en ISP, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo Coahuila México C.P. 25315.

⁵ Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales (CENID COMEF) del INIFAP. Coyoacán, CDMX. México.

⁶ Estudiante de doctorado, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México.

⁷ Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Av. de las Ciencias s/n. 76230, Juriquilla, Querétaro.

Autor para correspondencia: jmendezg@hotmail.com

Resumen

La necesidad de generar ecuaciones alométricas robustas para predecir los almacenes y flujos carbono en los ecosistemas terrestres es imperante. Sin embargo, una ecuación robusta requiere que se cumplan los supuestos de un modelo de regresión lineal, de lo contrario, existe una alta probabilidad de que las predicciones con nuevos datos, sean erráticas e imprecisas. Además, el objetivo final de una ecuación alométrica es para ‘predecir’ datos que la ecuación nunca antes había ‘visto’, de aquí lo crucial de evaluar la ‘capacidad predictiva’ de la ecuación. Este documento presenta al lector una guía breve para construir una ecuación alométrica, se explica paso a paso, desde la creación hasta evaluación de su ‘capacidad predictiva’, empleando interpretaciones sencillas para mejor entendimiento.

Palabras clave: *alometría; capacidad predictiva; ecuación; supuestos.*

Abstract

The need to generate robust allometric equations to predict carbon stores and fluxes in terrestrial ecosystems is prevalent. However, a robust equation requires that the assumptions of a linear regression model be met, otherwise there is a high probability that the predictions with new data will be erratic and imprecise. Furthermore, the ultimate goal of an allometric equation is to ‘predict’ data that the equation has never ‘seen’ before, hence the crucial point in evaluating the ‘predictive ability’ of the equation. This document constitutes a brief guide to construct an allometric equation, it is explained step by step, from the ‘creation’ to the evaluation of its ‘predictive capacity’, using simple interpretations for better understanding.

Key words: *allometry; predictive capacity; equation; assumptions.*

Introducción

Desde 1997, la cantidad de carbono almacenado en la biomasa ganó atención especial como resultado del Marco de las Naciones Unidas Convención sobre el Cambio Climático (CMNUCC), así como su Protocolo. Hoy más que nunca, ante el impensable e impredecible incremento de temperatura, es crucial continuar cuantificando la biomasa y con ello, los almacenes y emisiones de CO₂ para evaluar el potencial de los ecosistemas en la mitigación del cambio climático, a fin de tomar decisiones y acuerdos entre países.

La cuantificación de biomasa se ha realizado a través de métodos directos (Brown, 2001; Picard *et al.*, 2012) e indirectos (Flores *et al.*, 2021); de ambos, se derivan ecuaciones (o modelos) alométricas empleadas para ‘predecir’ la biomasa o carbono. Una ecuación alométrica es una fórmula que formaliza cuantitativamente la relación diámetro y biomasa, siguiendo el principio básico de proporcionalidad de las tasas de variación relativas entre cualesquiera de las magnitudes, morfológicas o fisiológicas de un árbol (Picard *et al.*, 2012). De esta forma, en todo el mundo se han generado un sin fin de ecuaciones alométricas para predecir biomasa. Tan solo en Europa en el año 2005 se contabilizaron 607 ecuaciones alométricas (Zianis *et al.*, 2005); diez años después, en México, Rojas-García *et al.* (2015) hicieron el esfuerzo para conocer el número de ecuaciones, resultando un total de 478.

La estadística como la matemática es precisa, construir una ecuación alométrica requiere del cumplimiento de ciertos requisitos (Belsley *et al.*, 1980; Fox, 1997) o *supuestos* (normalidad, homocedasticidad, independencia de los errores, detección de datos atípicos, potenciales e influyentes, y no colinealidad en caso de modelos múltiples) de lo contrario, la ecuación sería ineficiente con predicciones imprecisas y erróneas. El objetivo final de una ecuación alométrica es para ‘predecir’ datos que la ecuación nunca antes había ‘visto’. No se construyen para ‘predecir’ los mismos datos, de aquí lo crucial de evaluar la ‘capacidad predictiva’ de la ecuación con nuevos datos. Una ecuación con una R cuadrada del 99% no es útil si no podemos predecir la biomasa de nuevos datos. Aunque una R cuadrada más baja puede ser decepcionante, es una medida más defendible y realista del rendimiento probable de su modelo. En este documento se analizan todos estos supuestos hasta determinar la capacidad predictiva de la ecuación alométrica.

Todos los análisis y gráficos se realizaron en R (R Core Team. 2018). R es un lenguaje de programación, puede ampliarse fácilmente mediante paquetes, librerías o definiendo nuestras propias funciones, además, es gratuito y de código abierto. Desde su lanzamiento en 1993, de la mano de sus creadores Robert Gentleman y Ross Ihaka, su uso se ha extendido de forma exponencial en la investigación científica. En R, se han implementado varios algoritmos, entre ellos la inteligencia artificial (*Machine Learnig*), en este documento se emplearon como otra opción para generar y validar ecuaciones alométricas. El objetivo de este escrito es proporcionar al lector una guía breve para construir ecuaciones alométricas robustas, para predecir eficientemente la biomasa de las especies forestales.

Metodología

Los datos del ejemplo fueron tomados de Flores *et al.* (2021), son 108 observaciones de Diámetro normal (cm) y Altura (m) de la especie de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) de la Sierra de Arteaga Coahuila Mexico. La biomasa se obtuvo de forma indirecta después de calcular el volumen de fuste de la especie a través del método de *Pressler*, utilizando un dendrómetro electrónico (Criterion RD1000®, Laser Technology, Inc.). Este es un método indirecto con el cual, confiablemente se puede calcular la biomasa aérea de fuste sin destruir los árboles, es muy rápido lo que da pauta para incrementar significativamente el tamaño de muestra para generar modelos robustos. En este estudio, bastaron solo dos días para obtener una muestra de 100 árboles.

Se debe tomar muy en cuenta que los árboles elegidos para construir un modelo alométrico, deben ser representativos de todas las categorías de diámetro y altura existentes en el sitio, además de ser árboles sanos y sin deformaciones (Brown, 1999). Como se dijo anteriormente, todos los análisis y gráficos se realizaron en R (R Core Team. 2018) utilizando diferentes librerías hasta algoritmos de *Machine Learnig* o inteligencia artificial para construir la ecuación alométrica hasta su validación. Basta con mencionar que a la fecha en el repositorio (CRAN) existen más de 10, 000 paquetes.

Análisis descriptivo de los datos

Uno de los primeros pasos en la construcción de modelos alométricos es hacer resúmenes numéricos obteniendo medias, desviaciones estándar (DE), etc., aunque aquí no es posible detectar datos atípicos o erróneos, nos da una idea de la información disponible. El análisis indica que la Biomasa es muy variable al mostrar un Coeficiente de Variación (CV) de más de 103 %, mientras que el Diámetro y altura varían entre 48 y 31%. Más detalles pueden consultarse en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Estadística descriptiva de variables empeladas en la construcción de modelos alométricos (n = 108).

	Media	0.05	0.10	0.25	Mediana	0.75	0.90	0.95	Rango	DE	CV	DMA	RIC
D	40.80	13.77	16.91	24.00	38.15	57.00	65.30	70.63	79.20	19.57	0.48	24.24	33.00
H	19.24	9.57	10.79	15.50	19.10	23.00	26.86	28.30	31.30	6.00	0.31	5.78	7.50
B	640.32	35.29	54.88	125.11	383.67	955.65	1'390.65	1'829.39	3'226.52	657.20	1.03	485.66	830.53

Donde: D= Diámetro normal (cm), H = Altura total (m), B= Biomasa aérea (kg), 0.05, ..., 0.95 = Cuantiles, DE = desviación estándar, CV = coeficiente de variación, DMA = Desviación media absoluta, RIC = rango intercuatílico.

También antes de iniciar la construcción de un modelo alométrico es importante determinar el número de datos ausentes, ya que, si no los tomamos en cuenta, durante el análisis podrían presentarse errores y ocasionar problemas. Para esto es recomendable elaborar figuras que muestren la ausencia/presencia de datos. A modo de ejemplo, se eliminaron algunos datos de la variable D2H. La Figura 1 muestra que en esa variable existe 54.6% de datos faltantes; y no falta ningún dato en el resto de las variables. En particular no debe haber datos faltantes en las variables que se analizarán al construir el modelo de biomasa.

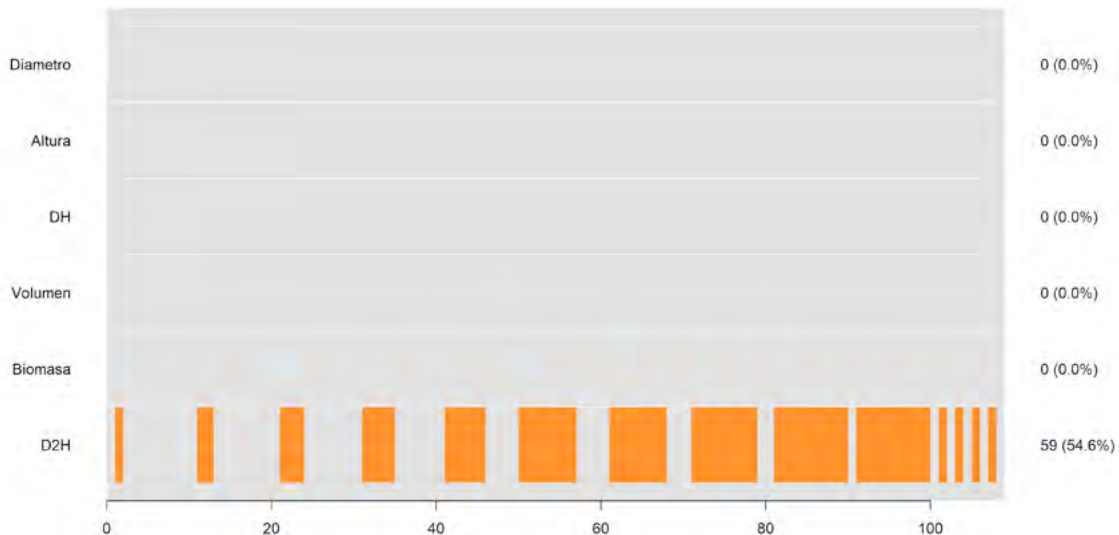


Figura 1. Mapa de datos presentes/ausente en la base de datos de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

Además del análisis numérico, es recomendable elaborar gráficos (boxplots, histogramas, gráficos de densidad, etc.) ya que en ellas es posible observar todo el conjunto de datos. Los boxplots muestran que el Diámetro posee una distribución bimodal (Figura 2a). Volumen (Figura 2c) y Biomasa (Figura 2c) muestran una distribución sesgada a la derecha; y la Altura, es la posee una distribución más cercana a lo normal (Figura 2b). No se observan datos atípicos, en ninguna de las variables; estos se detectan cuando un dato (observación) rebasa 3 veces el rango intercuatílico; es decir, la caja transparente del boxplot.

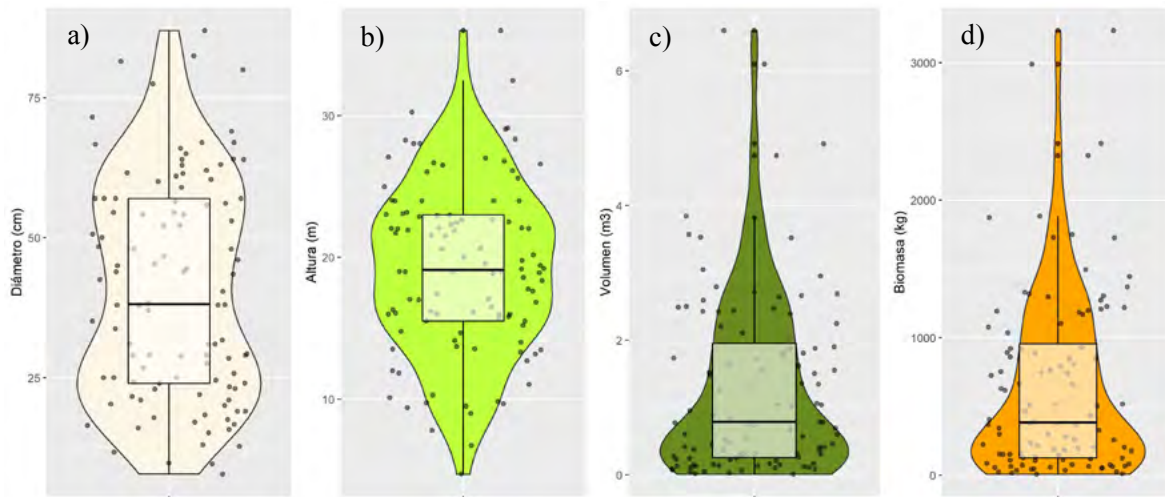


Figura 2. Boxplots de las variables utilizadas para construir modelos alométricos en *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

Una vez que se ha determinado que no hay datos faltantes en las variables de interés, es ideal hacer un análisis de correlación (Pearson, de preferencia) entre todas las variables. Aquí se observa que el diámetro ($r = 0.93$) y la altura ($r = 0.81$) están significativamente ($p < 0.05$) correlacionadas y presentan cierta linealidad con Biomasa (variable a predecir); especialmente el diámetro según se indica por la forma de la elipse. Un círculo en lugar de la elipse indicaría ausencia de correlación ($r = 0$) entre las variables.

Al igual que los boxplots, en esta figura, se puede observar que las variables no se distribuyen normal, lo que da la pauta para decir que existe una alta probabilidad de si se construye el modelo con las variables en sus unidades originales, no cumplirán los supuestos de un modelo de regresión lineal, siendo recomendable transformar las variables usando el logaritmo natural, \ln . Es el más empelado ya que con ello, se minimiza la varianza, se aseguran la linealidad y da más certeza de que al construir el modelo, pasen los supuestos de un modelo lineal.

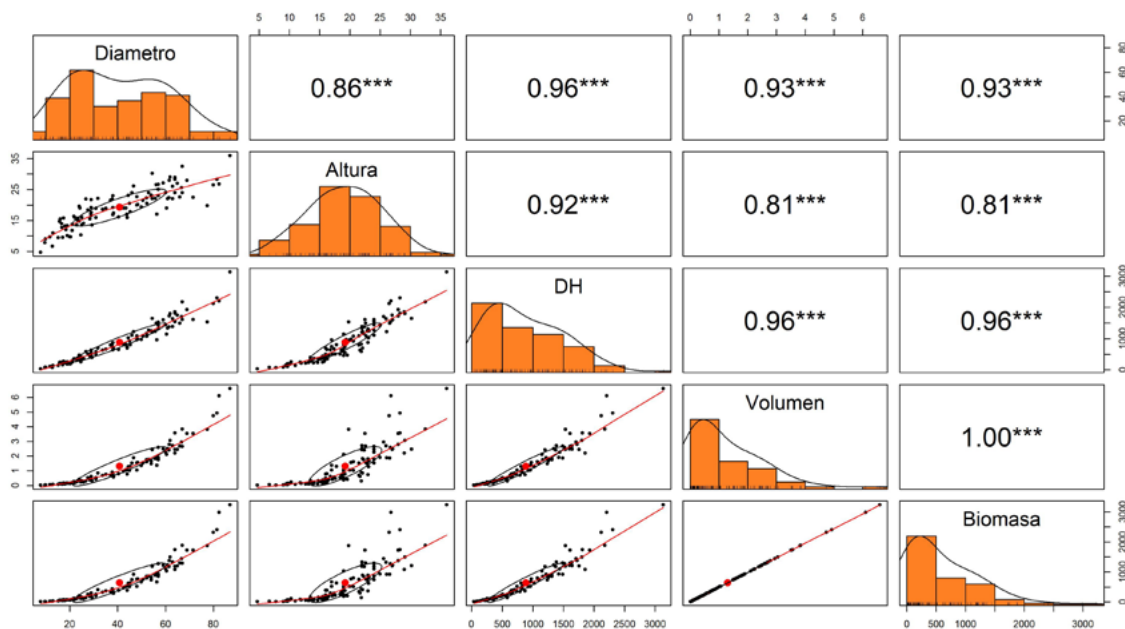


Figura 3. Análisis de correlación de Pearson entre el conjunto de datos de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

Ajuste de la ecuación alométrica

Para el ejemplo, se ajustó el modelo alométrico potencial ecuación 1 en su forma lineal, el cual se expresa de la siguiente forma: ecuación 2.

$$Y = \beta_0 X^{\beta_1} e^{\varepsilon_i} \quad (1)$$

$$\ln(Y) = \ln(\beta_0) + \beta_1 \ln(X) + \varepsilon_i \quad (2)$$

$$Y_i^* = \beta_0^* + \beta_1 X_i + \varepsilon_i$$

donde $Y_i^* = \ln Y_i$; $\beta_0^* = \ln \beta_0$; $X_i^* = \ln X$.

Los estimadores $\hat{\beta}_0^*$ y $\hat{\beta}_1^*$ así obtenidos serán los mejores estimadores lineales de β_0^* y β_1^* respectivamente.

De acuerdo con la literatura (Zianis *et al.*, 2005; Picard *et al.* 2012; Rojas-García *et al.*, 2015), este modelo es el más utilizado para predecir Biomasa, puede interpretarse biológicamente; además, por la naturaleza de los datos, describe perfectamente la relación de variables alométricas con la biomasa. Una de las características del modelo doble-log ecuación 2 consiste en que el coeficiente correspondiente a la pendiente, β_1 [$\beta_1 = (\frac{dy}{y})/(\frac{dx}{x})$] mide la *elasticidad de Y con respecto a X*, es decir, el cambio porcentual en Y para un (pequeño) cambio porcentual dado en X.

El modelo fue ajustado a través del método de mínimos cuadrados ordinarios (Fox, 1997; Montgomery *et al.*, 2006). A continuación, se presentan los estadísticos de la estimación de los estimadores β_0 y β_1 (coeficientes) de regresión.

Cuadro 2. Resultados del ajuste del modelo alométrico en forma logarítmica.

Coefficients:	Estimate	Std. Error.	t value	Pr(> t)	I. C. 2.5 %	I. C. 97.5 %
β_0 (Intercept)	-2.87323	0.12010	-23.92	<2e-16***	-3.11134	-2.63512
β_1 log(Diámetro)	2.42369	0.03321	72.97	<2e-16***	2.35784	2.48954

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1; I.C. Intervalo de confianza.

Al ajustar el modelo se observa que ambos coeficientes (Intercept) y log(Diámetro) son estadísticamente significativos ($\text{Pr}(>|t|) < 0.05$) esto es muy bueno, podemos continuar. No obstante, si β_0 , (Intercept) no hubiera resultado significativo ($\text{Pr}(>|t|) > 0.05$), es posible ajustar el modelo nuevamente sin él, quedando la ecuación de la siguiente manera: $\ln(Y) = \beta_1 \ln(X)$. Por el contrario, si β_1 , log(Diámetro) resultara no significativo, el modelo no sería útil, debería desecharse, ya no continuar. De ser el caso, una posible solución sería ajustar nuevamente el modelo ecuación 2 utilizando como X otras variables, *e. g.* H, DH, DC (diámetro de copa), DB (Diámetro a la base) y seguir la misma regla de prueba de hipótesis. Probar que los coeficientes del modelo alométrico son diferentes de cero ($H_a: \beta_0 \neq 0$ y $H_a: \beta_1 \neq 0$).

De los resultados obtenidos se tiene: una R^2 de 0.9805, R^2 ajustada de 0.9805 y un error estándar de 0.1892 (todo en \ln). Debe considerarse que estos valores están en unidades logarítmicas al haber ajustado la ecuación 2 y no pueden ser interpretados como se hace normalmente. Es muy común confundir que con la inversa de \ln (*exp*) se obtengan los valores correctos; esto es completamente erróneo, se deben recalcular aplicando las ecuaciones del modelo lineal simple (Fox, 2016), pero se explica posteriormente. De momento, y para efectos de interpretación diremos que el modelo se ajusta bien y que el Diámetro normal explica 98.05% de la biomasa aérea de *Pseudotsuga menziesii*.

Al tratarse de un modelo con una variable independiente (X), se puede usar R^2 para indicar que tan bueno es el ajuste del modelo. En estudios de biomasa, es frecuente comparar varios modelos utilizando R^2 . Es importante resaltar que cuando se trata de modelos múltiples (más de una X), es mejor usar R^2 ajustada, ya que esta pondera el número de variables independientes, mientras que R^2 incrementa conforme

aumenta el número de variables independientes (Fox, 2016), por ende, es inútil para efectos de comparación de modelos.

Interpretar los coeficientes de regresión es simple: β_0 , es donde la línea del modelo intercepta con el eje Y; en este caso, -2.87323. Para β_1 , se puede interpretar de la siguiente manera: un cambio en un 1% en el Diámetro normal (X), genera un cambio de 2.42369% en Y , en la Biomasa para *Pseudotsuga menziesii*. Es indispensable obtener los intervalos de confianza (I. C.) de los coeficientes de regresión para asegurar que no sean cero, en nuestro caso, ambos son diferentes de cero (Cuadro 2).

Del Cuadro 2, es posible establecer la ecuación final. Para esto, es necesario obtener la *exponencial* de β_0 , haciéndolo de la siguiente manera: $\exp(-2.87323) = 0.056516$. Con esto, la ecuación quedaría:

$$B = 0.056516 * D^{2.42369} \quad (3)$$

donde B es Biomasa en kg y D , Diámetro sus unidades originales, cm. Si le resulta más fácil puede estimar la Biomasa con el modelo generado haciendo lo siguiente:

$$B = \exp(-2.87323 + 2.42369 * \ln(D)) \quad (4)$$

Ejemplo para un $D = 50$, la ecuación 3 estima 741.2215 kg, mientras que utilizando la ecuación 4, se predicen 741.2226 kg. En la Figura 4, se muestran los valores observados (círculos) y estimados (línea roja), en unidades logarítmicas (Figura 4a) y originales (Figura 4b).

Para calcular la R^2 correcta, ya no en unidades logarítmicas como se tenía en el Cuadro 2, use la siguiente ecuación:

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} = \frac{SC_{Modelo}}{SC_{Total}} \quad (5)$$

donde: \hat{y}_i es cada uno de los valores estimados con en la ecuación 3 (o ecuación 4), usando los datos originales de X , (Diámetro, cm), \bar{y} es la media aritmética de Y (Biomasa, kg) en sus unidades originales; finalmente y_i , son cada uno de los valores de Y (Biomasa, kg) en sus unidades originales. Del ajuste de la ecuación 2, se tenía una R^2 de 0.9805 en unidades logarítmicas (Cuadro 2), con la ecuación 5, se tiene una R^2 de 0.908698, siendo ya este el ajuste corregido de la ecuación. Ya es posible decir que el Diámetro normal explica 90.86% de la biomasa aérea de *Pseudotsuga menziesii*.

Similarmente, otro estadístico fundamental que debe ser recalculado, es error del modelo (S_{xy}). Este obténgalo con la ecuación 6.

$$S_{xy} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-2}} \quad (6)$$

donde: y_i , son cada uno de los valores de Y (Biomasa, kg) en sus unidades originales, \hat{y}_i es cada uno de los valores estimados con en la ecuación 3, calculados anteriormente, y n es el número de observaciones del conjunto de datos, son también los grados de libertad del error. Nótese que el error obtenido al ajustar la ecuación 2 en unidades logarítmicas era de 0.1892; no era posible su interpretación. Con la ecuación 6, el error es de 130.5624 kg, ya es posible entender esa magnitud.

Comprobación de los requisitos de la ecuación alométrica

a) *Linealidad*: La relación entre ambas variables debe ser lineal. La Figura 4a (log-log), demuestra la existencia de una linealidad entre Diámetro normal (X) y Biomasa aérea (Y) de *Pseudotsuga menziesii*, esto fue debido a la transformación de los datos a unidades logarítmicas, se cumple supuesto (requisito). Si esto se hace con unidades originales (Figura 4b), este requisito no se hubiera cumplido.

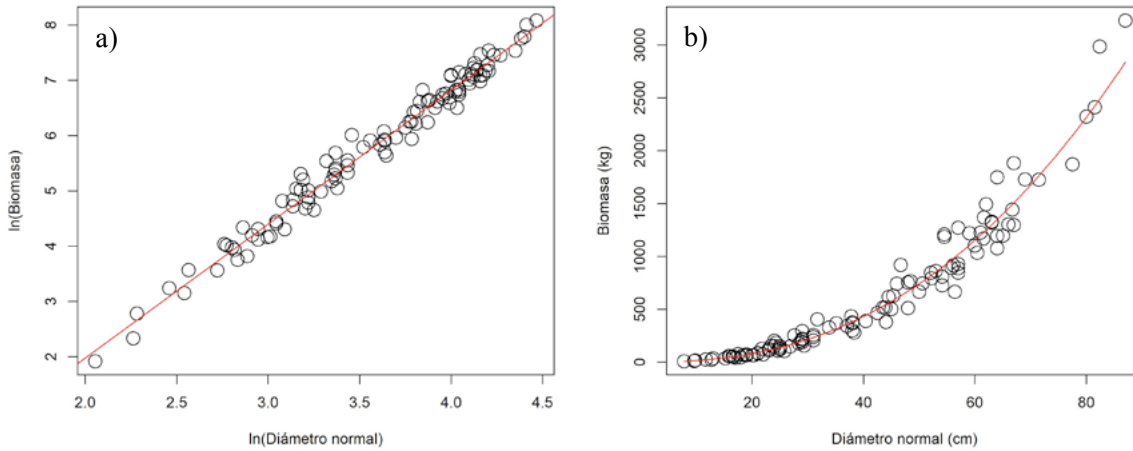


Figura 4. Valores observados (círculos) y estimados (línea roja) de biomasa aérea de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.), en unidades logarítmicas (a) y originales (b).

b) Distribución normal de los residuos: Los residuos (*diferencia entre datos observados y estimados*) se deben distribuir de forma normal, con media igual a 0. Acorde a métodos gráficos, los residuales del modelo siguen una distribución normal: en el Histograma (Figura 5a) y Box plot (Figura 5c), los residuales se distribuyen simétricamente alrededor de 0, y cerca de línea de normalidad teórica, Q-Q plot (Figura 5b).

Con métodos numéricos, la prueba de hipótesis de normalidad se puede hacer utilizando Shapiro-Wilk (para $n < 50$) y kolmogorov-Smirnov, para muestras grandes. Esta última, asume que se conoce la media y varianza poblacional (casi nunca es posible). La modificación a esta prueba llamada test Lilliefors asume que la media y varianza son desconocidas. Acorde a este test, $D = 0.061186$, $p\text{-value} = 0.4113$; es decir, se tiene alta una probabilidad de que los residuales se distribuyen normal, se cumple este requisito.

Las consecuencias de la ausencia de normalidad son: estimadores ineficientes, sesgados, los intervalos de confianza de los estimadores y los contrastes de significancia son solamente aproximados y no exactos. Si la normalidad no se cumple, se pueden usar transformaciones Box-Cox para la variable de respuesta; éstas son transformaciones potenciales con el objetivo de garantizar el cumplimiento de todos los supuestos de un modelo lineal (Box & Cox, 1982).

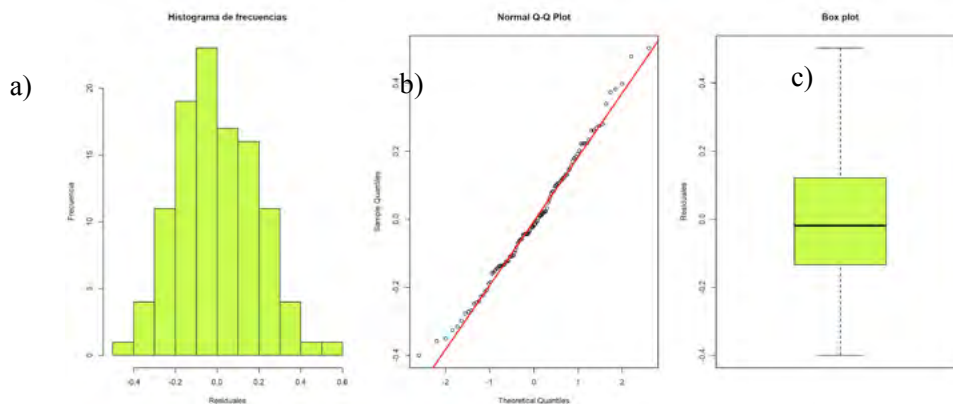


Figura 5. Distribución de residuales de la ecuación alométrica de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

c) Varianza de residuos constante: La varianza debe permanecer constante (no varía) a lo largo del eje X (en función de los valores estimados por el modelo). La prueba de Breusch-Pagan (para pruebas de heteroscedasticidad), propuesta para funciones lineales (Breusch & Pagan, (1979), demuestra que existe una alta probabilidad ($p\text{-value} = 0.1093$) de que los residuales permanecen constantes; es decir, existencia de homocedasticidad (se cumple el requisito, Figura 6). La prueba arrojó un valor de $BP = 2.5641$ con

un grado de libertad. Residuales distribuidos en forma de cono (hacia la izquierda o derecha), denotan varianza no constante (heterosedasticidad).

Si este supuesto no se cumple, la heterosedasticidad puede corregirse ajustando el modelo alométrico utilizando ponderaciones, ya sea con los residuales, ó con $1/D$ (ponderaciones más utilizadas y el que en general corrigen este hecho), o probar transformaciones de D .

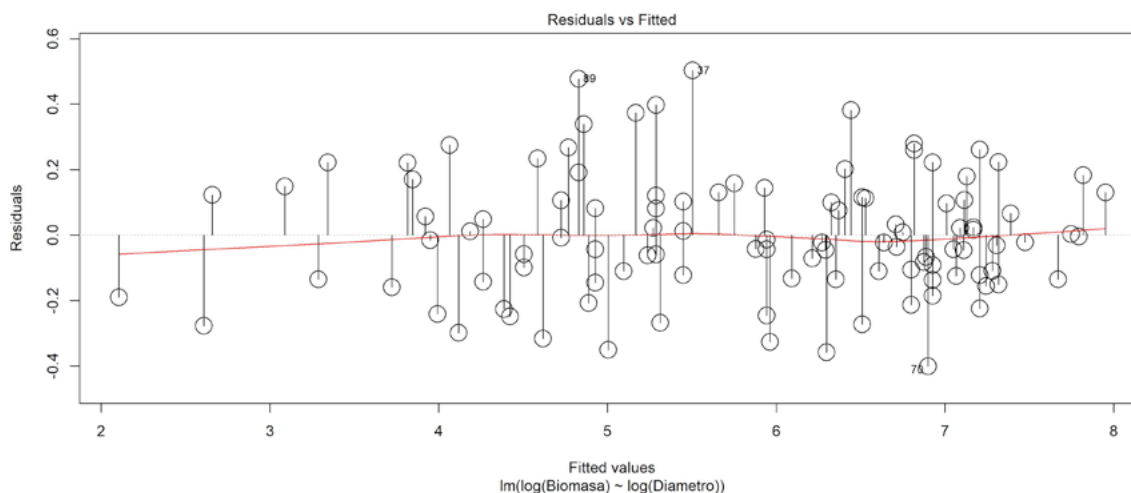


Figura 6. Distribución de residuales en función de biomasa estimada de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

d) *Valores atípicos y de alta influencia*: Es necesario la identificación de valores *atípicos*, ya que pueden generar una falsa correlación que realmente no existe, u ocultar una existente. Cabe notar la existencia de los residuales ordinarios (Figura 7a), estandarizados (Figura 7b) y estudentizados (Figura 7c). En una primera aproximación, deben emplearse los residuales estudentizados para determinar si son atípicos; ante su existencia, eliminar aquellos con valor >3 , y volver a ajustar el modelo hasta que ya no estén presentes. Es muy común que aquellos datos mal capturados o erróneos sean detectados por este método.

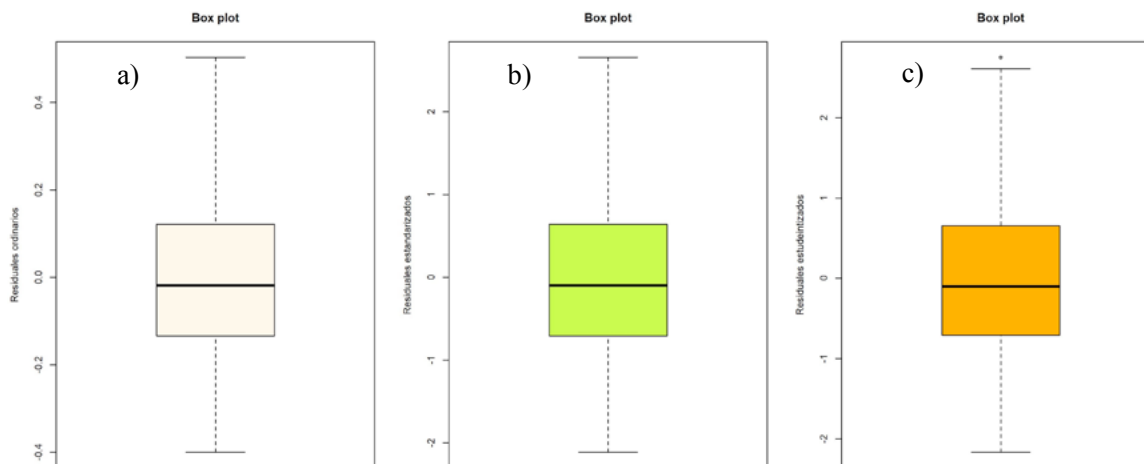


Figura 7. Residuales ordinarios a), estandarizados, b) y estudentizados, c) de la ecuación alométrica de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

La detección de datos de alta influencia, es también importante. En general, los datos con residuos estudentizados que van más allá del rango $[-2.5, 2.5]$, según los autores) se consideran sospechosos (Cook & Weisberg, 1982). Para el ejemplo, se detectaron algunos datos influyentes potenciales (Cuadro

3., Figura 8), pero ninguno de ellos (*) influye en la predicción (*dffit*), ni en la varianza de los coeficientes de regresión (*[dfb.1_, dfb.l(D)]*).

Cuadro 3. Detección de datos atípicos e influyentes.

Id	dfb.1	dfb.l(D)	dffit	cov.r	cook.d	hat
1	-0.38	0.36	-0.39	1.04	0.08	0.06_*
14	0.16	-0.16	0.17	1.08_*	0.01	0.06_*
16	-0.3	0.29	-0.31	1.09_*	0.05	0.08_*
37	0.1	-0.06	0.27	0.90_*	0.03	0.01
89	0.22	-0.18	0.31	0.91_*	0.05	0.01
93	0.17	-0.16	0.18	1.06_*	0.02	0.05

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

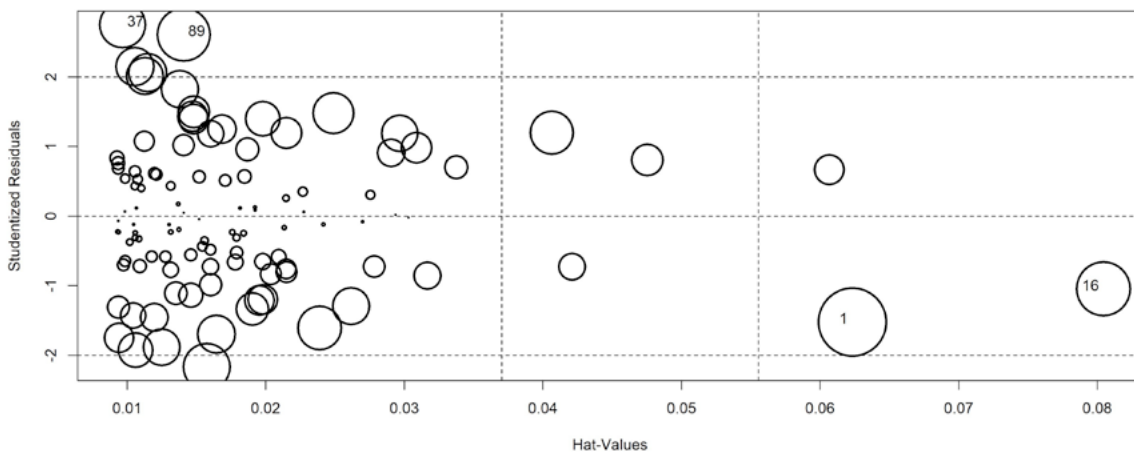


Figura 8. Observaciones influyentes potenciales de la ecuación alométrica de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

e) Independencia: Las observaciones (errores) deben ser independientes unas de otras. El análisis gráfico demuestra que los errores son independientes (Figura 9a); no hay un patrón de los residuales (ordenados en función de la variable independiente, *X*). La autocorrelación de orden 1 AR(1), (Figura 9b), indica la ausencia de correlación en un retardo (lag) de 1, al no rebasar la línea horizontal de correlación significativa (95%). La prueba de Durbin-Watson demuestra este hecho al arrojar p-value = 0.8014 y DW = 2.0445; es decir, existe una alta probabilidad (p-value) de que los residuales sean independientes. Se cumple este requisito. Si no se cumple este requisito, es posible remover la autocorrelación a través del método iterativo de Cochrane–Orcutt mediante una transformación de los datos hacia nuevas variables, estimando ρ y ajustando el modelo con el valor estimado de ρ .

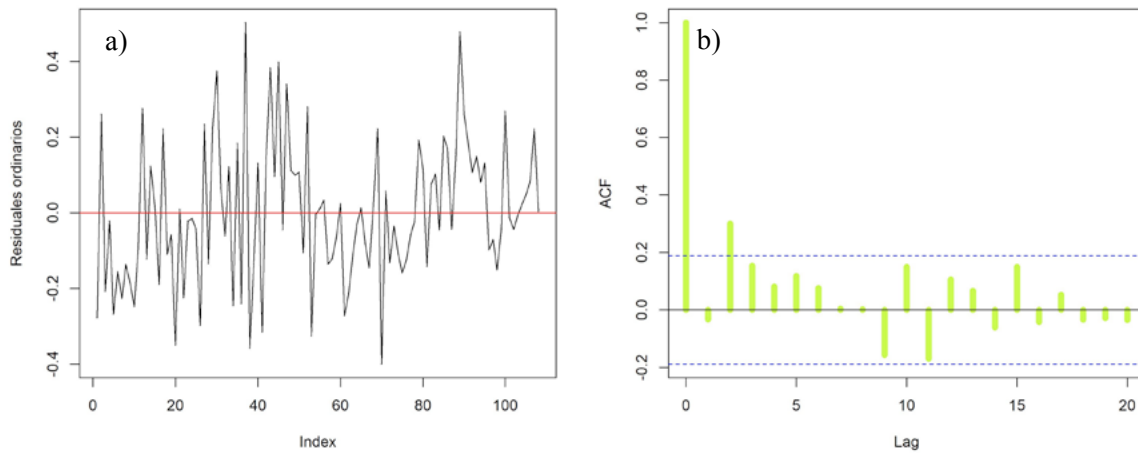


Figura 9. Distribución de los residuales (a), y correlograma de residuales (b) de la ecuación alométrica de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.).

Bootstrap de los coeficientes de la ecuación alométrica.

Al ajustar la ecuación como en paso 2, se obtienen los coeficientes de una sola repetición (Cuadro 2), esto podría dar incertidumbre de los valores de β_0 y de β_1 . El *bootstrapping* consiste en generar de forma iterativa n modelos, empleando en cada caso un re-muestreo (*bootstrap-sample*) del mismo tamaño que la muestra inicial. De cada modelo se obtienen los valores de los coeficientes de β_0 y β_1 , y se observa su distribución, debe ser normal.

Al hacer el *bootstrapping*, se observó que tanto β_0 (Figura 10a) y β_1 (Figura 10b) van más allá de los I. C. (líneas verticales) estimados en el paso 2 (Cuadro 2), variando desde -3.283599 a -2.400994 (β_0) y de 2.288647 a 2.535402 (β_1). Si se aplicara la ecuación [Ec. 3], con los valores extremos de β_0 y β_1 , con el mismo Diámetro de 50 cm, se obtendrían 761.24 kg, una diferencia de +20.02 kg. Con los valores mínimos, se predicen 700.81 kg; es decir, -40.41 kg. Usando los promedios de β_0 y β_1 del *bootstrapping* se obtiene una diferencia de solo -0.0697 kg, de aquí la importancia de aplicar las pruebas de hipótesis a β_0 y β_1 y verificar sean diferentes de cero. No obstante, para mejorar las predicciones, es recomendable realizar el *bootstrapping* para una estimación óptima de los coeficientes y usar los promedios. Importante señalar que este mismo proceso se puede hacer para calcular R^2 , R^2 ajustada, error, etc., cualquier estadístico de los anteriores basado en re muestreo es más realista.

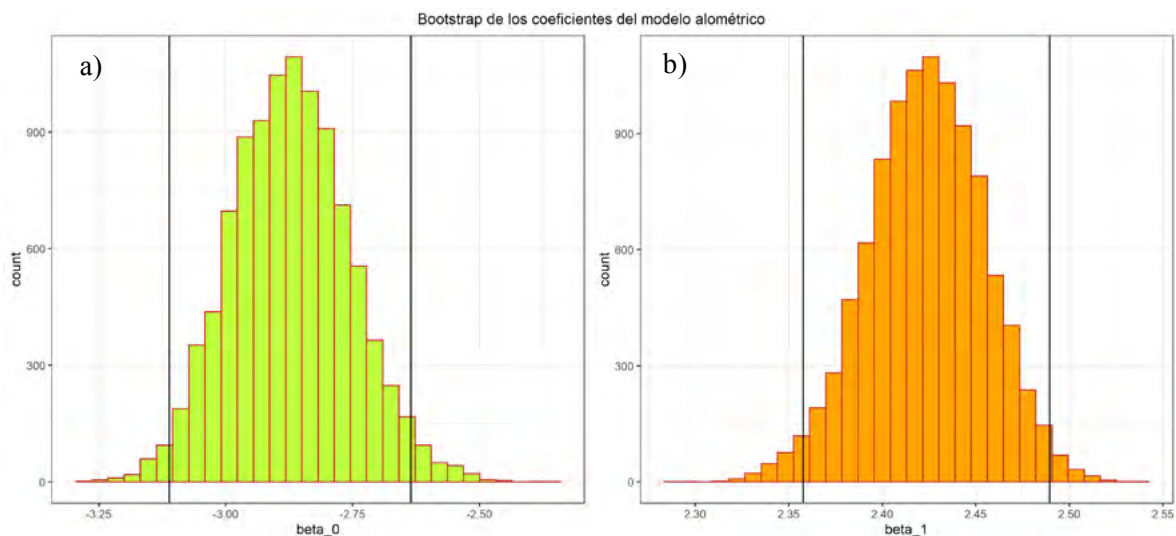


Figura 10. Histograma de los valores de los coeficientes de regresión de la ecuación alométrica estimados a través de bootstrapping o re-muestreo.

Validación de la ecuación alométrica

Una vez seleccionados los predictores adecuados, generado el modelo, pero, sobre todo, haber comprobado que se cumplen todos los requerimientos anteriores del método de ajuste, el siguiente paso es evaluar la capacidad predictiva del modelo. Para esto es necesario dejar claro los siguientes conceptos:

Training data set o set de entrenamiento: datos/observaciones con las que se genera la ecuación.
Test data set o set de validación: datos/observaciones del mismo tipo que las que forman el training data set pero que no se han empleado en la creación de la ecuación. Son datos que el modelo no ha "visto".
Training error rate: error que comete el modelo al predecir observaciones que pertenecen al training data set.
Test error rate: error que comete el modelo al predecir observaciones de un test data set y que por lo tanto el modelo no ha "visto". Cuando se trata de variables cuantitativas (como en este caso), el error se mide mediante *mean square error* (MSE). A continuación, se procede a validar la ecuación.

i) Leave One Out Cross-Validation (LOOCV). Es un método, iterativo que se inicia empleando como training data set todas las observaciones disponibles excepto una, que se excluye para emplearla como test. El proceso se repite n veces como observaciones disponibles, excluyendo en cada iteración una observación distinta, ajustando el modelo con el resto y calculando el error con dicha observación. El *test error rate* es el promedio de todos los i errores calculados. Este método puede utilizarse cuando n es pequeño, cuando no se dispone de suficientes datos para dividirlos en *train* y *test*.

Los resultados de esta validación con este método, indican que el promedio de *test error rate* obtenido de ajustar 108 veces la ecuación es de 0.03641916, con $k = 108$; es decir en términos de error (aún logarítmico) sería de 0.190838, muy similar al resultante al ajustar el modelo con todos los datos (0.1892), pero mayor, como era de esperarse.

ii) Data Split. Esto implica dividir los datos en un conjunto de datos de entrenamiento que se usa para preparar el modelo y un conjunto de datos de prueba invisible que se usa para evaluar el rendimiento de los modelos en datos que no se ven. Es útil cuando tiene un conjunto de datos muy grande para que el conjunto de datos de prueba pueda proporcionar una estimación significativa del rendimiento, o cuando está utilizando métodos lentos y necesita una aproximación rápida del rendimiento. Para el ejemplo, los datos se dividieron en 50 y 50%, veamos los resultados al generar la ecuación alométrica con 50% de los datos.

Cuadro 4. Resultados del ajuste del modelo alométrico con $n = 54$; (50 % para entrenamiento del modelo y 50 % para validación).

Coefficients:	Estimate	Std. Error.	t value	Pr(> t)	I. C. 2.5 %	I. C. 97.5 %
(Intercept)	-2.96453	0.16719	-17.73	<2e-16***	-3.300023	-2.629041
log(Diametro)	2.44135	0.04596	53.12	<2e-16***	2.349136	2.533567

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1; I.C. Intervalo de confianza.

De este set de entrenamiento se observa que al igual que el modelo con todos los datos, los coeficientes de regresión son diferentes de cero, rechazando la hipótesis nula (H_0). Se obtuvo una R^2 ajustada de 0.9819 y error de estimación de 0.1812 con $n = 54$.

Una vez generado el modelo se hacen las predicciones de Biomasa aérea de *Pseudotsuga menziesii*, de las observaciones restantes no empleadas como entrenamiento; es decir con el set de validación (54 en este caso). Con éstas se calcula el MSE (*mean square error*), el cual fue de 0.040449; la raíz cuadrada de este representa el error del modelo (aún en unidades logarítmicas), el cual es de 0.2011203, mayor al del set de entrenamiento (0.1812). No obstante, este valor dependerá de los datos elegidos al azar. De alguna forma esta representa la validación llamada "Data Split". Sin embargo, se puede mejorar el cálculo del *mean square error*, haciendo un tipo de re-muestreo (*bootstrap*), como se indica a continuación.

Se calcula el *test error rate* para 1000 repeticiones (las deseadas por el investigador) con los datos de validación, repartiendo en cada una de ellas los datos de forma aleatoria. Los resultados indican que en promedio este valor es de 0.037092, con mínimo de 0.022499 y máximo de 0.055813 (Figura 11.a y Figura 11.b) y con una distribución normal.

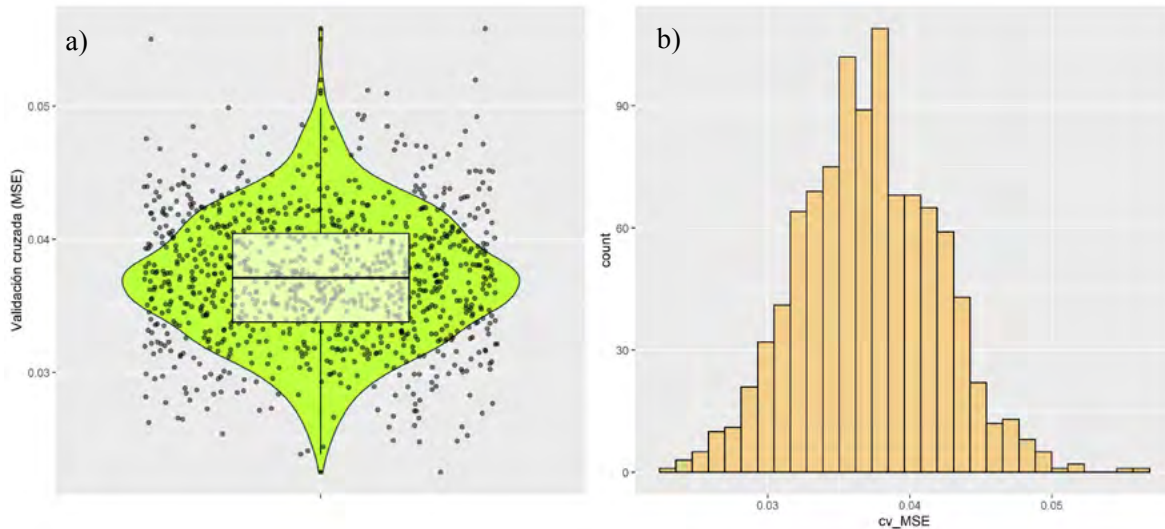


Figura 11. Test error rate obtenido de un total de 1000 repeticiones (ajustes del modelo alométrico), realizado a través de validación cruzada simple.

iii) Machine Learnig: k-fold validation (validación cruzada). El método *K-Fold Cross-Validation* es un proceso iterativo. Consiste en dividir (por re muestreo) los datos de forma aleatoria con remplazo (cuartiles, para variables continuas y estratificado para variables categóricas) en k grupos de aproximadamente el mismo tamaño. $k-1$ grupos se emplean para entrenar el modelo y uno de los grupos se emplea como *test*, este proceso se repite k veces utilizando un grupo distinto como *test* en cada iteración. El proceso genera k estimaciones del *test error* cuyo promedio se emplea como estimación final. Es un método robusto para estimar la capacidad predictiva de la ecuación alométrica, recomendado cuando se tiene suficientes datos.

Los resultados de este procedimiento de validación con $k = 30$, se tiene que el error (RMSE) fue de 0.1812799 (menor al del modelo global, 0.1892) y R^2 de 0.9862722 (mayor que el modelo global). Ambas métricas son totalmente realistas, las obtenidas con *Machine Learning* (Inteligencia Artificial) y las de los métodos anteriores, con datos que el modelo jamás ha '*visto*'. Sin embargo, para una adecuada interpretación de la capacidad predictiva del modelo, la R^2 y el RMSE, deben ser re transformadas a sus unidades originales en cada uno de los métodos, usando las ecuaciones 5 y 6.

Conclusiones

Para predecir eficientemente la biomasa en especies forestales, es necesario generar ecuaciones alométricas robustas que cumplan los requisitos y supuestos de un modelo de regresión lineal. El incumplimiento de estos supuestos conlleva a predicciones sesgadas e imprecisas. Así mismo, puesto que las ecuaciones son construidas para '*predecir*' nuevos datos, es crucial evaluar su desempeño, eligiendo el método adecuado según la disponibilidad de datos, esto dará una idea más '*realista*' de las predicciones realizadas. Se han empleado miles de muestras (árboles) para construir las ecuaciones alométricas existentes, aún faltan muchas especies y sitios, sin embargo, no es tiempo ya para usar métodos destructivos, es recomendable usar métodos indirectos para cuantificar biomasa y construir las ecuaciones alométricas.



Literatura citada

- Belsley, D. A., Kuh, E. and Welsch, R. E. (1980). *Regression Diagnostics*. New York: Wiley.
- Box, G. E. P. & Cox, D. R. (1982) An analysis of transformation revisited, rebutted, *Journal of the American Statistical Association*, 77, 209-210.
- Breusch, T. & Pagan, A. (1979), 'A simple test of heteroskedasticity and random coefficient variation', *Econometrica* 47, 1287–1294.
- Brown, S. 1999. Guidelines for inventorying and monitoring carbon offsets in forest-based projects. Winrock International, Arlington, Virginia. USA. 11 p.
- Brown, S. 2001. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environ. Poll.* 116: 363-372.
- Cook, R. D. and Weisberg, S. (1982). *Residuals and Influence in Regression*. London: Chapman and Hall.
- Fox, J. (1997). *Applied Regression, Linear Models, and Related Methods*. Sage.
- Fox, J. (2016). *Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models*. Sage, Thousand Oaks CA, third edition.
- Fox, J. and Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. Sage, Thousand Oaks, CA, third edition.
- Flores-Hernández, C. J., Méndez-González J. Sánchez-Pérez F. de J., Ponce-Martínez G., Pérez-Díaz C y Méndez-Encina F. M. (2021). Modelos proxy para biomasa de fuste de *Pseudotsuga menziesii* (mirb.) franco: método de pressler. *Fitoecnia Mexicana*: 44(1): 85-93.
- Montgomery D. C., E. A. Peck y G. G. Vining (2006) *Introducción al Análisis de Regresión Lineal*. Tercera edición. Trad. V. González P. Compañía Editorial Continental. México, D. F. 588 p.
- Picard N., L. Saint-André y M. Henry (2012) *Manual de Construcción de Ecuaciones Alométricas para Estimar el Volumen y la Biomasa de los Árboles. Del Trabajo de Campo a la Predicción*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement. Rome - Montpellier. 223 p.
- R Core Team. 2018. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Rojas-García, F., De Jong, B. H. J., Martínez-Zurimendi, P., & Paz-Pellat, F. (2015). Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*, 72(6), 835-864. doi: 10.1007/s13595-015-0456- y
- Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R. & Mencuccini, M. 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs* 4. 63 p.

7.2. Almacén de Carbono Orgánico en suelos forestales restaurados de Ixtacamaxtitlán, Puebla, México

Arroyo-Ortega Itzel¹; Castelán-Vega Rosalía¹; Tamaríz-Flores Victor.¹; Torres-Ramírez Eduardo¹; Handal-Silva Anabella¹; Chávez-Bravo Edith¹ y Cervantes-Galindo Virginia²

¹ Posgrado en Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Prol. 14 sur 6301, Cd Universitaria, 72592. Puebla, México.

² Departamento: El hombre y su ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Ciudad de México, México
Autor para correspondencia: itzel.arroyoo@alumno.buap.mx

Resumen

El suelo es considerado uno de los reservorios terrestres de carbono más importantes; sin embargo, los procesos de degradación en este recurso debido al inadecuado manejo han promovido su disminución. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el almacén de Carbono Orgánico en Suelos (COS) de zonas forestales con diferentes tiempos de restauración. Para ello se definieron 6 sitios de muestreo; cuatro sitios con tiempos de restauración de 5, 10 y 20 años, mediante la implementación de obras de protección, conservación de suelos y reforestación con especies nativas de pino (*Pinus patula*). Un sitio deforestado con obras de protección y conservación de suelos (5 años) sin reforestación y finalmente, un sitio deforestado sin intervención. Se estimó el contenido de COS en tres puntos por zona (N=18) a una profundidad de 30 cm, el C se determinó por medio del método de Walkley y Black. Los resultados muestran variación de COS en los sitios de muestreo. La zona con 20 años de restauración presenta una concentración aproximada de $118.58 \pm 42.60 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. En dos zonas con 10 años, los contenidos fueron de 47.52 ± 9.92 y $69.19 \pm 20.80 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. En la zona con restauración de 5 años, la concentración fue de $41.15 \pm 30.40 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$ y en la zona con obras de protección y conservación de suelos el contenido fue de $36.69 \pm 11.59 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. Comparando estas concentraciones de COS con los de la zona deforestada ($15.85 \pm 4.65 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$) se observa que las acciones de recuperación han permitido un incremento paulatino de COS después de 5 años de intervención.

Palabras clave: *materia orgánica, reforestación, obras de protección y conservación de suelos.*

Abstract

Soil is considered one of the most important terrestrial carbon reservoirs; however, degradation processes in this resource due to inadequate management have promoted its decrease. The objective of this study was to evaluate the organic carbon storage in soils (COS) of forest areas with different restoration times. For this purpose, 6 sampling sites were defined; four sites with restoration times of 5, 10, and 20 years, through the implementation of protection works, soil conservation and reforestation with native pine species (*Pinus patula*). A deforested site with protection and soil conservation works (5 years) without reforestation and finally, a deforested site without intervention. The COS content was estimated in three points per zone (N=18) at a depth of 30 cm, the C was determined by the Walkley and Black method. The results show a variation of COS in the sampling sites. The zone with 20 years of restoration shows an approximate concentration of $118.58 \pm 42.60 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. In two zones with 10 years, the contents were 47.52 ± 9.92 and $69.19 \pm 20.80 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. In the zone with 5-year restoration, the concentration was $41.15 \pm 30.40 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$ and in the zone with soil protection and conservation works the content was $36.69 \pm 11.59 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$. Comparing these COS concentrations with those of the deforested area ($15.85 \pm 4.65 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$), it is observed that the recovery actions have allowed a gradual increase in COS after 5 years of intervention.



Key words: *organic matter, reforestation, soil protection and conservation practices*

Introducción

El suelo es un importante reservorio de carbono, ya que se considera que almacena el doble de C que la atmósfera y que la vegetación (Pérez-Ramírez et al., 2013). Además, se sugiere que la mitad del C contenido en los ecosistemas forestales se encuentra en el suelo, el cual, dependiendo del tipo de bosque, llega a almacenar hasta el 60 % de C (Galicia et al., 2016).

El carbono orgánico tiene un rol importante en el desarrollo y crecimiento de las plantas, el reciclaje de nutrientes y la fertilidad del suelo (Cowie et al., 2018), por lo que para conocer y evaluar el proceso de acumulación de este, se utiliza como indicador más representativo el Carbono Orgánico del Suelo (COS) (Chappell et al., 2019; Chasek et al., 2019).

El COS se encuentra íntimamente relacionado con la calidad de suelo, indica cambios a largo plazo y su reducción es considerada como un efecto común de todas las formas de degradación de la tierra (Stavi & Lal, 2015); esto último debido a que las actividades antropogénicas como la deforestación y el cambio de uso de suelo promueven una disminución del aporte de materia orgánica, modifican la estructura del suelo, reducen la biodiversidad y conducen a la erosión (Lal, 2018; UNCCD, 2018).

Para contrarrestar estos efectos negativos sobre los ecosistemas terrestres, a lo largo del territorio nacional se han realizado diversas actividades encaminadas a la recuperación o restauración de ecosistemas forestales (Méndez-Toribio et al., 2018), generalmente, estas actividades están enfocadas a la reforestación, a la implementación de obras de protección y conservación de suelos, y al mantenimiento de la vegetación (Carabias et al., 2007). Sin embargo, hasta donde sabemos, en México, no se tiene información de cuánto incrementa el COS de acuerdo con el tiempo de restauración de un sitio dado.

Por esta razón, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el almacén de Carbono Orgánico en Suelos (COS) de zonas forestales con diferentes tiempos de restauración.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Ixtacamaxtitlán se localiza al norte del estado de Puebla, México (Figura 1), entre los paralelos 19° 27' y 19° 45' de latitud norte y los meridianos 97° 41' y 98° 03' de longitud oeste. Tiene una superficie aproximada de 567.68 km², su altitud varía entre los 2 000 y 3 400 m s. n. m. El clima es templado y semifrío subhúmedo con lluvias en verano. La precipitación media anual es de 800 mm, y la temperatura varía entre 12 y 18 °C (INEGI, 2009). Los suelos predominantes son litosoles, regosoles y feozems (INEGI, 2000). Sus principales actividades económicas son agrícolas, pecuarias y forestales (INEGI, 2009; SEMARNAT-CONAFOR, 2013). Alrededor del 40 % del municipio está compuesto por zonas forestales con vegetación primaria y secundaria de bosque de pino, oyamel, táscate y pino-encino, así como áreas de matorrales desértico rosetófilo que se desarrollan sobre elevaciones de rocas sedimentarias (SEMARNAT-CONAFOR, 2013).

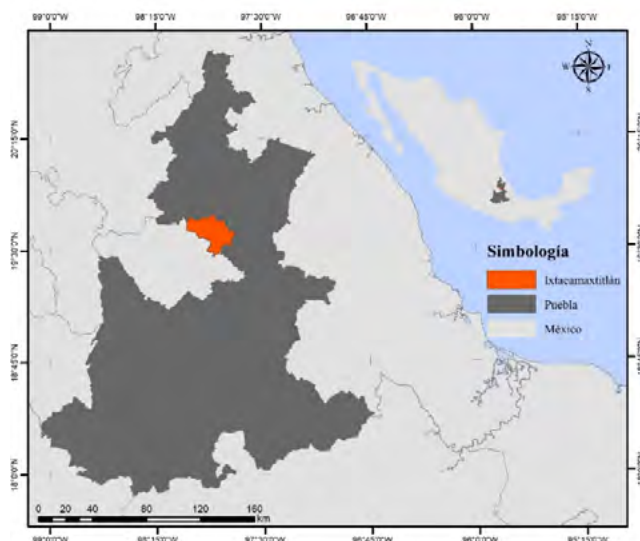


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Se realizó un muestreo dirigido en seis sitios; de los cuales, cuatro tienen diferentes tiempos de restauración, el quinto tiene obras de protección y conservación de suelos (OS) y el sexto es un sitio deforestado que no ha tenido intervención humana (D). De los sitios con diferentes tiempos de restauración, un sitio corresponde a una restauración de 5 años (R5), dos corresponden a una restauración de 10 años (R10a y R10b) y el último corresponde a una restauración de 20 años (R20). En estos sitios se ha implementado la reforestación con especies nativas de (*Pinus patula*) y se han realizado obras de protección y conservación de suelos.

Dentro de cada una de las seis zonas elegidas y delimitadas se establecieron tres puntos de muestreo (N=18). Estos puntos se eligieron considerando el total de la parcela de 2 ha; el primer punto se colocó al centro y los otros dos donde hubiera mayor vegetación representativa de la parcela y a aproximadamente 20 m del punto central, alejados de las orillas para evitar el efecto de borde.

En cada uno de estos puntos se extrajeron muestras de suelo por medio de una barrena a dos profundidades de 0 a 15 cm y de 15 a 30 cm y se determinó su densidad aparente. La densidad aparente (DA) del suelo se evaluó *in situ* en muestras no alteradas de suelo utilizando cilindros de 10 cm de altura y 6 cm de diámetro mediante el método del cilindro propuesto por Blake y Hartge (1986).

Las muestras de suelo recolectadas con la barrena se introdujeron en bolsas de plástico, se rotularon y se trasladaron al Laboratorio del Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, BUAP, donde se procedió a secarlas a temperatura ambiente y posteriormente se tamizaron en malla de 2 mm.

El contenido de CO se determinó por el método volumétrico de combustión húmeda propuesto por Walkley y Black (AS-07 de la NOM-021-SEMARNAT) mientras que el COS se calculó con base en la siguiente ecuación (Pellat et al., 2019):

$$COS = (DA)(p)(COSp) \left(1 - \frac{FG}{100}\right) \quad (1)$$

dónde:

COS: Carbono en suelo ($MgC \cdot ha^{-1}$)

DA: Densidad aparente del suelo ($Mg \cdot m^{-3}$)

COSp: Concentración de carbono (%)

FG: Porcentaje de la masa de fragmentos gruesos (> 2mm)

P: Profundidad de muestreo (m).

Finalmente, se realizó la suma del contenido de COS en cada profundidad para obtener un total de COS en los primeros 30 cm de profundidad.

Resultados y Discusión

La concentración de COS en los sitios de muestreo fueron variables (Cuadro 1). El sitio con mayor contenido de COS en los primeros 15 cm es R20 con $34.92 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$. Las zonas en OS y D presentan las menores cantidades de COS (11.09 y $7.88 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente) en esta profundidad.

En la profundidad de 15 a 30 cm, también es R20 el sitio que presenta más contenido de COS ($>80 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$), mientras que D tiene un contenido menor de $8 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ el resto de los sitios presentan contenidos de entre 25 a $35 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$.

En general, se observa un mayor contenido de COS en la profundidad de 15 a 30 cm comparado los contenidos presentes en la profundidad de 0 a 15 cm.

Cuadro 1: Resultados del contenido en Carbono Orgánico del Suelo en las profundidades analizadas.

Sitio	Profundidad 0-15 cm			Profundidad 15-30 cm		
	Mín.*	Máx.*	Media \pm DE*	Mín.*	Máx.*	Media \pm DE*
R20	17.90	45.46	34.92 ± 14.88	62.82	123.27	83.65 ± 34.33
R10a	29.42	38.79	33.67 ± 4.75	16.98	52.26	35.52 ± 17.71
R10b	21.80	30.07	24.74 ± 4.62	17.53	28.48	22.77 ± 5.49
R5	8.57	19.59	14.68 ± 5.61	6.19	54.76	26.47 ± 25.26
OS	7.72	13.97	11.09 ± 3.15	16.31	32.80	25.60 ± 8.44
D	4.78	11.23	7.88 ± 3.23	5.08	9.97	7.97 ± 2.57

*Contenido expresado en $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ DE: Desviación estándar.

Se encontró que el bosque que tiene un tiempo de restauración de 20 años (R20), es el que mayor COS almacena en los primeros 30 cm de suelo (Figura 2), ya que su contenido es mayor a $110 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$. Esta cifra es superior a la reportada para bosques de coníferas en México (Segura-Castruita et al., 2005) y es semejante a la cifra reportada por Vela (2012) para bosques de conservación de pino en México, cuyo contenido promedio es de $119 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$.

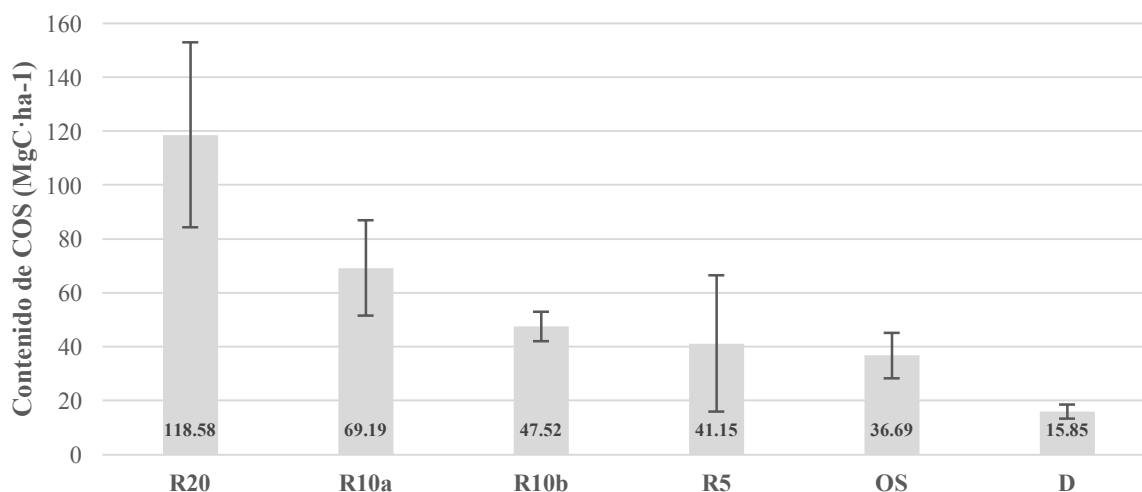


Figura 2. Contenido de COS promedio en los primero 30 cm de suelo.

Por otro lado, la concentración de COS en R20 es 42 % superior al promedio de R10a y 60 % superior que el promedio de R10b. Esto último sugiere que después de 10 años de restauración forestal, el COS puede aumentar aproximadamente el 50 %.

Las diferencias entre R10a y R10b se pueden explicar debido al manejo que se les ha dado. Ya que en el caso de R10a, se han realizado en el sitio, actividades de mantenimiento de la reforestación como control de malezas, aclareo y podas, que si bien promueven el crecimiento del estrato arbóreo, originan una disminución en la protección del suelo debido a la remoción de la vegetación de menores estratos. En el caso de R10b la cubierta vegetal herbácea y arbustiva ha causado un aumento en la cubierta vegetal y un mayor aporte de materia orgánica fresca al suelo (Pérez-Ramírez et al., 2013).

El contenido de COS en R5 y OS es similar, esto podría deberse a que si bien, OS es una zona deforestada, la implementación de obras de protección y conservación de suelos ha permitido el establecimiento natural de la vegetación herbácea y arbustiva y por lo tanto un aporte en el suministro de materia orgánica. Finalmente, la zona deforestada sin ningún tipo de intervención es la que presenta los menores contenidos de COS, esta zona deforestada presenta una cobertura de pastizal; sin embargo, esta abarca menos de 60 % de cobertura.

Con lo anterior podemos definir que las acciones de recuperación de suelos forestales promueven un incremento en el contenido de COS. Este incremento es notable después de 5 años de intervención de recuperación o restauración.

Conclusiones

Los mayores contenidos de COS se presentan en los sitios con mayor tiempo de restauración, sin embargo, aparte de las actividades de reforestación también influyen otras actividades como las obras de protección y conservación de suelos y actividades de mantenimiento de la vegetación. Por lo que la aplicación o no de estas actividades, presenta un efecto en el contenido de COS.

Se resalta la necesidad de realizar un mayor número de muestreos para reducir la variabilidad de los resultados y permitir la detección de diferencias significativas entre los tiempos de reforestación.

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias Ambientales y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico brindado para la realización de este estudio.

Literatura citada

- Carabias, J., Arriaga, V., & Gutierrez, V. C. (2007). Las Políticas Públicas de la Resauración Ambiental en México. *Boletín de La Sociedad Botánica de Mexico*, 80, 85–100.
- Chappell, A., Webb, N. P., Leys, J. F., Waters, C. M., Orgill, S., & Eyres, M. J. (2019). Minimising soil organic carbon erosion by wind is critical for land degradation neutrality. *Environmental Science and Policy*, 93, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.020>
- Chasek, P., Akhtar-Schuster, M., Orr, B. J., Luise, A., Rakoto Ratsimba, H., & Safriel, U. (2019). Land degradation neutrality: The science-policy interface from the UNCCD to national implementation. *Environmental Science and Policy*, 92(February), 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.017>
- Cowie, A. L., Orr, B. J., Castillo Sanchez, V. M., Chasek, P., Crossman, N. D., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G. I., Minelli, S., Tengberg, A. E., Walter, S., & Welton, S. (2018). Land in balance: The scientific conceptual framework for Land Degradation Neutrality. *Environmental Science and Policy*, 79(August 2017), 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.011>
- Galicia, L., Gamboa Cáceres, A. M., Cram, S., Vergara, B. C., Ramírez, V. P., Saynes, V., & Siebe, C. (2016). Stocks and dynamics of soil organic carbon in temperate forests of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 1–29.
- INEGI. (2000). Síntesis Geográfica del Estado de Puebla. In *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/70282522949/70282522949_10.pdf
- INEGI. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Ixtacamaxtitlán, Puebla Clave geoestadística 21083*. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/21/21209.pdf>
- Lal, R. (2018). Managing agricultural soils of Pakistan for food and climate. *Soil and Environment*, 37(1), 1–10. <https://doi.org/10.25252/SE/18/61527>
- Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., Ceccon, E., & Guariguata, M. (2018). *La restauración de ecosistemas terrestres en México. Estado actual, necesidades y oportunidades*. <https://www.cifor.org/library/6853/la-restauracion-de-ecosistemas-terrestres-en-mexico-estado-actual-necesidades-y-opportunidades/>



- Pellat, F. P., Postgraduados, C. De, Ortiz, C., & Postgraduados, C. De. (2019). *Database of the Evaluation of the Degradation of. June*, 51–56.
- Pérez-Ramírez, S., Ramírez, M. I., Jaramillo-López, P. F., & Bautista, F. (2013). Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: reserva de la biosfera mariposa monarca, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 19(1), 157–173. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.06.042>
- Segura-Castruita, M., Sánchez-Guzmán, P., Ortiz-Solorio, C., & Gutiérrez-Castorena, M. del C. (2005). Carbono orgánico de los suelos de México. *TERRA Latinoamericana*, 23(1), 21–28. <https://doi.org/ISSN: 2395-8030>
- SEMARNAT-CONAFOR. (2013). *Inventario Estatal Forestal y de Suelos: Puebla*.
- Stavi, I., & Lal, R. (2015). Achieving Zero Net Land Degradation: Challenges and opportunities. *Journal of Arid Environments*, 112(PA), 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.01.016>
- UNCCD. (2018). *Default data: methods and interpretation A guidance document for 2018 UNCCD reporting. February*, 54.
- Vela Correa, G., Blanco, J. L., & De Lourdes Rodríguez Gamiño, M. (2012). Niveles de carbono orgánico total en el suelo de conservación del distrito federal, centro de México. *Investigaciones Geograficas*, 77, 18–30. <https://doi.org/10.14350/rig.31007>

7.3. Modelación del carbono orgánico en suelos del Parque Nacional Malinche

Linares-Fleites Gladys¹; Mena-Cuero Daniel F¹ y Valera-Pérez Miguel A.¹

¹ Posgrado de Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 4 Sur No. 104, Colonia Centro, C.P. 72000, Puebla, México.

Autor para correspondencia: gladys.linares@correo.buap.mx

Resumen

El cambio climático constituye uno de los problemas globales más importantes de la actualidad, especialmente cuando es producido por la acción de los gases de efecto invernadero, en particular, el dióxido de carbono. Desde finales del siglo XIX, la geomática se presenta como una herramienta útil para obtener información de los recursos naturales sin tener contacto directo con ellos, por tal razón, en este trabajo se planteó el objetivo de modelar el porcentaje de carbono orgánico en suelo a partir de la matriz de píxeles obtenida de la imagen satelital del Parque Nacional La Malinche del año 2004. Se encontró que existe relación entre el porcentaje de carbono orgánico del suelo y la matriz de píxeles, a partir un modelo factorial que permite reducir la dimensión y, además, definir un modelo lineal donde se obtiene información relacionada a los contenidos de carbono en los suelos de forma rápida, económica y práctica. La cuantificación de la cantidad de carbono orgánico existente, a través de un modelo, es importante para acceder al Mercado Internacional de Servicios Ambientales de Captura de Carbono.

Palabras clave: *cambio climático; imágenes satelitales; modelo factorial*

Abstract

Climate change constitutes one of the most important global problems of today, especially when it is produced by the action of greenhouse gases, in particular carbon dioxide. Since the end of the 19th century, geomatics has been presented as a useful tool to obtain information on natural resources without having direct contact with them, for this reason, in this work the objective of modeling the percentage of organic carbon in soil from of the matrix of pixels obtained from the satellite image of Malinche National Park in 2004. It was found that there is a relationship between the percentage of organic carbon in the soil and the matrix of pixels, based on a factorial model that allows reducing the dimension and, in addition, defining a linear model where information related to the carbon content in soils is obtained in a fast, economical and practical way. The quantification of the amount of existing organic carbon, through a model, is important to access the International Market for Environmental Carbon Capture Services.

Key words: *climate change; satellite images; factorial model*

Introducción

El cambio climático asociado al aumento de la temperatura superficial del planeta, es uno de los problemas más severos que se enfrentan en el presente siglo (Gay, 2000). Este problema cobra importancia por el rápido incremento de los gases de efecto invernadero (GEI), especialmente el dióxido de carbono (CO₂) que se origina a partir de la quema de combustibles fósiles y la remoción de la cobertura vegetal (Benjamín y Masera, 2001).

Una estrategia para mitigar los efectos del cambio climático por la acción de los GEI es la captación y almacenamiento de carbono (Valera *et al.*, 2009). En los ecosistemas terrestres, los suelos forestales son los mayores depósitos de carbono, conteniendo hasta cuatro veces la cantidad de carbono que la vegetación.

El desarrollo de un nuevo mercado internacional de servicios ambientales como el de captura de carbono se ha derivado de la necesidad de reducir a escala mundial las emisiones de gases que contribuyen al “efecto de invernadero” (Soto, *et al.*, 2001).

En la Conferencia de Río de Janeiro sobre medio ambiente celebrada en 1992, se presentó por primera vez la propuesta de incorporar los costos y beneficios ambientales en los mecanismos de mercado a fin de lograr mayor aceptación para la conservación y manejo sustentable de los recursos forestales. Bajo este contexto, con la firma del Protocolo de Kioto en la tercera sesión de la Conferencia de las Partes (COP) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) en 1997, muchos países desarrollados se comprometieron a reducir sus niveles de GEI y a tomar medidas adicionales para proteger el medio ambiente, entre las cuales se encuentran los mecanismos de implementación conjunta y los mecanismos de desarrollo limpio. Bajo estos dos esquemas los países desarrollados pueden satisfacer sus compromisos de reducción de niveles de GEI, principalmente CO₂, comprando unidades de reducción de emisiones de otro país o región (Torres y Guevara, 2002).

Para acceder a este mercado es imprescindible cuantificar la cantidad de carbono orgánico existente en un determinado sitio. La evaluación y manejo del recurso suelo dispone desde principios de la década de 1970 de sensores remotos como herramienta de estudio. Por ello, es pertinente la cuestión de cómo relacionar la matriz de píxeles de imágenes satelitales del Parque Nacional La Malinche (PNLM) con el porcentaje de carbono orgánico del suelo.

Este trabajo persigue el objetivo de generar un modelo que permita estimar el porcentaje de carbono orgánico en los suelos del PNLM con base en las imágenes satelitales, de tal manera que se obtenga información relacionada a los contenidos de carbono en los suelos de forma rápida, económica y práctica.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el área X del Parque Nacional La Malinche ubicada entre los paralelos 19° 05' 55" y 19° 13' 48" latitud norte y los meridianos 97° 53' 54" y 98° 19' 42" de longitud oeste. (Figura 1). Comprende los municipios de Amozoc, Acajete, Tepatlaxco de Hidalgo y Puebla.

Metodología

Se obtuvieron imágenes satelitales de los sensores de la plataforma LANDSAT 7. Se realizó el procesamiento de imágenes satelitales, por medio del software ArcGIS versión 10.2.2, para las imágenes satelitales del año 2004. (CONAGUA, 2005). La evaluación de las imágenes satelitales se llevó a cabo mediante el análisis de píxeles. Una imagen digital está compuesta por una grilla que tiene un arreglo espacial según un sistema de coordenadas formado por líneas horizontales y verticales. Cada celda representa un píxel y posee un atributo numérico el cual indica la escala de gris de esa celda y que varía en toda una gama de blanco al negro, según la cantidad de niveles de grises (Chuvieco, 2008).

A continuación, se realizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) como método exploratorio para el tratamiento estadístico de la matriz de píxeles. La técnica de ACP se emplea con el propósito de reducir la dimensionalidad del problema, es decir, reducir el número de variables o bandas de la matriz

de píxeles. A partir de esa exploración inicial se estableció un modelo factorial con dos factores comunes (Linares, 2006).

Por otra parte, se contaba con la estimación del carbono almacenado en 44 puntos de muestreo del área de estudio. En la toma de muestras del suelo se tuvo en consideración tres bloques de estudio, a saber, los suelos donde la deforestación ocurrió antes de 1986 (MAL), los suelos que fueron deforestados entre 1986 y 2002 (8MAL) y aquellos suelos que después del 2002 conservaban vegetación de bosque (0MAL). En el área de muestreo seleccionada se trazó una red o Grid (de cuadros de 40 metros de lado), donde a los nodos o puntos se les determinaron sus coordenadas UTM, tomándolos como sitios de muestreo (Figura 2).

A cada muestra de suelo se le determinó, en el laboratorio, el porcentaje de materia orgánica a través del método de Walkley y Black (Llaguno *et al.*, 2007). El porcentaje de carbono orgánico en el suelo se estimó con la siguiente fórmula

$$\% C = \% M. O. \times d$$

tomando el valor de $d = 0.58$ (recurriendo a la suposición convencional de que la materia orgánica contiene 58 % de carbono).

Finalmente, dado que es factible relacionar la matriz de píxeles de la imagen satelital del Parque Nacional La Malinche con el porcentaje de carbono orgánico de esos suelos, se estableció un modelo lineal. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo haciendo uso del software R Commander (Fox, 2017).

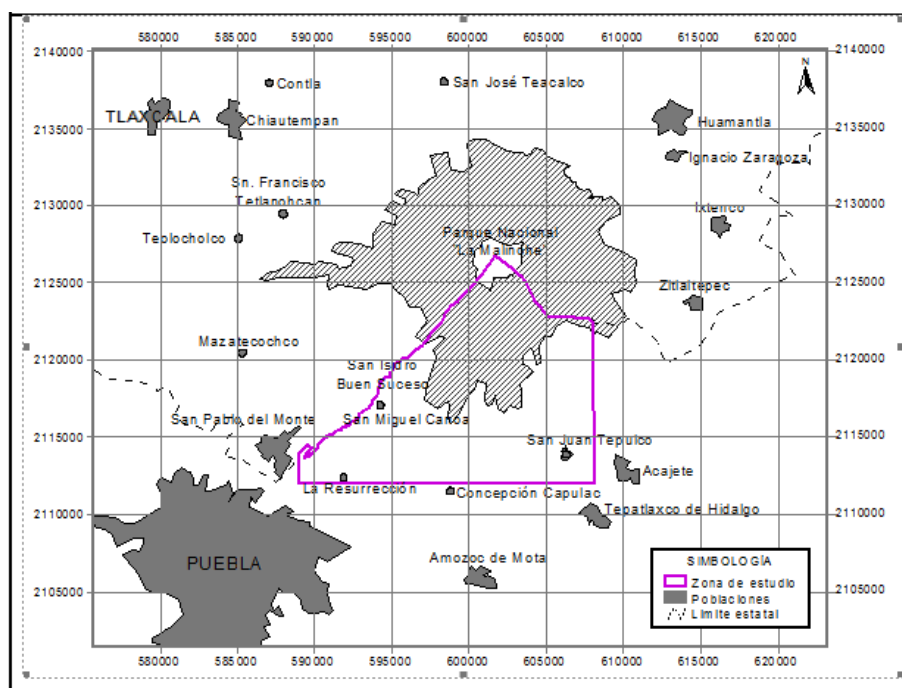


Figura 1. Localización del área de estudio.

Resultados y Discusión

Procesamiento de imágenes satelitales

Se realizó el procesamiento de imágenes satelitales por medio del software ArcGIS versión 10.2.2 para imágenes satelitales obtenidas del año 2004. A partir de ese procesamiento se obtuvo la matriz de píxeles. El Cuadro 1 muestra la estructura de la base de datos, que cuenta con 44 filas y 9 columnas. Los puntos de muestreo y los valores del porcentaje de carbono orgánico fueron se adicionaron a la matriz de píxeles.

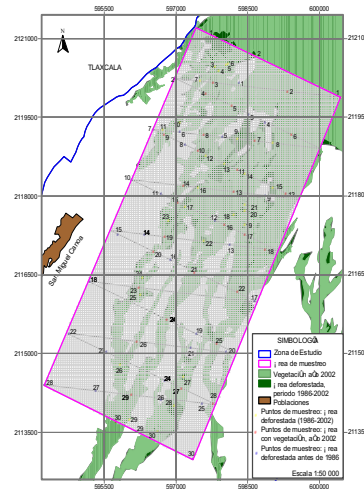


Figura 2. Grid trazado para la localización de los puntos de muestreo

Cuadro 1. Píxeles de las bandas y el carbono orgánico almacenado en los suelos del parque Nacional la Malinche para el año 2004.

Muestra	Carbono orgánico (%)	Banda 1 (pixel)	Banda 2 (pixel)	Banda 3 (pixel)	Banda 4 (pixel)	Banda 5 (pixel)	Banda 7 (pixel)
8MAL01-1	9,15	58	43	38	52	53	32
8MAL02	4,52	65	57	61	58	93	65
.....							
0MAL04	0,83	56	42	37	53	53	30
0MAL05	4,11	68	58	66	61	101	73
.....							
MAL30	0,91	68	56	64	49	94	66

Exploración de la matriz de píxeles con Análisis de Componentes Principales (ACP)

El ACP para las imágenes de 2004 mostró que la primera componente principal (Comp 1) es suficiente para describir el conjunto de datos, puesto que con ella se acumula la mayor variabilidad del fenómeno bajo estudio debido a que acumula un 82,6% de la varianza total (Cuadro 2). Resalta el escaso aporte de la banda 4 a la primera componente principal y su abundante aporte a la segunda. El resto de bandas efectúan un aporte importante en la primera componente principal, mientras, es baja en la segunda. (Cuadro 3).

Cuadro 2. Importancia de componentes en el ACP para las imágenes satelitales de 2004

	Comp 1	Comp 2	Comp 3	Comp 4	Comp 5	Comp 6
Desviación estándar	2,226	0,9444	0,3261	0,1446	0,1347	0,0832
Proporción de varianza	0,826	0,148	0,018	0,0034	0,0030	0,0012
Proporción acumulada	0,826	0,974	0,992	0,996	0,999	1,000

Desde el punto de vista físico, la evaluación por medio del ACP sugiere, que las bandas azul (banda 1), verde (banda 2), rojo (banda 3) e infrarrojo medio (banda 5) e infrarrojo lejano (banda 7) contribuyen en mayor medida a la obtención de información derivada de la energía absorbida por los sensores y reflejada tanto por el suelo como por la vegetación. El infrarrojo cercano (banda 4) proporciona información complementaria que no suministran las otras bandas. En particular, la banda 4, es útil para identificar los límites entre el suelo y el agua, además de ser sensible a la clorofila, razón por la cual se observan las distintas variaciones en la vegetación.

Cuadro 3. Carga de las componentes principales 1 y 2 para las imágenes satelitales del año 2004.

Variable	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7
Comp1	-0,4378647	-0,4450546	-0,4434047	-0,1720410	-0,4368579	-0,4394896
Comp2	-0,0804743	-0,0160522	-0,1258687	0,9780313	-0,0159168	-0,1436129

Modelo Factorial

Aproximación con dos factores comunes a través del Análisis Factorial Exploratorio (AFE)

La evaluación de los datos con el AFE, teniendo en cuenta dos factores, muestra el bajo aporte de la banda 4 en el primero, así mismo, como el escaso aporte de las bandas 5 y 7 para el segundo (Cuadro 5), cubriendo en total un 85,1% de la variabilidad total. Se aprecia diferencia entre los porcentajes de proporción de varianza del ACP y el AFE. Esto se puede justificar debido al hecho de que el AFE cuenta con otro método de la estimación.

Cuadro 5. Aporte de los pesos en el Análisis Factorial Exploratorio para dos factores

Banda	Contribución del factor 1 (F1)	Contribución del factor 2 (F2)
1	0,851	0,488
2	0,865	0,496
3	0,902	0,412
4	0,148	0,449
5	0,937	0,259
7	0,966	0,247
Proporción de varianza	0,687	0,164

Modelación del porcentaje de carbono orgánico

Modelo lineal general (modelo de regresión)

Bajo los supuestos de linealidad, independencia de las observaciones y normalidad de los errores se obtiene el modelo que se expone en el Cuadro 6, donde la variable dependiente es el porcentaje de carbono orgánico (%C) y las variables independientes son los dos factores (F_1 y F_2) obtenidos del AFE. En este modelo F_1 y F_2 , son variables ficticias, no observadas, obtenidas como la combinación lineal de todas las bandas de la matriz de píxeles. El modelo entre las variables involucradas puede considerarse adecuado debido a que la prueba F mostró un valor de p igual a 0,01093, que es menor a un nivel de significación α de 0,05.

Cuadro 6. Modelo lineal entre el porcentaje de carbono orgánico y los factores 1 y 2.

Coefficientes	Estimación	Error estándar	valor de t	Pr (> t)
Intercepto	3,5725	0,3203	111,57	$5,42 * 10^{-14}$
F_1	-0,5787	0,3211	-1,802	0,0789
F_2	-0,8296	0,3085	-2,689	0,0103



Conclusiones

La Malinche tiene un gran potencial para programas de servicios ambientales sobre secuestro de carbono y es necesario, entre otras variadas acciones, contar con buenos modelos que permitan estimar el carbono almacenado en sus suelos. Una buena aproximación, para estimar el porcentaje de carbono orgánico en los suelos considerados del Parque Nacional La Malinche es el modelo.

$$\%C = 3.5725 - 0.5787 F_1 - 0.8296 F_2$$

La cuantificación de la cantidad de carbono orgánico existente, a través de un modelo, es un aspecto inicial de importancia para acceder al Mercado Internacional de Servicios Ambientales de Captura de Carbono.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Literatura citada

- Benjamín, J. A. y O. Maser. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Maderas y Bosques*. 7(1), 3-12.
- Chuvieco, E. 2008. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Barcelona, España: Book Print Digital.
- CONAGUA. 2005. (Comisión Nacional del Agua). *Percepción Remota. Fundamentos de Teledetección*. Recuperado de <http://siga.cna.gob.mx/SIGA/Percepcion/Fundamentos%20de%20teledetecci%C3%B3n%20espacial.pdf>
- Fox, J. 2017. *Using the R Commander: A Point-and-Click Interface for R*. Chapman and Hall/CRC Press.
- Gay, C. 2000. El Cambio climático, el problema global más importante del futuro. *Gaceta UNAM*, Noviembre 13. No. 3411: 12-13.
- Llaguno, J., J. Cervantes, M.A. Valera, E. Torres, E. y G. Linares. 2007. Emisiones de CO₂ de los suelos forestales del volcán La Malinche, estado de Puebla. *Memorias del XII Congreso Nacional y VI Internacional de Ciencias Ambientales (formato digital)* Academia Nacional de Ciencias Ambientales y Universidad de Chihuahua.
- Linares, G. 2006. *Análisis de Datos Multivariados*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Facultad de Ciencias de la Computación. Editorial BUAP, México. 277 p.
- Torres, J. M. y A. Guevara. 2002. El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*, abril-junio, número 063. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. pp. 40-59.
- Soto, L., G. Jiménez, A. Vargas, B. De Jong y Esquivel, E. 2001. Experiencia agroforestal para la captura de carbono en comunidades indígenas de México. *Revista Forestal Iberoamericana* Vol. 1 No. 1. Pp.44-50.
- Valera, M. A., J. Llaguno, G. Linares, E Torres, 2009. Evaluación del secuestro de carbono en suelos de La Malinche, estado de Puebla. *Saberes compartidos*. 3(3), 14-20.

7.4. Las quemas prescritas y su efecto en el almacenamiento de carbono en ecosistemas forestales en Chiapas, México

López-Cruz Susana del C.¹; Aryal-Deb R.²; Velázquez-Sanabria Carlos A.³; Guevara-Hernández Francisco³; Venegas-Venegas José A.²; Reyes-Sosa Mariela B.² y Pinto-Ruiz René³

¹ Maestría en ciencias en producción agropecuaria tropical. Boulevard Laguitos No. 338 Col. Los Laguitos Tuxtla Gutiérrez, Chiapas C.P. 29020

² Catedras CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Carr. Ocozocoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

³ Universidad autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agronómicas, Carr. Ocozocoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas. Autor responsable: susana.loc@hotmail.com

Resumen

El cambio climático es un reflejo de diferentes actividades antropogénicas como los incendios forestales lo cual ha llevado a la pérdida de diferentes ecosistemas forestales que son sumideros importantes para la captura y almacenamiento de carbono. En base a la importancia del carbono orgánico y su susceptibilidad al cambio climático, surge la necesidad de darle un manejo que evita los incendios forestales catastróficos y reduce las emisiones de CO₂. Las quemas prescritas son uno de los manejos alternativos donde el fuego es controlado. Sin embargo, su efecto en el almacenamiento de C no se ha estudiado mucho en México. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la quema prescrita en el almacenamiento de carbono en biomasa y suelo en ecosistemas forestales de coníferas-latifoliadas. Se realizaron 21 sitios de muestreos en Chiapas; se analizó el contenido de carbono en biomasa aérea, combustible forestal y carbono orgánico del suelo a diferentes profundidades. Los datos se analizaron primeramente verificando la normalidad, para homogenizar las muestras se realizó una transformación logarítmica para posteriormente utilizar la prueba de ANOVA con Tukey $p < 0.05$. Los resultados demostraron que el almacenamiento de carbono en suelo varía significativamente entre tipos de quemas y profundidades. Para biomasa aérea, material leñoso caído y materia orgánica sobre el suelo no existieron diferencias significativas. Los resultados de este estudio tienen implicaciones importantes en el uso de quemas prescritas para el control de incendios forestales catastróficos.

Palabras clave: *Sumidero de carbono; bosque de coníferas-latifoliadas; biomasa aérea; carbono orgánico del suelo; incendios forestales; material leñoso caído*

Abstract

Climate change is a reflection of different anthropogenic activities such as forest fires, which has led to the loss of different forest ecosystems, which are an important sink for carbon capture and storage. Due to the importance of organic carbon and its susceptibility to climate change, there is a need for forest management that avoids catastrophic forest fires and reduces CO₂ emissions. Prescribed burning is one of the alternative approaches where the fire is controlled. However, the effect of prescribed burning on forest carbon storage has not been studied much in Mexico. The objective of this research was to evaluate the effect of prescribed burning on carbon storage in biomass and soil in coniferous-broadleaf forest ecosystems. We sampled C stocks at 21 sampling sites that represent the sites with prescribed burning, non-burnt sites and catastrophic forest fires. The carbon content in aboveground biomass, forest litter and soil organic carbon at different depths was analyzed. The data were first analyzed to verify the normality of distribution and for non-normal data, a logarithmic transformation was performed to later use the ANOVA test with Tukey $p < 0.05$. The results showed that carbon storage in soil varies significantly between types of burns and depths. For aboveground biomass, fallen woody material and

soil organic carbon, there were no significant differences. The results of this study have important implications for the use of prescribed burns to control catastrophic wildfires.

Key words: *Carbon sink; coniferous-broadleaf forest; aerial biomass; soil organic carbon; forest fires; fallen woody material*

Introducción

Una de las causas de emisiones de CO₂ a la atmósfera son los incendios forestales. Los ecosistemas forestales pierden gran cantidad de carbono almacenado como consecuencia de incendios forestales catastróficos los cuales afectan a nivel superficial y subterráneo en el suelo y la biomasa aérea provocando un grave daño al ecosistema tardando muchos años para su regeneración (Mataix-Solera y col., 2009). Cada año en México y centro América, en promedio, unos 21,000 incendios registrados afectan unas 677,000 ha (32.2 ha/incendio) de áreas forestales (Martínez y Rodríguez, 2008). Como una de las consecuencias del cambio climático, los incendios forestales han sido cada vez más frecuentes y catastróficos.

México es un país muy vulnerable al fuego por su clima, relieve, tipos de suelo y vegetación existentes. Por ejemplo, del 1 de enero al 31 de diciembre de 2020, se tiene registro de 5,913 incendios con una afectación de 378,928 hectáreas en México por incendios forestales (CONAFOR, 2020).

Una herramienta para controlar los efectos catastróficos de incendios forestales es la quema prescrita, donde el fuego es controlado y tiene menor impacto a la vegetación (Wright *et al.*, 2021). Las quemas prescritas también se utilizan como una estrategia de restauración forestal y puede influir en el espesor de materia orgánica sobre suelo, la apertura del dosel, con impactos en el establecimiento, supervivencia y crecimiento de plántulas de especies arbóreas (Turner y col. 2016, Calviño-Cancela y col. 2018).

Moctezuma y col. 2015 menciona que las quemas prescritas a bajas intensidad y severidad en *Quercus magnoliifolia*, no afectan la supervivencia y propician su rebrotación. Sin embargo, el efecto de quemas prescritas en el almacenamiento del carbono forestal puede ayudar a gestionar la tierra para mejorar la fijación y retención de carbono forestal. Sin embargo, aun es limitado los estudios sobre el efecto de quemas prescritas en los reservorios de carbono en México. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de las quemas prescritas en el almacenamiento de carbono en biomasa y suelo en ecosistemas forestales de coníferas-latifoliadas en Chiapas México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Esta investigación se llevó a cabo en Villahermosa ubicada entre los paralelos 16°16' 0.09" de N y los meridianos 93°29' 29.7" O 853 msnm, Niquidámbar ubicada entre los paralelos 16°17'02" de N y los meridianos 93°29'02" O con 891 msnm y Nambiyugua ubicado entre los paralelos 16° 16" 45.78" N y los meridianos 93° 19" 32.79" O con 1,520 msnm, siendo del municipio de Villaflores y San Marcos, ubicada entre los paralelos 15°58'50" N y los meridianos 93°15'08" de O con 838 msnm siendo del municipio de Villa Corzo, ambos municipios del estado de Chiapas, México.

Metodología

Los muestreos de campo consistieron en la utilización de 21 parcelas anidadas (7 con quemas prescritas, 7 sin perturbación de fuego y 7 de incendios forestales) cada uno con un radio de 17.84m teniendo así 1000m², dividido en cuatro cuadrantes utilizando como referencia los puntos cardinales. Se ubicaron y seleccionaron las parcelas con quemas prescritas, sin perturbación de fuego y con incendios

forestales que se encuentran dentro del mismo entorno ambiental, topográfico y similitud en la vegetación para poder comparar dichas diferencias entre los tres tipos de sitios.

Se calculó la biomasa viva aérea de cada árbol usando el DAP (Diámetro a la altura de pecho) tomando como referencia 1.30 m y la altura total, utilizando ecuaciones alométricas publicadas. Para *Pinus oocarpa* y *Quercus rugosa*, se utilizó las ecuaciones de Vargas-Larreta y col. 2017, y para las especies tropicales se utilizó la ecuación de Chave y col., 2014. Para la biomasa de raíz se utilizó la ecuación de Cairns y col., 1997.

Para muestrear la hojarasca y mantillo se tomaron cuatro muestras por cada parcela anidada, se utilizaron cuadrantes de 30X30 cm donde se tomó el espesor y se colectó la materia orgánica encontrada en los 90cm²; para el material leñoso caído, se utilizó el método de líneas de intersecciones planares de Van Wagner, 1982 y Brown, 1974 tomando como referencia los puntos cardinales.

Para el carbono orgánico del suelo las muestras se colectaron en cada uno de los cuadrantes a tres diferentes profundidades de 0 a 10, 10 a 20 y de 20 a 30 cm. El contenido de carbono fue analizado con el método de Walkley y Black, 1934 de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 complementándolo con la utilización de un espectrofotómetro GENESYS 10SUV-Vis y con ello evitar la técnica de titulación tomando como resultado la absorbancia del espectrofotómetro a 600 nm para finalmente calcular el carbono orgánico por muestra.

Toda la información se analizó mediante una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. A los datos no normales, se realizó una transformación logarítmica para analizar con un ANOVA de una vía. Se utilizó la prueba de Tukey HSD para comparar las medias entre sitios con quemas prescritas (Con), sin quemas (Sin) e incendios forestales (Inc). También se calcularon las estadísticas descriptivas como media, error estándar e intervalos de confianza.

Resultados y Discusión

La cantidad de carbono almacenado en biomasa aérea vario de 26.48 a 38.78 toneladas por hectárea, sin embargo, no se obtuvieron diferencias significativas entre quemas prescritas, sin quema e incendio no controlados, estos son altos comparados a los encontrados por Fragozo en 2003 donde registró 19.00 Mg ha⁻¹.

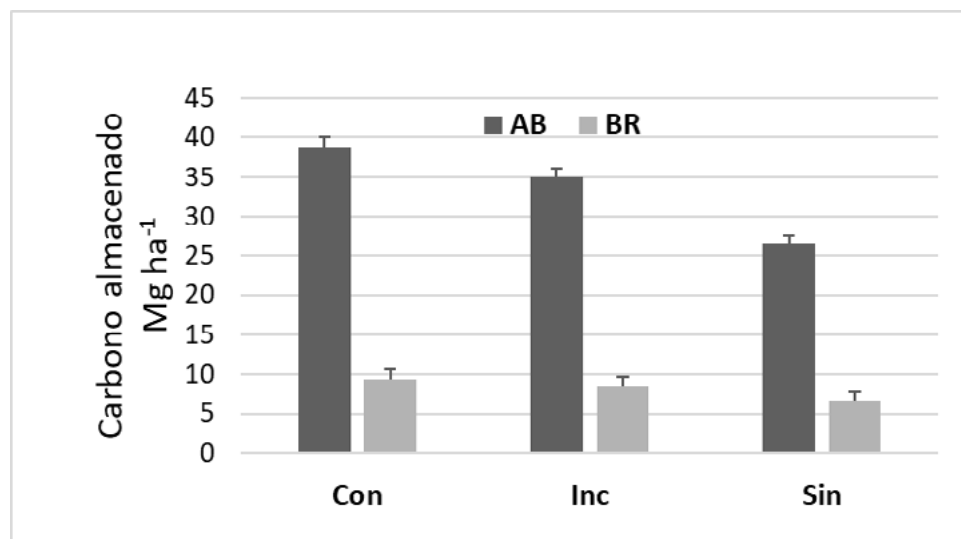


Figura 1. Almacenamiento de carbono en biomasa aérea y biomasa de raíces con 3 diferentes tratamientos del fuego. Con: con quemas prescritas; Inc: incendios forestales; Sin: sin perturbación de fuego; AB: biomasa aérea; BR: biomasa de raíces.

Para la cantidad de carbono almacenado en biomasa de raíces se presenta mayor cantidad de carbono en sitios con quemas prescritas registrando 9.43 toneladas de C ha⁻¹ mientras la menor cantidad de carbono (6.65 toneladas ha⁻¹) fue registrada en sitios con incendios forestales no controlados. Comparándolo con

Rodríguez-Rodríguez-Laguna y col., 2009 quienes registraron 16.51 C Br Ton ha⁻¹, estos tienen menor cantidad de carbono.

A pesar de que los incendios forestales terminan con gran parte de la biodiversidad del ecosistema, no se obtuvieron diferencias significativas en el contenido de carbono de materia orgánica, para el C en hojarasca se obtuvo entre 1.73 y toneladas por hectárea teniendo el mayor contenido de C los sitios sin perturbación de fuego (Cuadro 1). En mantillo, los sitios con y sin quemas prescritas tuvieron mayor cantidad de carbono (1.87 y 2.10 toneladas ha⁻¹ respectivamente) comparado con incendios forestales el cual almacenó la más baja cantidad de C (0.70 toneladas ha⁻¹).

Cuadro 1. Análisis de medias en hojarasca, mantillo y materia leñosa caída (MLC).

Reservorio de Carbono	Tratamiento de quema	N	Media (Mg C ha ⁻¹)	Error estándar	95% del IC para la media	
					Límite inferior	Límite superior
Hojarasca	Con	7	1.73	0.24	1.14	2.31
	Sin	7	2.55	0.34	1.71	3.38
	Inc	7	1.98	0.24	1.41	2.56
	Total	21	2.09	0.17	1.73	2.44
Mantillo	Con	7	1.87	0.57	0.48	3.25
	Sin	7	2.10	0.56	0.73	3.47
	Inc	7	0.70	0.15	0.34	1.06
	Total	21	1.56	0.29	0.95	2.16
MLC	Con	7	1.37	0.48	0.18	2.56
	Sin	7	0.48	0.19	0.01	0.95
	Inc	7	1.04	0.67	-0.61	2.69
	Total	21	0.96	0.28	0.37	1.55

Mg C Hoj/ha: Mega gramo de carbono por hectárea en hojarasca, SIN: sin perturbación de fuego, CON: sitios con quemas prescritas, INC: sitios con incendios forestales. IC: intervalo de confianza (tukey, p<0.05).

La cantidad de carbono en el material leñoso caído vario de 0.48 a 1.04 tonelada por hectárea, no registró diferencias significativas entre los diferentes tratamientos de quemas (Cuadro 1). Comparando los datos de Flores-Garnica y col. 2018 donde obtuvieron en hojarasca 4.25 Mg C ha⁻¹ y en mantillo 1.39 Mg C ha⁻¹ estos bajos respecto a los sitios sin perturbación de fuego; en los tres reservorios de materia orgánica se reflejó menor cantidad de C almacenado en los sitios con incendios forestales, donde el daño del sitio depende mucho de la intensidad del fuego, la duración del incendio y del tipo de combustible que se encuentre en el sitio (Pausas 2012; Lawes et al. 2016; Bond y Keane 2016).

El suelo es el sumidero más grande de carbono orgánico en la biota terrestre. En este estudio, la mayor cantidad de carbono orgánico se registró en los sitios con quemas prescritas con 61.92 toneladas de C ha⁻¹ (promedio de 0-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidades) y la cantidad menor se registró en sitios sin quemas (48.10 toneladas de C ha⁻¹) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Análisis de medias en los sitios en Mg C ha⁻¹ en suelo.

Tratamiento de quema	N	Media (Mg C ha ⁻¹)	Error estándar	95% del IC para la media	
				Límite inferior	Límite superior
Con	7	61.92a	2.75	56.45	67.38
Sin	7	56.21ab	2.64	50.96	61.47
Inc	7	48.10b	1.84	44.43	51.76

Mg C Hoj/ha: Mega gramo de carbono por hectárea en hojarasca, SIN: sin perturbación de fuego, CON: sitios con quemas prescritas, INC: sitios con incendios forestales. IC: intervalo de confianza. Medias en la misma columna con letras distintas difieren estadísticamente (tukey, p<0.05).

Respecto a las profundidades, se observa en el cuadro 3 que se encontró la mayor cantidad de carbono en los primeros 10 cm de suelo con 66.8 toneladas C ha⁻¹, registrando así, diferencias significativas entre cada una de las profundidades. Si se compara con resultados de Segura-Castruita y col. 2005 donde obtuvieron 65.5 Mg C ha⁻¹ en bosques de pino y encino, estos datos se asemejan a los registrados en esta investigación. Comparando con los estudios realizados en Chiapas por Aryal y col, 2018 los resultados son similares pues los autores reportan 72.57 Mg C ha⁻¹ (a una profundidad de 15 cm) para áreas forestales similares a las de este estudio.

Cuadro 3. Análisis de medias en diferentes profundidades en Mg C ha⁻¹ en suelo.

Profundidad	N	Media (Mg C ha ⁻¹)	Error estándar	95% del IC para la media	
				Límite inferior	Límite superior
10	7	66.83a	2.81	61.24	72.41
20	7	52.34b	2.20	47.96	56.73
30	7	47.05b	1.95	43.17	50.94

Mg C Hoj/ha: Mega gramo de carbono por hectárea en hojarasca, SIN: sin perturbación de fuego, CON: sitios con quemas prescritas, INC: sitios con incendios forestales. IC: intervalo de confianza. Medias en la misma columna con letras distintas difieren estadísticamente (Tukey, p<0.05).

La menor cantidad de carbono orgánico del suelo se encontró entre los 20 a 30 cm del suelo (47.05 Mg C ha⁻¹). Nuestro resultado de mayor almacenamiento de carbono en los suelos de capas superiores se concuerda con Delgado y col. 2016 quienes registraron mayor almacenamiento de carbono en los primeros 15 cm del suelo.

Conclusiones

Los resultados de este estudio indican que el efecto de quemas prescritas varía según los reservorios de carbono en ecosistemas forestales de coníferas-latifoliadas. En biomasa aérea, hojarasca y materia leñosa caída, el efecto de quemas prescritas no fue significativo comparado con sitios no quemados e incendios forestales no controlados. Sin embargo, en mantillo y carbono orgánico del suelo, la quema prescrita tuvo un efecto significativo, con mayor carbono almacenado comparado con sitios sin quema e incendios forestales. También se encontró que el almacenamiento de carbono en suelo es mayor en perfiles superiores conforme a las profundidades del suelo.

Este estudio ayudara en toma de decisiones sobre el control y manejo de fuego en la prevención de incendios forestales catastróficos que pueden emitir grandes cantidades de carbono almacenado. Además, la pérdida de diversidad biológica puede ser menor con quemas prescritas que incendios forestales no controlados. La información será de utilidad a los dueños de sitios con ecosistemas forestales, instituciones gubernamentales y asociaciones civiles que se involucran en prevención y control de incendios forestales.

Agradecimientos

A la universidad autónoma de Chiapas, en especial a la maestría en ciencias en producción agropecuaria tropical, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de posgrado, de la misma manera al Instituto de Ciencia, Tecnología e Innovación (ICTI) del estado de Chiapas por la beca tesis y a todas las personas que apoyaron a la realización de los trabajos en campo y laboratorio.

Literatura citada

- Bond, W. y Keane, R. 2016. Fires, ecological effects of. Module in Life Sciences. Elsevier 1-11
- Brown, J.K. y Roussopoulos, P, J. 1974. Eliminating biases in the planar intersect method for estimating volumes of small [forest] fuels. *Forest Science* 20.
- Cairns, M, S. 1997. Baumgardner. Root biomass allocation in the world's upland forest. *Oecología*, vol. 111, p. 1-11.
- Calviño-Cancela M, Lorenzo P. y González L. 2018. Fire increases Eucalyptus globulus seedling recruitment in forested habitats: Effects of litter, shade and burnt soil on seedling emergence and survival. *For Ecol Manage* 409: 826-834.
- Chave J., Réjou-Méchain M. y Búrquez A. 2014 Modelos alométricos mejorados para estimar la biomasa aérea de árboles tropicales. *Biología del cambio global*, 20, 3177 – 3190.
- Comisión Nacional Forestal CONAFOR, 2020. Incendios forestales. Guía práctica para comunicadores. 56, 3
- Delgado Vargas, I. A., Daza Castillo, J. M., Luna Cabrera, G. C., Leonel, H. F., y Forero Peña, L. A. 2016. Cuantificación de carbono radical *Morella pubescens* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur en dos agroecosistemas (Nariño, Colombia). *Colombia forestal*, 19(2), 209-218.
- Domínguez, R. M., y Trejo, D. A. R. 2008. Los Incendios Forestales en México y América Central. In *Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección contra Incendios Forestales: Una visión global*, Albany, California.
- Flores-Garnica, J. Germán, Wong-González, Julio C., y Paz-Pellat, Fernando. 2018. Camas de combustibles forestales y carbono en México. *Madera y bosques*, 24(spe), e2401893.
- Fragoso L., P. I. 2003. Estimación del contenido y captura de carbono en biomasa aérea del predio “Cerro Grande” municipio de Tancítaro, Michoacán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agrobiología “presidente Juárez” U.M.S.N.H. Uruapan, Michoacán. 65 p.
- Lawes, M., Keith, D. y Bradstock, R. 2016. Advances in understanding the influence of fire on the ecology and evolution of plants: a tribute to Peter J. Clarke. *Plant Ecology* 217:597-605.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Bárcenas, G., Zornoza, R., Pérez-Bejarano, A. y Zavala, L. M. 2009. Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos. *A: CERDà, A*, 187-217.
- Moctezuma, M. Á. L., Trejo, D. A. R., Cortés, F. S., Chávez, V. A. S., & Sánchez, D. G. 2015. Tolerancia al fuego en *Quercus magnoliifolia*. *Revista Árvore*, 39, 523-533.
- Norma Oficial Mexicana-021-RECNAT-2000. 2002. Establece las especificaciones de fertilidad, sanidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis.
- Pausas, J. 2012. Incendios Forestales, una introducción a la ecología del fuego. CSIC y Catarata, Alicante, España
- Raj Aryal, D., Gómez Castro, H., Carmen García, N. D., José Ruiz, O. D. J., Molina Paniagua, L. F., Jiménez Trujillo, J. A., y Guevara Hernández, F. 2018. Potencial de almacenamiento de carbono en áreas forestales en un sistema ganadero. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9 (48), 150-180.
- Robert, M. 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. Obtenido de <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/wsrr96e.pdf>
- Segura-Castruita, M., Sánchez-Guzmán, P., Ortiz-Solorio, C. y Gutiérrez-Castorena, M. 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana*, 23 (1), 21-28.
- Turner MG, Whitby TG, Tinker DB and Romme WH. 2016. Twenty-four years after the Yellowstone Fires: Are postfire lodgepole pine stands converging in structure and function? *Ecology* 97: 1260-1273.
- Van Wagner, C. E. 1982. Practiccal aspects of the line intersect method. Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Instute, Chalk River, Ont. Information Report PI-X-12.
- Vargas-Larreta, B.; López-Sánchez, CA; Corral-Rivas, JJ; López-Martínez, JO; Aguirre-Calderón, CG y Álvarez-González, JG. 2017. Ecuaciones alométricas para la estimación de reservas de biomasa y carbono en los bosques templados del noroeste de México. *Bosques*, 8 (8), 269.
- Walkley, A. y Black. 1934. An examination of the Degtjarett method and a proposed modification of the chromic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 34: 29-38.
- Wright, J., De La Mater, D., Simha, A., Ury, E., y Ficken, C. 2021. Changes in Prescribed Fire Frequency Alter Ecosystem Carbon Dynamics. *Ecosystems*, 24(3), 640-651.

7.5. Inventario de biomasa y carbono del sistema radicular en un bosque templado de Guerrero, México

Navarro-Martínez José¹; López-López Miguel A.²; Rosas-Acevedo José L.³; Godínez-Jaimes Flaviano⁴; Reyes-Umaña Maximino³; Juárez-López Ana L.³

¹ Brigada de Educación para el Desarrollo Rural (BEDR) No. 37 de la Dirección General de Educación Tecnológica Agropecuaria y Ciencias del Mar (DGETAyCM). Avenida Politécnico s/n, Tres Palos, Acapulco de Juárez, Guerrero, México. C.P. 39905

² Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km.36.5 CP 56230

³ Centro de Ciencias de Desarrollo Regional (CCDR) de la UAGro. Privada del Laurel No. 13, Col. El Roble. C.P. 39640. Acapulco de Juárez, Guerrero, México

⁴ Facultad de Matemáticas de la UAGro. Av. Lázaro Cárdenas S/N, Cd. Universitaria Sur, Chilpancingo, Gro. C.P. 39087

Autor para correspondencia: jnavarromtz@yahoo.com.mx

Resumen

El sistema radicular en los bosques puede representar hasta el 30% respecto a la biomasa aérea de un ecosistema forestal, sin embargo, es un compartimento poco estudiado. Con el objetivo de determinar el reservorio de biomasa y carbono promedio del ecosistema de bosque templado en la microcuenca del río Hueyapa, se realizó un muestreo de 105 unidades primarias de muestreo (UPM) bajo la metodología del Inventario Nacional Forestal y de Suelos. En la unidad secundaria de muestreo (USM) uno, se obtuvo una muestra del sistema radicular en un volumen de 0.027 m³. Las raíces obtenidas se dividieron en finas y gruesas, sin discriminar entre vivas y muertas, considerando además el sistema radicular del sotobosque. La biomasa estimada promedio para el ecosistema bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa fue de 17.15±2.93 Mg ha⁻¹ equivalente a 8.62±1.48 Mg ha⁻¹ de carbono. El estrato pino encino (P-Q) fue superior al estrato encino (Q) en aproximadamente 2.99 Mg ha⁻¹ y 1.84 Mg ha⁻¹ de biomasa y carbono, respectivamente; en promedio, la biomasa y carbono de raíces gruesas es superior en 2.7 veces con respecto a las raíces finas. El reservorio global de biomasa en las 2,761.9 ha del bosque templado se estimó en 47,145.2 ± 8,053.1 y el carbono en 23,688.0± 4,067.3 Mg. Esta metodología estimó la biomasa radicular del bosque en estudio en los rangos reportados con otros procedimientos para los bosques de México.

Palabras clave: *reservorio de carbono; raíces gruesas; raíces finas; microcuenca río Hueyapa.*

Abstract

Root system biomass in forests may account for as much as 30 % that of aboveground biomass of a forest ecosystem. However, it is a poorly studied compartment. Aiming to determine mean biomass and carbon pool within the temperate forest ecosystem at río Hueyapa, Guerrero, we distributed 105 primary sampling units (UPM), following the National Forest and Soil Inventory guidance. Within the secondary sampling unit number one (USM), we took a root-system sample, which comprised a volumen of 0.027 m³. Roots extracted were classified as fine and coarse, without discriminating between live and death ones, and we also took into account the understory root system. Estimated mean biomass for the temperate forest ecosystem at the micro-watersher of Río Hueyapa was 17.15±2.93 Mg ha⁻¹, which corresponds to 8.62± 1.48 Mg ha⁻¹ of carbon. The pine-oak stratus (P-Q) surpassed that of oak (Q) by approximately 2.99 and 1.84 Mg ha⁻¹ for biomass and carbon, respectively; on average, biomass and carbon of coarse roots is 2.7 times higher than that of fine roots. Total biomass reservoir in all 2,761.9 ha of temperate forest was estimated to be 47,145.2±8,53.1, while that of carbon was 23,688.0±4,067.3 Mg. Estimations of root biomass by using this methodology coincide with those obtained by other procedures for mexican forests.

Key words: *carbon pool; coarse roots; fine roots; Hueyapa river microwatershed*

Introducción

Al menos cinco compartimentos de los bosques juegan un papel importante en el secuestro de carbono atmosférico; entre ellos el radicular, del cual se han estimado valores máximos entre 128 Mg ha⁻¹ para los bosques siempre verdes y 206 Mg ha⁻¹ para bosques de *Pseudotsuga menziesii*, ambos en su etapa madura (Cairns *et al.*, 1997).

El sistema radicular de los bosques es el responsable de almacenar, absorber y reciclar nutrientes minerales y el agua en estos ecosistemas, además del carbono en su biomasa; aun así, existe poca información sobre su magnitud y dinamismo, debido a la complicada logística y alto costo que representa este tipo de investigación (Gárate y Blanco, 2013), principalmente en México.

El reservorio promedio de biomasa del sistema radicular en los bosques puede estimarse mediante ecuaciones alométricas y con el uso de sitios de muestreo con imágenes satelitales LiDAR (Cao *et al.*, 2014) o bien mediante la obtención de muestras de sustrato y raíces con un nucleador de suelo (Gough *et al.*, 2007; Galicia *et al.*, 2015).

El bosque templado del presente estudio es conservado y no existe registro de aprovechamiento forestal maderable comercial, excepto vestigios de aprovechamiento de resina entre los años 1960 y 1970. Presenta una estructura forestal de “J” invertida, con un mayor número de árboles jóvenes respecto a los de mayor edad, con un promedio de 397±25 árboles ha⁻¹, 22.88±0.92 m² ha⁻¹ de área basal, 150.3±10.7 Mg ha⁻¹ de biomasa aérea y 74.6±6.3 Mg ha⁻¹ de carbono en el mismo compartimento (Navarro-Martínez *et al.*, 2020).

El objetivo de la presente investigación fue estimar el reservorio de biomasa y carbono en el sistema radicular del bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa en el estado de Guerrero, México, mediante la extracción total de raíces en un volumen de 0.027 m³ de sustrato del piso forestal.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio correspondió al bosque templado (2,761.9 ha) de la microcuenca del río Hueyapa, perteneciente a la subcuenca río Omitlán (RH20Eb), cuenca río Papagayo (RH20E) de la Región Hidrológica No. 20 Costa Chica de Guerrero (RH20) dentro de los municipios de Juan R. Escudero y Chilpancingo de los Bravo en la zona centro del estado de Guerrero, México (Navarro-Martínez *et al.*, 2020). La precipitación anual fluctúa entre 1300 mm y 2000 mm, con temperatura media anual de 24.0 °C y clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2010).

Metodología

El bosque templado de la microcuenca se dividió en dos estratos 1) bosque de pino-encino (1,601.8 ha) y 2) bosque de encino (1,160.1 ha). Cada estrato fue subdividido en rodales (16 en el estrato pino-encino y 17 en el estrato encino); al interior de cada rodal, se ubicaron aleatoriamente y delimitaron Unidades Primarias de Muestreo (UPM) de una hectárea, que contienen cuatro Unidades Secundarias de Muestreo (USM) de 400 m² cada una, dispuestas en forma de “Y” invertida respecto al norte (Comisión Nacional Forestal – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [CONAFOR-SEMARNAT], 2011).

Para estimar la biomasa radicular, en la USM central, de las 105 UPM levantadas en el inventario forestal (57 UPM para el estrato pino-encino y 48 para el estrato de encino), se realizó la excavación de

un cubo de 0.30x0.30x0.30 m de largo, ancho y profundidad, respectivamente. De este cubo, se extrajo todo el sistema radicular encontrado, separando las raíces finas (<5 mm de diámetro) y raíces gruesas (>5 mm de diámetro), sin discriminar entre vivas y muertas como lo establecen Pérez *et al.* (2013), incluidas las raíces del sotobosque.

Las muestras etiquetadas se trasladaron al laboratorio de Biomonitorio y Control Biológico del Centro de Ciencias de Desarrollo Regional (CCDR) de la Universidad Autónoma de Guerrero (UAGro) para su secado en estufa a 70°C, hasta alcanzar peso seco constante. La conversión de biomasa a carbono se realizó con base en el reporte de Jain *et al.* (2010) de 48.6% para raíces gruesas y 46.2% para raíces finas.

Los cálculos y estimaciones se realizaron en Microsoft Excel utilizando la metodología del inventario nacional forestal y de suelos propuesta por Velasco *et al.* (2003) basados en Cochran (1993). La cuantificación de la incertidumbre para la media de biomasa y carbono en el sistema radicular por estrato y del ecosistema se realizó mediante el error estándar del estimador con un nivel de confianza del 95%.

Resultados y Discusión

La biomasa promedio en raíz fina por rodal fluctúa desde 2.31 Mg ha⁻¹ en el rodal 062 del estrato P-Q hasta 8.08 Mg ha⁻¹ en el rodal 071 del estrato Q. Respecto a la biomasa de la raíz gruesa (>5 mm) el menor valor se registró en el rodal 105 con 2.250 Mg ha⁻¹ y el mayor en 31.745 Mg ha⁻¹ en el rodal 081, ambos en el estrato Q (Figura 1). El reservorio promedio de biomasa en el bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa se estimó en 4.60±0.39 Mg ha⁻¹ en raíces finas y 12.55±2.68 Mg ha⁻¹ en raíces gruesas; que equivalen a 2.30±0.20 y 6.31±1.35 Mg ha⁻¹ de carbono, respectivamente (Cuadro 1); reservorios de carbono similares a los estimados por Gough *et al.* (2007) para raíces finas (<2 mm) en 5.7 Mg ha⁻¹, sin variación debido a la edad, y el reservorio de carbono en raíces gruesas (>2 mm) de 2.3 Mg ha⁻¹ y 15.5 Mg ha⁻¹ en bosques de seis y mayores a 60 años de edad, respectivamente.

En plantaciones de abeto chino (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook) en la provincia de Hunan, China, Pei *et al.* (2018), estimaron el reservorio de carbono en raíces del componente arbóreo a una profundidad de 60 cm en 2.43, 2.61 y 2.33 Mg ha⁻¹ a la edad de siete, diecisiete y veintisiete años de edad, respectivamente; que sumadas al reservorio de raíces del sotobosque de 2.04±0.18 Mg ha⁻¹; representaría aproximadamente la mitad del reservorio de carbono del sistema radicular (fina + gruesa) en el bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa (8.62±1.48 Mg ha⁻¹), considerando que aquí no se discriminó entre raíces de la vegetación arbórea y herbácea.

En bosques de la provincia de Jiangsu al suroeste de China, Cao *et al.* (2014) estimaron el promedio de biomasa radicular a nivel rodal en 21.6, 29.25 y 25.16 Mg ha⁻¹, para el bosque de coníferas, de latifoliadas y bosque mixto, respectivamente. Datos relativamente altos comparados con la biomasa radicular estimada para el bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa de 17.17±2.93 Mg ha⁻¹, mientras que la estimación realizada por Galica *et al.* (2015) tan solo fluctuó entre 2.2 y 9.8 Mg ha⁻¹ en el bosque sin aprovechamiento en la Sierra Norte de Oaxaca, México; las tres estimaciones se realizaron para los primeros 30 cm de profundidad.

La densidad de biomasa radicular en los bosques templados del mundo fluctúa entre 1.2 y 206.3 Mg ha⁻¹, y la relación entre la biomasa del sistema radicular y la biomasa aérea es de 0.05 y 0.70 Mg ha⁻¹. Ésta última variable tiende mayormente en un rango de 0.20-0.30, con un promedio de 0.26 (Cairns *et al.*, 1997). Ésta relación, en el caso de la vegetación arbustiva espinosa tamaulipeca al noreste de México es de 0.402 (Navar, Méndez, & Dale, 2002).

Con base en los datos reportados por Navarro-Martínez *et al.* (2020), la relación entre la biomasa aérea promedio (170.90 Mg ha⁻¹) y la biomasa radicular promedio (17.15 Mg ha⁻¹) estimadas en la vegetación del bosque templado de la microcuenca Hueyapa fue de 0.10, a una profundidad de 0.30 m; mientras que Ranger, & Gelhaye (2001) estimaron una relación entre la biomasa aérea y la biomasa subterránea de 0.21 en una plantación de *Pseudotsuga menziesii* Mirb. de 47 años de edad con densidad

de 350 árboles por hectárea, pero con un área basal de $46 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ que duplica al área basal ($22.88 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) de la vegetación del bosque templado de la microcuenca Hueyapa.

Por otro lado, la relación entre la biomasa de la raíz fina y raíz gruesa fue de 0.37, mientras que Cairns *et al.* (1997) estimaron esta relación en 0.23, independientemente de la latitud, textura del suelo o tipo de arbolado, a profundidades incluso mayores a 100 cm, lo que implica obtener mayor cantidad de biomasa de raíces gruesas en comparación a las finas.

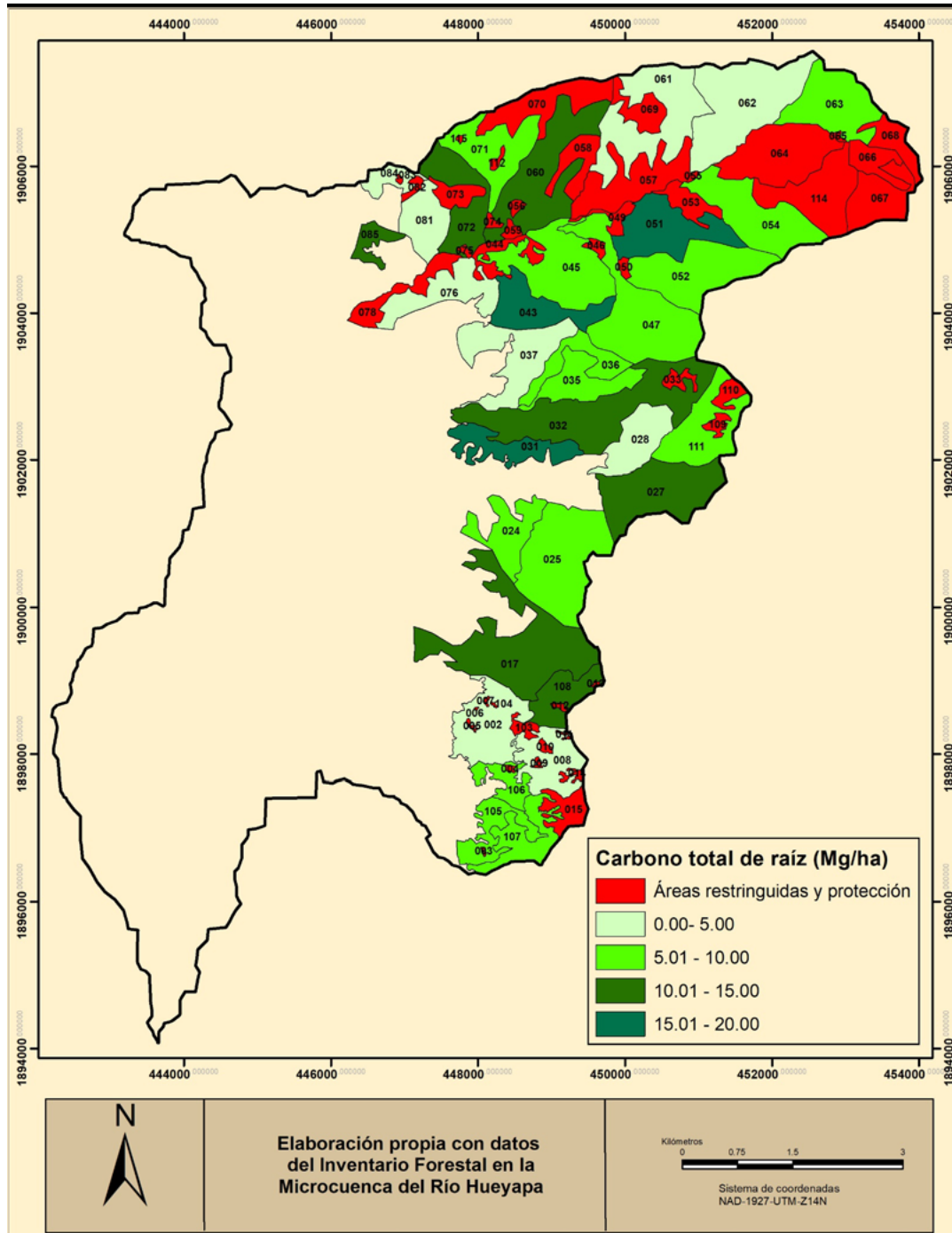


Figura 1. Distribución del reservorio de carbono en el sistema radicular del bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa, Guerrero, México.

Cuadro 1. Reservorio de biomasa y carbono del sistema radicular por estrato y del ecosistema bosque templado de la microcuenca del río Hueyapa.

Vegetación	Superficie (ha)	# árboles ha ⁻¹	Área Basal (m ² ha ⁻¹)	Biomasa (Mg ha ⁻¹)			Carbono (m ² ha ⁻¹)			
				Raíz≤05mm	Raíz>5mm	total	Raíz≤5mm	Raíz>5mm	total	
Promedio	P-Q	1,601.8	376.2 ± 35.3	23.22 ± 1.30	4.23 ± 0.52	14.18 ± 4.05	18.41 ± 4.37	2.16 ± 0.26	7.23 ± 2.07	9.39 ± 2.23
	Q	1,160.1	427.3 ± 35.2	22.41 ± 1.23	5.11 ± 0.60	10.31 ± 3.05	15.42 ± 3.49	2.50 ± 0.29	5.05 ± 1.50	7.55 ± 1.71
	Bosque templado	2,701.9	397.6 ± 25.2	22.88 ± 0.92	4.60 ± 0.39	12.55 ± 2.68	17.15 ± 2.93	2.30 ± 0.20	6.31 ± 1.35	8.62 ± 1.48
Vegetación	Superficie (ha)	No. árboles	Área Basal (m ²)	Biomasa (Mg)			Carbono (Mg)			
Total	P-Q	1,601.8	599,594.3 ± 56,357.1	37,019.3 ± 2,074.2	6,739.2 ± 824.8	22,601.0 ± 6,461.6	29,340.2 ± 6,969.6	3,437.0 ± 420.6	11,526.5 ± 3,295.4	14,963.5 ± 3,554.5
	Q	1,160.1	493,516.1 ± 40,667.2	25,884.2 ± 1,425.9	5,902.0 ± 690.3	11,903.1 ± 3,525.7	17,805.0 ± 4,034.6	2,892.0 ± 338.3	5,832.5 ± 1,727.6	8,724.5 ± 1,976.9
	Bosque templado	2,701.9	1,093,110.4 ± 69,497.8	62,903.5 ± 2,517.0	12,641.2 ± 1,075.5	34,504.1 ± 7,360.8	47,145.2 ± 8,053.1	6,329.0 ± 539.8	17,359.0 ± 3,720.8	23,688.0 ± 4,067.3

P-Q: estrato pino-encino, Q: estrato encino

Conclusiones

La metodología utilizada estimó la biomasa y carbono del sistema radicular del bosque templado en estudio dentro de los parámetros mundiales y nacionales. El reservorio promedio de biomasa y carbono en el sistema radicular es superior en el estrato pino-encino respecto al estrato de encino y, en promedio, la biomasa y carbono de raíces gruesas es superior en 2.7 veces con respecto a las raíces finas.

Agradecimientos

A la Dirección General de Educación Tecnológica Agropecuaria y Ciencias del Mar dependencia de trabajo del primer autor por la beca-comisión otorgada; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico del proyecto con clave 278639 y a la comunidad agraria Dos Caminos y anexos por las facilidades otorgadas para realizar esta investigación en sus terrenos.

Literatura citada

- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H., & Baumgardner, G. A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111, 1-11.
- Cao, L., Coops, N. C., Innes, J., Dai, J., & She, G. Mapping above- and below-ground biomass components in subtropical forest using small-footprint LiDAR. 2014. *Forest*, 5:1356-1373. doi:10.3390/f5061356
- Cochran, W. G. (1993). *Técnicas de muestreo* (1a ed.). México: Compañía Editorial Continental, S. A. de C. V. 513 p.
- Comisión Nacional Forestal - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (CONAFOR-SEMARNAT). (2011). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Manual y procedimiento para el inventario de campo. Re-muestreo 2011*. Zapopan, Jalisco, México.
- Galicia, L., Saynes, V., & Campo, J. 2015. Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosques templados con aprovechamiento forestal. *Botanical Sciences*, 93(3), 473-484. doi:10.171129/botsoci.66
- Gárate, M. & Blanco, J. A. 2013. Importancia de la caracterización de la biomasa de raíces en la simulación de ecosistemas forestales. *Ecosistemas* 22:66-73.
- Gough, C. M., Vogel, C. S., Harrold, K. H., Goerge, K., & Curtis, P. S. (2007). The legacy of harvest and fine root biomass on ecosystem carbon storage in a north temperate forest. *Global change Biology*, 13(9), 1935-1949. doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01406.x
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. 2010. Documento técnico descriptivo de la Red Hidrográfica escala 1:50000 edición 2.0. Aguascalientes, México. 106 p.



- Jain, T. B., Graham, R. T., & Adams, D. (2010). Carbon concentrations and carbon pool distributions in dry, moist, and cold mid-aged forests of the Rocky Mountains. In: B. T. Jain, T. R. Graham, J. Sandquist (Eds.), *Integrated management of carbon sequestration and biomass utilization opportunities in a changing climate: Proceedings of the 2009 National Silviculture Workshop* (pp. 39-59). Fort Collins, CO, USA: USDA Forest Service Proceeding RMRS-P-61.
- Navar, J., Méndez, E., & Dale, V. (2002). Estimating stand biomass in the Tamaulipas thornscrub of northeastern México. *Annals of Forest Science*, 59(8): 813-821. doi:10.1051/forest:2002079
- Navarro-Martínez, J, López-López, M. A., Rosas-Acevedo, J. L., Godínez-Jaimes, F., Juárez-López, A. L. & Reyes-Umaña, M. 2020. Reservorios de biomas y carbono aérea en el bosque templado de la microcuenca del Río Hueyapa, Guerrero, México. En: Hernández, J. M., M. Rojo, M. Fuentes y M. Bolaños (Editores). 2020. Estado actual el conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México (pp. 376-382): Síntesis a 2020. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Texcoco, Estado de México, México. ISSN en trámite. 602 p.
- Pei, Y., Lei, P., Xiang, W., Ouyang, Sh., & Xu, Y. (2018). Effect of stand age on fine root biomass, production and morphology in chinese fir plantation in subtropical China. *Sustainability*, 10(7), 2280. doi: 10.3390/su10072280
- Pérez, C., Frangi, J., Goya, J., Luy, A., & Arturi, M. (2013). Contenido de nutrientes en las raíces finas y el mantillo de rodales de *Eucalyptus grandis* de diferente edad en la Mesopotamia Argentina. *Bosques*, 34(3), 303-310. doi:10.4067/S0717-92002013000300006
- Ranger, J., & Gelhaye, D. 2001. Belowground biomass and nutrient content in a 47-year-old Douglas-fir plantation. *Annals of forest Science*, 54(4), 423-430. doi: 10.1051/forest:2001135
- Velasco, B. E., Ramírez, M. H., Moreno, S. F., & de la Rosa, V. A. (2003). Estimadores de razón para el inventario nacional forestal de México. *Rev. Ciencias Forestales en México*, 28(94), 23-43.

7.6. Impacto del escarabajo descortezador en la captura y almacenamiento de carbono arbóreo en bosques de Oaxaca, México

Pacheco-Aquino, Guadalupe¹; Duran Elvira¹ y Ordoñez-Díaz J. A. B.²

¹ Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional C. Hornos 1003, CP 71230, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca.

² Servicios Ambientales y Cambio Climático SACC, A.C.
Autor para correspondencia: gpachecoaquino@gmail.com

Resumen

Los ecosistemas vegetales son clave para mitigar el cambio climático y regular el balance de carbono. Las plagas de escarabajo descortezador tienen una incidencia creciente y modifican la funcionalidad y estructura de los bosques. El presente estudio evaluó el impacto del escarabajo descortezador en la biomasa forestal, la captura y almacenamiento de carbono y dióxido de carbono (CO_{2e}) en la misma. Para ello, se trabajó a dos escalas: una a nivel del estado de Oaxaca, a partir de la estimación de los volúmenes removidos por el saneamiento para el periodo comprendido del 2009 al 2019. La otra fue a nivel local, en la comunidad de Pueblos Mancomunados, donde se midieron los árboles residuales en 39 parcelas de 500 m². Se encontró que, en un periodo de 10 años, estas plagas afectaron alrededor de 2 millones de m³ de madera, que representan un promedio anual de 188,320 MgC. A nivel local se encontró que previo al disturbio por plagas, la mayor cantidad de carbono estaba contenida en especies del género *Pinus*, la mayor remoción por acción de saneamiento fue en *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus* y *Pinus rudis*. La mayor cantidad de carbono residual se encuentra en especies del género *Quercus*. Se concluye que, la sanidad forestal debe ser una actividad prioritaria en la mitigación del cambio climático, debido a que las plagas forestales pueden disminuir almacenes de carbono, el potencial de captura y representar emisiones de CO_{2e} a la atmósfera.

Palabras clave: Cambio climático, emisiones de CO_{2e}, dinámica de carbono, saneamiento forestal.

Abstract

Forest are key to mitigating climate change and regulating carbon balance. Bark beetle pests have an increasing incidence and modify the functionality and structure of forests. The present study evaluated the impact of the bark beetle on forest biomass, the capture and storage and carbon dioxide (CO_{2e}) in forest. For this, we worked at two scales: one at the level of the state of Oaxaca, based on the estimation of the volumes removed by sanitation logging for the period from 2009 - 2019. The other was at the local level, in the community of Pueblos Mancomunados, where residual trees were measured in 39 plots of 500 m². It was found that, in a period of 10 years, these pests affected around 2 million m³ of wood, which represents an annual of 188,320 MgC. At the local level, it was found that prior to the disturbance by pests, the greatest amount of carbon was contained in species of the genus *Pinus*, the greatest removal by sanitation logging was in *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus* and *Pinus rudis*. The largest amount of residual carbon is found in species of the genus *Quercus*. It is concluded that forest health should be a priority activity in mitigating climate change, because forest pests can reduce carbon stores, capture potential and represent CO_{2e} emissions to the atmosphere.

Key words: Climate change, CO_{2e} emissions, carbon dynamic, sanitation logging.



Introducción

Se estima que de los 32,000 millones de toneladas de CO_{2e} que se emiten anualmente, los bosques logran capturar alrededor de 5,000 millones de este gas (CIFOR, 2009). Por ello, recientemente, los acuerdos de París 2020, plantearon que es prioritario promover los reservorios de carbono mediante el manejo sustentable y la conservación de estos ecosistemas (UNFCCC, 2015). Los bosques del mundo continúan siendo amenazados por procesos de deforestación y degradación; los cuales están asociados a fenómenos de distinta naturaleza; uno de ellos son las plagas y enfermedades forestales que han empezado a cobrar relevancia por la generalidad y magnitud en que se presentan (Sugden *et al.*, 2015). En los bosques templados, las plagas de los escarabajos descortezadores (Coleoptera: *Scolytidae*) destacan entre las principales amenazas bióticas, particularmente las de los géneros *Dendroctonus* e *Ips*, cuyos hospederos son diferentes especies de coníferas (Wood, 1982). En México, en las últimas dos décadas, las plagas de estos insectos que afectan principalmente al género *Pinus*, han ido en aumento y representan la principal amenaza biótica en los estados con mayor producción maderable del país (CONAFOR, 2020). Oaxaca, es uno de los estados con mayor vocación forestal, y aun cuando se realizan saneamientos casi permanentes, el problema continúa y se ha acrecentado en algunas zonas. Esta problemática afecta la integridad y funcionalidad del bosque (incluida su capacidad de almacenamiento y captura de carbono) y es continua fuente de emisiones de CO_{2e}, cuyo impacto se suma a las emisiones globales (Caldwell *et al.*, 2013). Por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo estimar el impacto del escarabajo descortezador en la captura, almacenamiento y emisiones de CO_{2e} a nivel estatal, a partir de información oficial de los saneamientos, además de la captura, almacén y dinámica de carbono a nivel local con datos dasométricos, en rodales de bosques afectados por plagas en Pueblos Mancomunados.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio fue el estado de Oaxaca, en donde existe un complejo mosaico de ecosistemas donde se alberga numerosas especies, que distingue al estado como el de mayor biodiversidad en México. El 39% de la superficie estatal, corresponde a bosque templados, donde ocurren o dominan árboles del género *Pinus*. Por ello, Oaxaca es el tercer productor de madera del país con un reporte de 731,794 m³ rta principalmente de madera de especies del género *Pinus* (SEMARNAT, 2016).

A nivel local, el estudio se realizó en los bosques de Pueblos Mancomunados, en la región Sierra norte de Oaxaca. Esta comunidad tiene 27,219 hectáreas a lo largo de un gradiente de elevación (1,893 a 3,300 msnm) y se integra de 8 asentamientos humanos. La vegetación es bosque de coníferas con predominio de los géneros *Pinus*, *Quercus* y *Abies* (Valencia, 2004), donde desde 1986 se practica aprovechamiento de madera basado en el manejo forestal comunitario. Actualmente, 5,217 hectáreas se encuentran en producción de madera y 15,537 hectáreas se encuentran en conservación, la superficie restante son agricultura y ocho asentamientos humanos. Durante el período del 2004 al 2011, el escarabajo descortezador (*Dendroctonus adjunctus*) impactó 3,307 hectáreas en áreas de aprovechamiento y un equivalente a 631,900 m³ de madera de pino muerta por efecto de la plaga (Castellanos *et al.*, 2013).

Metodología

El carbono arbóreo removido a nivel del estado de Oaxaca para el periodo del 2009 al 2019, se estimó a partir de los volúmenes de madera de especies del género *Pinus* reportada en las notificaciones forestales de todos los predios afectados por plagas de escarabajo descortezador que recibieron autorización (SEMARNAT, 2017). Para dicha estimación se usó la siguiente ecuación (Ordoñez, 2008).

$$CA = V * \delta * CC$$

dónde:

CA= carbono almacenado (MgC)

V = volumen (m^3)

δ = Densidad de la madera por género ($Mg\ m^{-3}$)

CC= contenido de carbono

Para el análisis de la dinámica de carbono a escala local se uso información de 39 sitios circulares en áreas infestadas por escarabajos descortezadores y saneadas a partir del 2007. En cada sitio, se midieron las variables dasométricas y se identifico cada árbol. Además, se midió el diámetro de los tocones de los árboles de *Pinus* que fueron removidos. A partir de los datos de DAP se estimaron los volúmenes removidos y residuales. Para estimar el impacto en volumen total árbol, se usaron las ecuaciones obtenidas de la biblioteca digital del sistema biométrico. Asimismo, usando los datos del diámetro y la altura, se calculó la biomasa con las ecuaciones alométricas propuestas por Rojas-García *et al.* (2015). A partir de la biomasa se estimó el carbono, y se multiplico por 0.5 (IPCC, 2007). El dato anterior se transformó en carbono equivalente (CO_{2e}) al multiplicarlo por 3.67 (Rügnitz *et al.*, 2009). Por otra parte, la dinámica de carbono arbóreo en el periodo de infestación, saneamiento y recuperación (2007-2017), se graficó usando los valores promedio por hectárea del carbono previo a la perturbación (información de árboles en pie más información de tocones), el carbono total removido (información de árboles extraídos por saneamiento) y el carbono residual (información de árboles en pie). El carbono residual, correspondió a la suma del carbono de los árboles que quedaron en pie más la regeneración en los sitios, correspondiente los árboles con diámetros entre los 5 y 20 cm, que se asume se reclutaron después del saneamiento.

Resultados y discusión

Estimación de carbono a nivel estatal

Las emisiones de CO_{2e} en el estado de Oaxaca relacionadas a plagas de escarabajo descortezador en el periodo 2009-2019, fue de 188,320 MgC año⁻¹. Lo cual provino de la madera de especies del género *Pinus* afectada por esta plaga, cuyo promedio anual se estimó en 201,229 m^3 , aunque su comportamiento fue ascendente en los últimos años. Se estimó que el promedio anual del carbono que se dejó de capturar por eliminación del arbolado plagado por escarabajo descortezador, con el saneamiento forestal fue de 10,145.7 $MgCO_{2e}$ año⁻¹.

El volumen afectado por plagas de escarabajo descortezador (2,213,515 m^3) represento un 17.6 % del volumen que se autorizó en el estado en el año 2017 (12,546,689 m^3 rta), conforme a los programas de manejo forestal (SEMARNAT, 2017). Sin embargo, el volumen afectado por plagas que se presentó en los resultados posiblemente subestima el valor real del impacto de las plagas en el carbono forestal, debido a que es común que las comunidades forestales o los pequeños propietarios con bosques plagados no realicen saneamientos o lo hagan sin autorización oficial, por lo que no se genera un registro de volumen de madera muerta.

Fue evidente que las plagas de escarabajo descortezador al matar arbolado de pino de casi todas las edades y de manera masiva, afectan al carbono (564,446 Mg C) y reducen los almacenes de carbono forestal en los bosques templados del estado de Oaxaca. Al mismo tiempo, la madera muerta por plagas de escarabajo descortezador, removida o no de las áreas afectadas, puede estar susceptible de convertirse en emisiones de CO_2 a la atmosfera. De ser el caso, constituirían fugas a los esfuerzos gubernamentales y sociales de disminución de emisiones de CO_2 , y contrarrestarían los esfuerzos de las comunidades forestales para capturar carbono y cuidar los almacenes de carbono forestal, a través del cuidado, manejo y reforestación.

La condición del bosque previa a las afectaciones por descortezador muestra que la mayor densidad, volumen, biomasa y carbono se encontraba en especies del género *Pinus* (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores promedio y de desviación estándar en la densidad, volumen y biomasa promedios en tres condiciones (previos al brote de escarabajo descortezador, removidos por el saneamiento y lo que quedó 10 años después de saneamiento).

Variables	Condiciones		
	Condición Previa	Removida	Condición residual
Densidad total (individuos ha ⁻¹)	986 ± 337	120 ± 84	829 ± 275
Densidad <i>Pinus</i> (individuos ha ⁻¹)	531 ± 249	114 ± 85	412 ± 235
Densidad <i>Quercus</i> (individuos ha ⁻¹)	278 ± 226	5 ± 4	272 ± 220
Densidad otros géneros (individuos ha ⁻¹)	96 ± 90	0	96 ± 90
Volumen total (individuos ha ⁻¹)	315 ± 84	60 ± 43	254 ± 165
Área basal total (m ² ha ⁻¹)	41.4 ± 18.4	7.6 ± 1.7	34.5 ± 22.2
Área basal <i>Pinus</i> (m ² ha ⁻¹)	28.2 ± 14.8	6.9 ± 1.1	20 ± 12.6
Área basal <i>Quercus</i> (m ² ha ⁻¹)	10.6 ± 9.4	0.2 ± 0.6	10.4 ± 9.2
Área basal otros géneros (m ² ha ⁻¹)	3.8 ± 8.6	0	3.3 ± 0.8
Volumen <i>Pinus</i> (m ³ ha ⁻¹)	237 ± 133	60 ± 44	177 ± 138
Volumen <i>Quercus</i> (m ³ ha ⁻¹)	66 ± 50	5 ± 4	60 ± 57
Volumen otros géneros (m ³ ha ⁻¹)	22 ± 57	0	22 ± 57
Biomasa total (Mg ha ⁻¹)	252 ± 169	30 ± 22	221 ± 175
Biomasa <i>Pinus</i> (Mg ha ⁻¹)	128 ± 90	29 ± 22	98 ± 93
Biomasa <i>Quercus</i> (Mg ha ⁻¹)	117 ± 110	7 ± 6.5	111 ± 100
Biomasa otros géneros (Mg ha ⁻¹)	21 ± 58	0	21 ± 58

Previo al brote de escarabajo descortezador, la mayor cantidad de carbono se encontraba en especies del género *Pinus* (64 ± 45 Mg ha⁻¹), seguida de *Quercus* (59 ± 55 Mg ha⁻¹) y otros géneros (10.5 ± 29 Mg ha⁻¹). Durante el saneamiento, la mayor remoción fue en especies del género *Pinus* (14 ± 11 Mg ha⁻¹), seguida de especies del género *Quercus* (3.4 ± 3.2 Mg ha⁻¹). Esto se tradujo en 54 MgC ha⁻¹ y 12.5 MgC ha⁻¹ de CO₂ equivalente, respectivamente. El carbono residual se encuentra contenido en mayor cantidad en especies del género *Quercus* (57 ± 55 Mg ha⁻¹), seguido del género *Pinus* (49 ± 46 Mg ha⁻¹) (Figura 1).

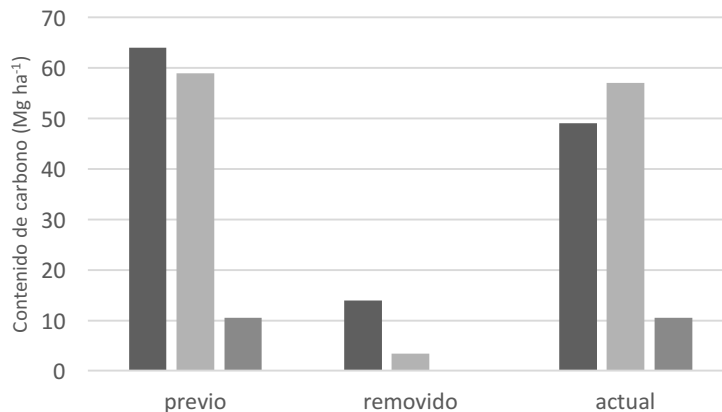


Figura 1. Proporción de géneros en el carbono previo, removido y residual en bosques afectados por escarabajo descortezador en Pueblos Mancomunados para el periodo (2007-2017). Negro: *Pinus*, Gris claro: *Quercus*, gris fuerte: Otros géneros.

La dinámica de carbono arbóreo para un periodo de 10 años, mostró que el carbono removido representó el 12% ($15 \pm 11 \text{ MgC ha}^{-1}$) del carbono previo al brote de la plaga ($126 \pm 84 \text{ MgC ha}^{-1}$), para el año 2017 existían 110 MgC ha^{-1} , en donde el 84% correspondió al arbolado residual y alrededor del 16% correspondió a recuperación de carbono de la regeneración del bosque.

La ocurrencia de disturbios originados por plagas de escarabajo descortezador, ayuda a renovar el bosque (Buse *et al.*, 2008), porque eliminan arbolado de grandes dimensiones, en los cuales se ha reducido su capacidad de capturar carbono (Pregitzer y Euskirchen, 2004). En los rodales de Pueblos Mancomunados afectados por plagas de escarabajo descortezador se encontró que el carbono almacenado previo al brote ($126 \pm 84 \text{ MgC ha}^{-1}$) fue cercano al estimado por Ordoñez *et al.* (2015) para bosques manejados y conservados en San Pedro Juacaro Michoacán ($129.1 \text{ MgC ha}^{-1}$).

La remoción del arbolado ocurrió con el saneamiento forestal, práctica que impactó adicionalmente al almacén de carbono, porque removió carbono del bosque ($15 \pm 11 \text{ MgC ha}^{-1}$), en un 12% del total de carbono de la madera muerta por la plaga. Sin embargo, el saneamiento forestal fue necesario, sobre todo si fue oportuno y eficiente (extracción de más del 95% del arbolado infestado), porque si no el contagio podría extenderse e impactar aún más dichos almacenes en pocos meses o años, así como su potencial de captura Dobor *et al.* (2020).

No obstante, después del saneamiento, el carbono residual ($110 \pm 87 \text{ MgC ha}^{-1}$) continuo siendo un importante reservorio de carbono y se encontró contenido en: los árboles suprimidos de pino que después de la apertura de los claros lograron desarrollarse y alcanzar el dosel (Kayes y Tinker, 2012) y en árboles no hospederos del escarabajo descortezador. Este arbolado residual de no hospederos, correspondió principalmente a árboles del género *Quercus*, que además de almacenar carbono, atenúan la degradación del bosque al mantener parte de la cobertura, la productividad y la funcionalidad ecológica (Medero *et al.*, 2017).

Conclusiones

Las plagas de escarabajo descortezador están impactando los almacenes de carbono forestal. Ante los escenarios de cambio climático y los esfuerzos por mitigar la problemática, la sanidad forestal debería figurar prioritariamente en la agenda de la política forestal y ambiental, porque las predicciones indican que las plagas forestales de escarabajos descortezadores podrían continuar o aumentar su presencia, y hay riesgo de que sigan afectando los almacenes de carbono forestal, disminuir el potencial de captura y representar emisiones adicionales de CO_2 a la atmósfera.

Literatura citada

- Buse, J., Ranius, T., and T. Assmann. 2008. An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology* 22: 329–337.
- Caldwell, M. K., T. J. Hawbaker, J. S. Briggs, P. W. Cigan and S. Stitt. 2013. Simulated impacts of mountain pine beetle and wildfire disturbances on forest vegetation composition and carbon stocks in the Southern Rocky Mountains. *Biogeosciences* 10: 8203–8222.
- Castellanos, B. J. F., M. E. O. Ruiz, C. M. Gómez y C. R. González. 2013. Fundamentos técnicos para el control de insectos descortezadores de pinos en Oaxaca. INIFAP-Campo Experimental Valles Centrales de Oaxaca. Folleto Técnico Núm. 24. Santo Domingo Barrio Bajo, ETLA, Oaxaca, México. 40 p.
- CIFOR. 2009. Manual para la cobertura de REDD+. Center for International Forestry Research, Programa UN-REDD, Unión Europea, Inglaterra. 8 p.
- CONAFOR. 2020. El sector forestal mexicano en cifras 2019. Ciudad de México. 104 p.
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., Barka, I., and R. Seidl. 2020. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology* 57: 67–76.
- Hlásny, T., Krokene, P., Liebhold, A., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H and M. Svoboda. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. European Forest Institute.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Intergovernmental Panel on Climate Change. Ginebra, Suiza. 104 p.
- Kayes, L. J., and D. B. Tinker. 2012. Forest structure and regeneration following a mountain pine beetle epidemic in southeastern Wyoming.



- Forest Ecology and Management 263: 57–66.
- Medero, K. I., Rodríguez, A. M. C., Lam, C. A. M., Valdés, A. F., and A. P. Chirino. 2017. Estado actual de la población de *Quercus sagrana* (Fagaceae) en el encinar de Manuel Lazo, Pinar del Río, Cuba Current status of the population of *Quercus sagrana* (Fagaceae) in the oak forest of Manuel Lazo, Pinar del Río, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 216: 137–142.
- Ordoñez, J. A. 2008. Como entender el manejo forestal, captura de carbono y pago de servicios ambientales. *Ciencias* 90: 36–42.
- Ordóñez, D., J. A. B., R. Rivera Vázquez, M. E. Tapia Medina y L. R. Ahedo Hernández. 2015. Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán. *Revista mexicana de ciencias forestales* 6: 7–16.
- Pregitzer, K. S. and E. S. Euskirchen. 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global change biology* 10: 2052–2077.
- Rojas-García, F., B. H. De Jong, P. Martínez-Zurimendí y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of forest science* 72: 835-864.
- Rügnitz, T. M., M. C. León y R. Porro. 2009. Guía para la determinación de carbono en pequeñas propiedades rurales. Manual técnico 11, Centro Mundial Agroforestal (ICRAF)/ Consorcio Iniciativa Amazonica (IA). Lima, Perú. Saucier.
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., and P. J. Verkerk. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4: 806–810.
- SEMARNAT. 2016. Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2016, 228 p.
- SEMARNAT. 2017. Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2017, 284 p.
- Sugden, A., Fahrenkamp-Uppenbrink, J., Malakoff, D., and S. Vignieri. 2015. Forest health in a changing world. *American Association for the Advancement of Science*.
- UNFCCC. 2015. The Paris Agreement and NDCs. *United Nations Framework Convention on Climate Change*.
- Valencia A., S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33–53.
- Wood, S. L. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Nat Memoirs* 6: 1–1359.

7.7. Estimación de reservas de carbono en suelo mediante información radar de Sentinel en Huatusco, Veracruz

Bautista-Calderon Eva A.¹; Cajuste-Bontemps Lenom¹; Ojeda-Trajo Enrique¹; Ortiz-Solorio Carlos A.¹; Gutiérrez-Castorena Edgar V.² y Saynes-Santillán Vinisa¹

¹ Posgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

² Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Calle Francisco Villa S/N, Ex Hacienda el Canadá. General Escobedo, N.L., México.

Autor para correspondencia: aurora.bauca26@gmail.com

Resumen

El potencial que presentan los sistemas agroforestales de café en la captura de carbono (C) para mitigar los efectos del cambio climático es significativo. Una de las principales características de estos sistemas son las múltiples especies de plantas que conviven de manera simultánea entre ellos. El objetivo general de este estudio es determinar el contenido de C almacenado en el suelo en diferentes sistemas agroforestales de café en la región cafetalera del municipio de Huatusco, Veracruz utilizando información de campo e información espacial de tipo Radar. Los resultados obtenidos indican que el sistema con mayor contenido de carbono orgánico en suelo (COS) fue el policultivo comercial con 82,964.40 Mg, seguido del monocultivo especializado con 81,076.40 Mg y finalmente el policultivo tradicional con 40,023.98 Mg.

Palabras clave: *captura de carbono, cambio climático, sistemas agroforestales de café, Radar*

Abstract

The potential of coffee agroforestry systems for carbon sequestration (C) to mitigate the effects of climate change is significant. One of the main characteristics of these systems is the multiple plant species that coexist simultaneously among them. The general objective of this study is to determine the C content stored in the soil in different coffee agroforestry systems in the coffee growing region of the municipality of Huatusco, Veracruz using field data and Radar type spatial information. The results obtained indicate that the system with the highest soil organic carbon content (COS) was the commercial polyculture with 82,964.40 Mg, followed by the specialized monoculture with 81,076.40 Mg and finally the traditional polyculture with 40,023.98 Mg.

Key words: *carbon sequestration, climate change, coffee agroforestry systems, Radar*

Introducción

El aumento de la concentración de dióxido de carbono (CO₂) es considerado en la actualidad como la causa predominante del cambio climático global (Hernández, 2020). Se atribuye de manera general al incremento de la temperatura global del planeta debido al incremento de los gases de efecto invernadero (GEI), estos gases son principalmente dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y metano o CH₄, los cuales son capaces de absorber la radiación infrarroja (Masuhara et al., 2015). Una forma de mitigar los efectos del CO₂ atmosférico es a través de la captura de carbono mediante la fotosíntesis y mantenerlo secuestrado el mayor tiempo posible, ya sea en el suelo o en la biomasa, lo que incluye a todo tipo de vegetación y organismos animales (Espinoza et al., 2012).

Los sistemas agroforestales presentan una estrategia importante en el secuestro de carbono (C) derivado a las múltiples especies de plantas que conviven de manera simultánea en ellos (Masuhara et al., 2015). En la región de Huatusco, Veracruz, se presentan diversas alternativas de manejo sostenible del cultivo de café, como es el caso de los sistemas agroforestales clasificados por Escamilla et al., 1994, siendo los sistemas más comunes en la región el sistema comercial, sistema de policultivo tradicional, sistema especializado. Aunado a lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo cuantificar el contenido de carbono orgánico en el suelo (COS) en cada uno de los sistemas de café, implementando el uso de herramientas de teledetección, tal es el caso de la región espectral de microondas en la que funcionan los sensores radar de apertura sintética (SAR) ya que presentan un gran potencial para la cartografía de la cobertura terrestre (Ngo *et al.*, 2020). Su principal ventaja sobre los sensores ópticos es la capacidad de monitorear en cualquier condición climática y a cualquier hora del día (día/noche) (Zhou *et al.*, 2020) principalmente en las regiones tropicales donde la nubosidad frecuente obstruye la teledetección óptica (Ngo *et al.*, 2020), como en el caso de la región de las montañas del estado de Veracruz.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La zona de estudio está situada en la región de las montañas, en el municipio de Huatusco, Veracruz (latitud 19° 04' y 19° 13' N y longitud 96° 41' y 97° 04' O). El municipio cubre una superficie de 20,298 ha por lo que la zona de estudio representa el 25% de la superficie total con 4,992 ha. El relieve es montañoso de norte a sur y pertenece a la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico o también llamado Sistema Tarasco Nahua. El sistema de toposformas que encuentran en la denominada Lomerío de basalto (INEGI, 2001). Pertenece en gran parte a la región hidrológica Papaloapan (INEGI, 2010). El clima es (A)C(m)(f), semi-cálido húmedo del grupo C, con una precipitación anual promedio que oscila entre los 1700 y 2000 mm (INEGI, 2008). Esta región es de gran importancia en la producción de café, al encontrarse dentro de los primeros diez primeros municipios productores de café a nivel nacional (SIAP, 2018) (Figura 1).

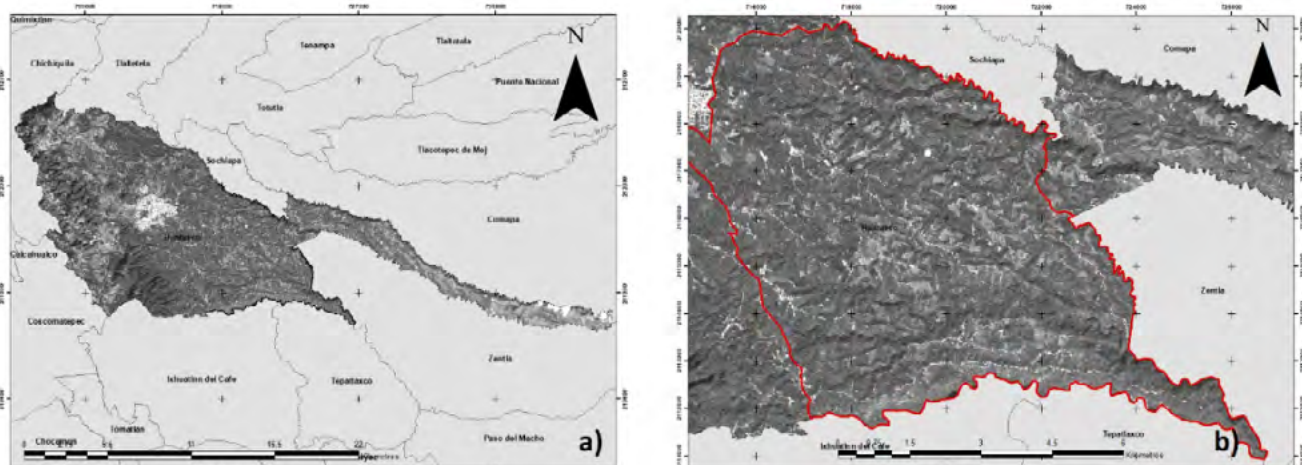


Figura 1. Descripción general del sitio de estudio. La imagen “a” corresponde al municipio de Huatusco, Veracruz. La imagen “b” corresponde a la zona de estudio.

Metodología

Se usó una imagen Radar Sentinel-1 proveniente del sensor Sentinel-1, el cual fue lanzado por la Agencia Espacial Europea (ESA) en el año 2014 (sensor Sentinel-1B, se lanzó en el año 2016) (Abdikan *et al.*, 2016; Orliková y Horák, 2019). Esta información se encuentra disponible en el programa europeo de seguimiento medioambiental llamado medioambiental “Copernicus Open Access Hub” (Eckerstorfer, Malnes y Müller, 2017; Van Pham *et al.*, 2019) de manera gratuita y cada 12 días. La información de los parámetros específicos se muestra en la Cuadro 1:

Cuadro 1. Parámetros específicos de la imagen RADAR

Fecha de adquisición	Modo de adquisición	Banda	Polarización	Angulo de incidencia (°)	Resolución (m)	Orbita de adquisición
29-10-2020	IW	C	VV/VH	29.1 – 46	5 x 20	Descendiente

Antes de realizar cualquier manipulación de la imagen RADAR, es necesario realizar un procesamiento a la imagen (Ruiz *et al.*, 2021) con el fin de obtener información cuantitativa de la misma. El pre-procesamiento fue realizado en el software libre de procesamiento Sentinel Application Platform (SNAP) en la versión 7.0.0. Dicho pre-procesamiento consistió en el recorte de la imagen, calibración radiométrica, disminución del moteado-speckle y calibración geométrica (Dobson *et al.*, 1995; Fernández *et al.*, 2020 y Li *et al.*, 2020). Posteriormente, se analizaron y caracterizaron las coberturas de interés, mediante el método de discriminación de tonos, el cual consiste en la obtención de los valores máximos y mínimos de retrodispersión en la imagen SAR. Esto permitió identificar áreas y correlacionarlas con posibles coberturas terrestres en la imagen. Una vez obtenidos dichos valores, fue posible identificar la separabilidad de cada clase, desplegando en forma separada o conjunta las áreas cuyo valor de retrodispersión se encuentre en el intervalo correspondiente. Para la clasificación de la imagen Radar se utilizó el método supervisado Support Vector Machines (SVM) (Orliková, 2019). El pos-procesamiento de los resultados de la clasificación se realizó utilizando la matriz de confusión y se calculó la precisión general correspondiente y el coeficiente Kappa con la información recabada en campo (22 puntos georreferenciados). Las coberturas que se caracterizaron fueron pertenecientes a los Agroecosistemas de café, y fueron el Policultivo tradicional (PT), Policultivo Comercial (PC) y Monocultivo Especializado (ESP), así mismo, también se incluyeron zonas con pastizales (PZ) y suelo desnudo (SD).

Finalmente, se utilizó la información con relación a los datos de COS de los puntos obtenidos en trabajo de campo. Por lo que para cada cobertura terrestre se aplicó una regresión lineal, donde se obtuvo una función $f(x)$, la cual fue utilizada para predecir los contenidos de COS en toda el área de estudio y para cada cobertura terrestre. Las variables utilizadas fueron el contenido de C (Mg ha^{-1}) y los valores de retrodispersión obtenidos de la imagen satelital Radar. Dicha información se procesó en el software Q Gis 3.10 A Coruña, donde se aplicó la técnica de álgebra de mapas, obteniéndose de esta manera el mapa final de tasa de carbono en la región cafetalera del municipio de Huatusco.

Resultados y Discusión

Mapa de la cobertura terrestre

Cada una de las coberturas caracterizadas en la imagen Radar presentaron separabilidad espectral. Por lo que con dicha información se obtuvo el mapa con la clasificación de las coberturas terrestres (Figura 2). Dentro de los SAF, el que mayor superficie presentó fue el PC, seguido del ME y finalmente el PT con 1,367, 681 y 381 ha, respectivamente. La precisión del mapa con la clasificación de la cobertura terrestre asociado a los SAF es del 86%. La concordancia de los píxeles de la imagen con la información obtenida

en campo mediante el coeficiente Kappa fue de 0.82 para la imagen radar. Lo que, de acuerdo con Landis y Koch (1977), presenta una concordancia nivel “insignificante” (leve) y considerablemente “buena”. Ngo (2020) presentó resultados parecidos, al presentar una precisión del 94.81 y un coeficiente Kappa 0.92 para la clasificación de zonas forestales.

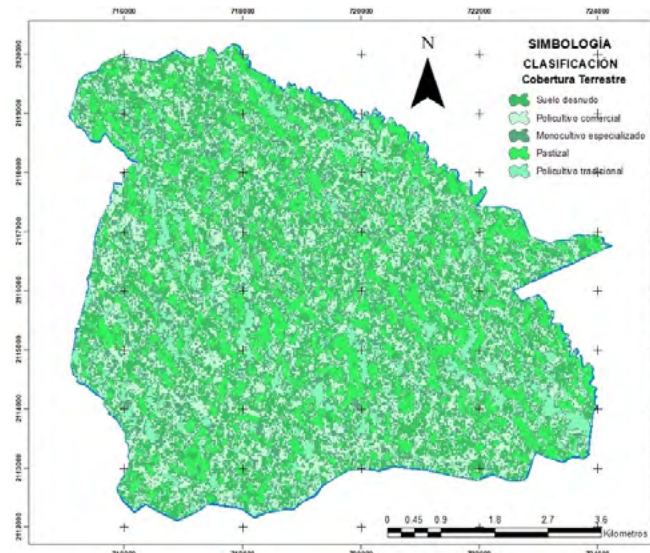


Figura 2. Cobertura terrestre asociada a los agroecosistemas de café

Caracterización de los SAF

Los Sistemas Agroforestales de Café (SAF) fueron descritos y caracterizados por Escamilla *et al*; (1994). En campo fueron seleccionadas tres coberturas terrestres asociadas a los sistemas agroforestales de café más representativos, frecuentes y relevantes para la región desde la perspectiva cultural y económica. A continuación, se presentan las características generales de cada sistema de producción de café seleccionado:



Policultivo tradicional (PT)



Policultivo comercial (PC)



Monocultivo especializado (ESP)

Ecuaciones para estimación contenido de C (Mg ha⁻¹)

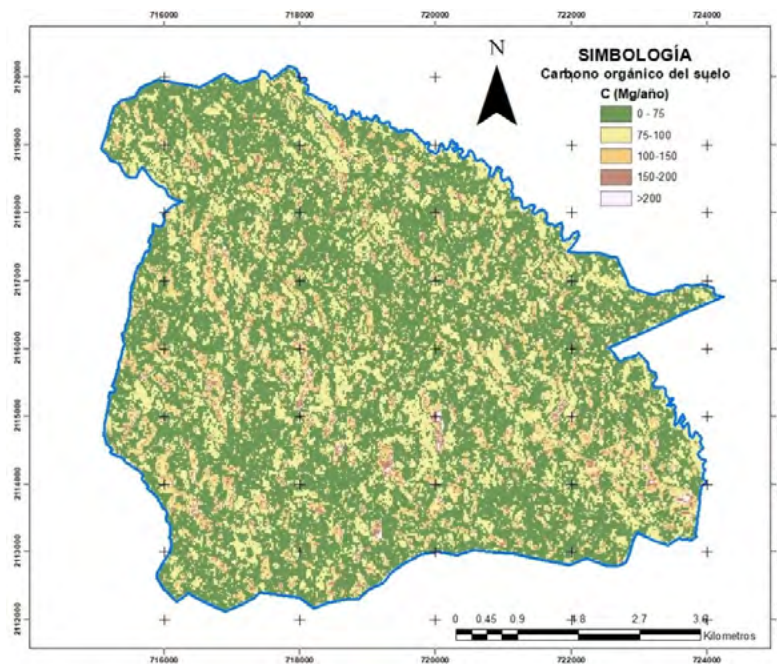
Con los valores de retrodispersión de cada sistema y el valor de C se obtuvieron tres funciones para cada uno de los sistemas. Como se puede observar en el Cuadro 2, los valores de correlación entre la variable retrodispersión y el contenido de C es positiva y es alta, lo que significa una alta relación entre ambas variables. En el caso del ME y PC se obtuvieron coeficientes de determinación (R^2) mayores a 0.8, mientras que para el caso del PT el valor fue relativamente bajo 0.71.

Cuadro 2. Ecuaciones para estimación contenido de C (Mg ha⁻¹)

Cobertura terrestre	Correlación	Función	R ²
ME	0.9822	$Y=816.76x+47.538$	0.96
PC	0.9054	$Y=3391.2x-91.989$	0.81
PT	0.8483	$Y=1011.6x-5.1672$	0.71

R²: coeficiente de determinación ajustado

Esta información posteriormente fue utilizada para poder cuantificar la Tasa de COS en toda la zona de estudio, utilizando herramientas como la calculadora Raster y finalmente mediante la aplicación de un algebra de mapas se obteniéndose el siguiente mapa, el cual muestra la distribución espacial del contenido de COS en el área cafetalera del municipio de Huatusco (Figura 3).

**Figura 3. Tasa de carbono orgánico en suelo**

Mediante la información arrojada en el mapa anterior, se obtuvieron los valores de COS por unidad de superficie, presentándose en el Cuadro 3. Como se puede observar, el sistema agroforestal que mayor cantidad de COS tiene secuestrado es el PC, seguido del ME y finalmente el PT con 82,964.40, 81,076.40 y 40,023.98 respectivamente.

Cuadro 3. Contenido de C (Mg) por sistema

SISTEMA	Clave	C (Mg)
Policultivo Comercial	PC	82,964.40
Monocultivo (especializado)	ME	81,076.40
Policultivo Tradicional	PT	40,023.98
Pastizal	PZ	96,739.75
Suelo desnudo	SD	66,642.94
TOTAL		367,447.47

Los calores de COS reportados en la zona de estudio, se compararon con el trabajo realizado por Bautista et al., 2018 en donde podemos observar que los valores son muy parecidos, ya que en dicho trabajo se reportó la cantidad de 393,982.71 C(Mg).

Conclusiones

Este estudio cuantificó la distribución y el área de las coberturas terrestres asociadas a los SAF en la zona cafetalera del municipio de Huatusco y demostró la utilidad de las imágenes SAR Sentinel 1 para el mapeo de la cubierta terrestre. En general los resultados indican que las imágenes Sentinel 1 junto con el uso de algoritmos de aprendizaje automático como el clasificador SVM, pueden usarse como una herramienta eficaz para el mapeo de los SAF. El resultado demuestra que la precisión general y el coeficiente Kappa obtenido con alto grado de heterogeneidad. Con esta información generada, se pudo obtener un mapa con la distribución espacial del contenido de COS para cada uno de los agroecosistemas de café. Contribuyendo con datos que evidencia su potencial en cuanto al secuestro de COS y su potencial en cuanto a mitigadores del cambio climático.

Literatura citada

- Abdikan, S. et al. (2016) "Land cover mapping using sentinel-1 SAR data", *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 41(July), pp. 757–761. doi: 10.5194/isprsarchives-XLI-B7-757-2016.
- Bautista Calderon, E. A., Gutiérrez Castorena, E. V., Ordaz Chaparro, V. M., Gutiérrez Castorena, M., & Cajuste Bontemps, L. (2018). Sistemas agroforestales de café en Veracruz, México: identificación y cuantificación espacial usando SIG, percepción remota y conocimiento local. *Terra Latinoamericana*, 36(3), 261-273.
- Dobson, M. C., Ulaby, F. T., & Pierce, L. E. (1995). Land-cover classification and estimation of terrain attributes using synthetic aperture radar. *Remote sensing of Environment* 51(1): 199-214.
- Eckerstorfer, M., Malnes, E., & Müller, K. (2017). A complete snow avalanche activity record from a Norwegian forecasting region using Sentinel-1 satellite-radar data. *Cold regions science and technology*, 144, 39-51.
- Escamilla, P. E., Vargas, A. L. L., Cárdenas, S. D., Cortés, H. V. S., Sosa, R., & Ramírez, L. R. (1994). Los sistemas de producción de café en el centro de Veracruz, México. Un análisis tecnológico. *Revista de Historia*, (30), 41-67.
- Espinoza-Domínguez, W., Krishnamurthy, L., Vázquez-Alarcón, A., & Torres-Rivera, A. (2012). Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 18(1), 57-70.
- Fernández Ordoñez, Y., Soria Ruiz, J., Leblon, B., Macedo Cruz, A., Ramírez Guzmán, M., & Escalona Maurice, M. (2020). Imágenes de radar para estudios territoriales, caso: inundaciones en Tabasco con el uso de imágenes SAR Sentinel-1A y Radarsat-2. *Realidad, datos y espacio. Revista internacional de estadística y geografía*, 11(1), 4-21.
- Hernández, Y. (2020). Cambio climático: causas y consecuencias. *Renovat: Revista de Estudios Interdisciplinarios en Ciencias Sociales, Tecnología e Innovación*, 4(1), 38-53.
- INEGI, 2001. Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos. Continuo Nacional. Escala 1:1 000 000. Serie I. Provincias fisiográficas, Subprovincias fisiográficas, Sistema topoformas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Ags., México.
- INEGI, 2008. Conjunto de datos vectoriales Unidades Climáticas. Escala 1:1 000 000. (Conjunto Nacional). Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Ags., México.
- INEGI. 2010. Conjunto de datos vectoriales hidrográfica, escala 1:1000000 Serie II. (Conjunto Nacional), Edición 2a. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Ags., México.
- Li, W., Niu, Z., Shang, R., Qin, Y., Wang, L. y Chen, H. (2020). Mapeo de alta resolución de la altura del dosel forestal mediante aprendizaje automático mediante el acoplamiento de ICESat-2 LiDAR con datos de Sentinel-1, Sentinel-2 y Landsat-8. *Revista Internacional de Geoinformación y Observación Aplicada de la Tierra*, 92, 102163.
- Masuhara, A., Valdés, E., Pérez, J., Gutiérrez, D., Vázquez, J. C., Pérez, E. S., ... & García, A. M. (2015). Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista amazónica ciencia y tecnología*, 4(1), 66-93.
- Ngo, K. D., Lechner, A. M., & Vu, T. T. (2020). Land cover mapping of the Mekong Delta to support natural resource management with multi-temporal Sentinel-1A synthetic aperture radar imagery. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 17, 100272.
- Orlíková, L. y Horák, J. (2019). Land Cover Classification Using Sentinel-1 SAR Data. En 2019 International Conference on Military Technologies (ICMT) (1-5). IEEE, Republica Checa.
- Van Pham, M., Pham, T. M., Du, Q. V. V., Bui, Q. T., Van Tran, A., Pham, H. M., & Nguyen, T. N. (2019). Integrating Sentinel-1A SAR data and GIS to estimate aboveground biomass and carbon accumulation for tropical forest types in Thuan Chau district, Vietnam. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 14, 148-157.
- Zhou, T., Geng, Y., Chen, J., Pan, J., Haase, D., & Lausch, A. (2020). High-resolution digital mapping of soil organic carbon and soil total nitrogen using DEM derivatives, Sentinel-1 and Sentinel-2 databased on machine learning algorithms. *Science of the Total Environment* 729, 138244.

7.8.Efecto del fuego sobre las propiedades de los suelos agrícolas y los stocks de carbono en el sur de Quintana Roo

Fragoso-Servón Patricia¹; Pereira-Corona Alberto¹; Prezas-Hernández Benito¹; Navarro-Sánchez Ana Laura¹ y Cawich Giannie Z.¹

¹ Departamento de Recursos Naturales. Universidad de Quintana Roo, Boulevard Bahía s/n esq. Ignacio Comonfort, colonia Del Bosque. CP 77019 Chetumal, Quintana Roo
Autor para correspondencia: pfragoso2012@gmail.com

Resumen

Existe una gran controversia dentro de las prácticas de cultivo tradicionales que realizan una o dos quemas. La mayor parte de las investigaciones sobre el efecto que tiene la quema en los cultivos van dirigidas hacia 3 aspectos: el efecto sobre los microorganismos del suelo, la pérdida de la materia orgánica, la contaminación del aire y los efectos en la salud. El proceso de combustión durante la quema de vegetación contribuye a reducir la materia orgánica, fuente importante de nutrientes como el nitrógeno, fósforo, potasio y magnesio entre otros. Nutrientes que son incorporados principalmente a través del uso de fertilizantes. La dinámica de los suelos kársticos es un poco diferente a otros suelos ya que los altos contenidos de calcio interfieren tanto en la dinámica de las propiedades físicas y químicas. Al analizar las propiedades físicas y químicas en los primeros 20 cm de profundidad en un suelo Gleysol antes y después de la quema bajo cultivo de caña de azúcar en la zona kárstica del sur de Quintana Roo se encontraron cambios en la textura y diferencias significativas en las concentraciones de fósforo, pH y en menor proporción sodio y calcio. El contenido de carbono orgánico varió poco. La quema en estos suelos no permite el aumento de nutrientes a excepción del fósforo y afecta la textura

Palabras clave: *quema agrícola, karst, carbono, fósforo*

Abstract

There is a great controversy within the traditional cultivation practices that carry out one or two burns. Most of the research on the effect that burning has on crops is directed towards 3 aspects: the effect on soil microorganisms, loss of organic matter, air pollution and health effects. The combustion process during the burning of vegetation contributes to reducing organic matter, an important source of nutrients such as nitrogen, phosphorus, potassium, and magnesium, among others. For crops like this one, nutrients are mainly incorporated through fertilizers. Dynamics of karst soils is a bit different from other soils as the high calcium content interferes with both the dynamics of physical and chemical properties. Analysis of physical and chemical properties in the first 20 cm of depth in a Gleysol soil before and after burning under sugarcane cultivation in the karst zone of southern Quintana Roo showed changes in the texture and significant differences in the concentrations of phosphorus, pH and to a lesser extent sodium and calcium. The organic carbon content varied only a little. Burning in these soils does not allow the increase of nutrients except for phosphorus and affects the textural class of it.

Keywords: *agricultural burning, karst, carbon, phosphorus*

Introducción

La caña de azúcar es un cultivo perenne característico de las zonas cálidas húmedas y subhúmedas, de ella se obtienen cuatro productos azúcar, piloncillo, fruta y forraje. En México existen 51 ingenios azucareros distribuidos en 15 estados de la República. Para el ciclo 2018-19 se reportó una superficie cosechada de caña de azúcar de 805.5 miles de hectáreas (CONADESUCA, 2019).

Dentro de las prácticas de cultivo tradicionales se realizan una o dos quemas, la primera antes de la cosecha y la segunda posterior a la cosecha. La quema es una práctica que se realiza por las características particulares que tiene el cultivo y por el contexto social y económico en que esa agroindustria se desenvuelve (Chaves y Bermúdez, 2006).

Existen diversas investigaciones sobre el efecto de las quemas sobre las poblaciones de microorganismos del suelo (Pineda y Lizarazo, 2013), efectos cambios en los contenidos de carbono en el suelo (Cabrera y Zuaznábar, 2010), efectos sobre contaminación atmosférica y los daños a la salud de las poblaciones aledañas (Dávalos, 2007; Flores, et al., 2016), sobre análisis de fertilidad para cálculos de dosis de fertilizantes (Salgado et al. 2000; Karlen et al., 2003).

Aún con la información disponible hasta ahora, el uso de la quema para el mantenimiento de los sistemas naturales y agropecuarios sigue siendo un tema conflictivo. Es importante destacar que, a pesar de un uso frecuente del fuego en la producción de caña no se dispone de información del efecto sobre las propiedades físicas y químicas del suelo (Domínguez, 2016) en los suelos kársticos de la Península de Yucatán.

En esta investigación se busca analizar el efecto que tiene la quema de la caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) en las propiedades tanto físicas como químicas del suelo en la zona cañera del sur de Quintana Roo, para evaluar el efecto de las quemas sobre la productividad de los cultivos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La zona de cultivo de caña en Quintana Roo se encuentra en la porción sur bajo la administración del ingenio de San Rafael de Pucté, el cual trasciende en la actividad económica y social del estado con una superficie cosechada de 21 150 hectáreas, abarca 13 ejidos a lo largo de la Riviera del río Hondo (CONADESUCA, 2019).

En la zona predominan planicies subhorizontales y ligeramente diseccionadas con algunos acolinamientos, el clima es cálido subhúmedo con una temperatura media anual es de 26.7°C y una precipitación anual de 1307 mm, los grupos de suelo dominantes en el área son Gleysol, Vertisol, Luvisol y en menor escala Leptosol (INIFAP, 2012; Fragozo et al., 2016).

El estudio se realizó en el ejido Álvaro Obregón en un predio de 16 hectáreas ubicado en el lugar llamado “El Zapote” con coordenadas 18°18'50" latitud norte y 89° 42'11" longitud oeste en un cultivo de caña de 10 años en producción con una altura promedio de 3 m y sin plagas sobre un suelo Gleysol (Figura 1).

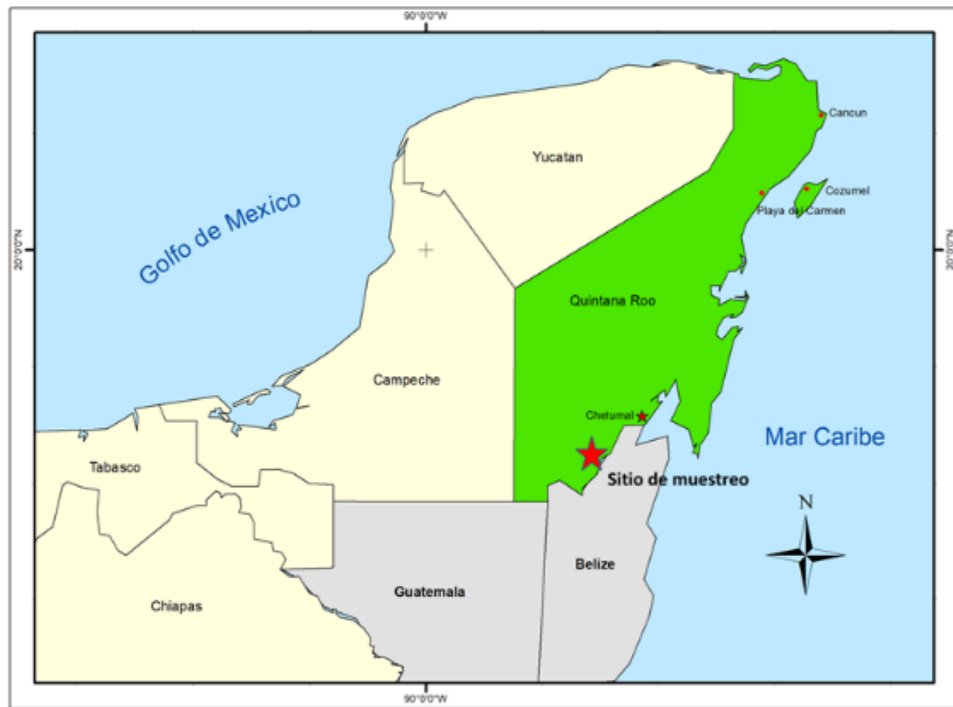


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Para identificar los efectos de la quema, se realizaron dos muestreos en el intervalo de un ciclo productivo, el primero cuando el cultivo alcanzó su máximo desarrollo y el segundo después de la quema y cosecha de este.

Se siguieron las metodologías de muestreo y análisis de Siebe et al. (1996) y la Norma Oficial Mexicana (NOM-021-RECNAT-2000) que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos.

Se utilizó el diseño por zig-zag para el muestreo, tomando 10 puntos, cada punto fue georreferenciado, se evaluaron las propiedades físicas y químicas previo a la quema y posterior a la quema, así como la temperatura alcanzada por el suelo durante la quema.

Para evaluar el efecto de la quema sobre las propiedades del suelo se eliminó la hojarasca y el horizonte O; a partir del horizonte mineral, se tomaron muestras cada 2 cm hasta llegar a una profundidad de 20 cm, cada muestra fue secada a la sombra, molida y tamizada con malla de 2mm, para los análisis fisicoquímicos.

Para evaluar el incremento de la temperatura del suelo durante la quema se utilizaron placas de cerámica cruda (sin vidriado) de 10 por 5 cm con pintura termosensible poniendo en cada una de ellas líneas de registro verticales de 5 cm de altura, con 0.5 cm de ancho y una separación de 0.5 cm por cada una de ellas, teniendo siete indicadores de temperaturas de 90-130°C, 130-150°C, 150-180°C, 180-220°C, 230-260°C, 320-340°C, 590-630°C. Cada placa fue enterrada junto al pozo de muestreo de modo tal que las líneas de pintura abarcaran los primeros cinco centímetros de profundidad del suelo. La temperatura superficial durante la quema se midió usando un pirómetro laser portátil.

Los análisis realizados fueron: Físicos: Color, estructura y textura; Químicos: pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, fosfatos, cationes intercambiables.

Los resultados obtenidos fueron sometidos a un análisis estadístico de correlación entre las condiciones de pre y post quema con un $\alpha=0.05$ para indicar si los resultados de las correlaciones son o no producto del azar.

Resultados y Discusión

Propiedades físicas

Los valores de las propiedades físicas y químicas en la pre-quema son relativamente homogéneos a lo largo de los 20 cm del perfil (Figura 2), lo que permite suponer una cierta homogeneidad en la capacidad de conducción térmica del suelo al menos en los 20 cm de profundidad estudiados, se observa un incremento en las arcillas de 45 a 52% conforme aumenta la profundidad en tanto que los limos se mantienen esencialmente constantes a lo largo del perfil y las arenas disminuyen de 40 a 32% en el mismo intervalo de profundidad.

A mayor profundidad hay más arcillas y menos arenas, este es un proceso de arrastre mecánico y acomodo de las partículas que se ve favorecido con las fuertes lluvias típicas de la zona de estudio.

Las propiedades químicas en general presentan las mayores concentraciones en los primeros centímetros y va disminuyendo el contenido alcanzando los valores más bajos a los 20 cm.

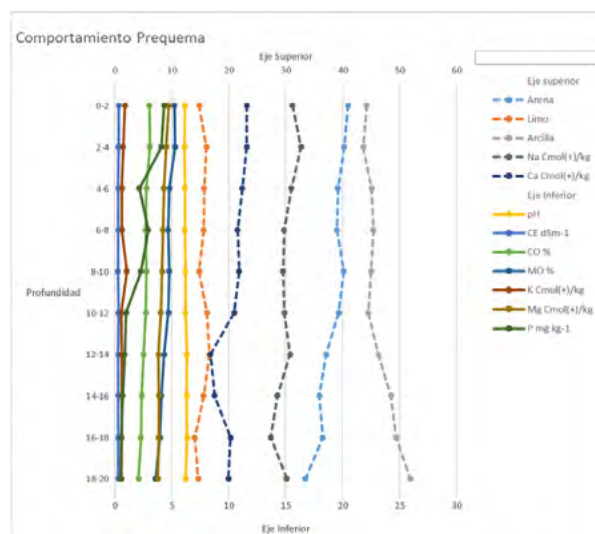


Figura 2. Resultados pre-quema

En la pos-quema (Figura 3) disminuye el contenido de arcillas y aumenta el contenido de limos en un patrón de distribución respecto a la profundidad que es diferente a las condiciones de pre-quema, las arenas se mantienen relativamente en la misma proporción y comportamiento que en la pre-quema: mayor contenido en la parte superior y menos contenido en la parte inferior del perfil; las arcillas tienen el mismo comportamiento en profundidad menor contenido en la superficie y mayor en la profundidad, por su parte el contenido de limos disminuye con la profundidad de manera irregular, siendo entre los 4 y 12 cm las profundidades de mayor irregularidad en las tres texturas, lo que podría estar asociado con el desarrollo radicular de la caña de azúcar a dicha profundidad.

Propiedades químicas

Las unidades están en la leyenda de ambas figuras con línea punteada en el eje superior y líneas continuas en el eje inferior, con las unidades correspondientes a cada variable expresadas en la leyenda.

Para los parámetros medidos se observa que se mantiene la tendencia de concentraciones mayores en la parte superior del perfil y menores conforme se desciende en profundidad. Con respecto a los contenidos de potasio, calcio, magnesio, carbono y materia orgánicos son similares.

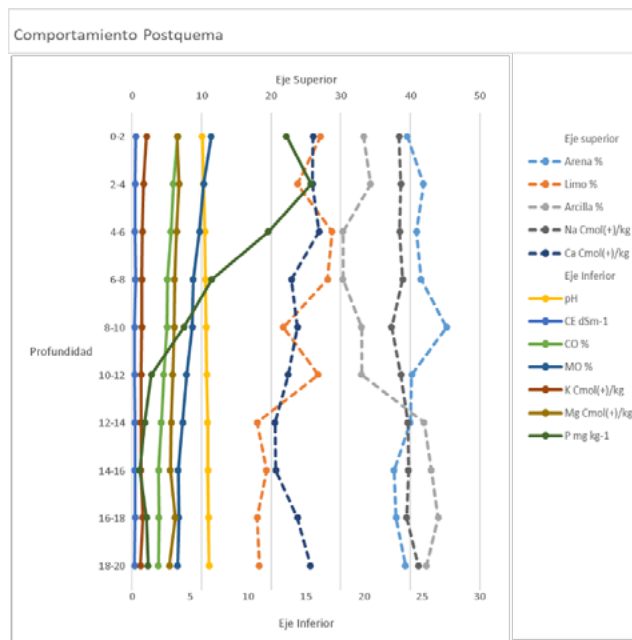


Figura 3. Resultados Post-quema

En donde se observan cambios es en contenido de sodio, fósforo y pH. El sodio aumenta su concentración un 20% después de la quema, el pH disminuye en una unidad pasando de la neutralidad a moderadamente ácido posiblemente debido a la formación de sales complejas que disminuyen el pH desde su valor cercano al 7 en pre-quema hasta valores de 5 en pos-quema, se acidula ligeramente el terreno en los primeros 20 cm.

Se observa un incremento sustancial en los contenidos de fósforo que van de menos de 4 mg Kg^{-1} de P (contenido bajo) a más de 10 mg Kg^{-1} en la pos-quema (medio a alto) solo en los primeros 10 cm, estos incrementos se deben probablemente al aporte del material orgánico degradado durante la quema.

El C muestra un ligero descenso no significativo con la profundidad, fenómeno que se incrementa en la pos-quema, el descenso es mayor, pero es no significativa la diferencia en la parte más profunda del perfil.

En un análisis de correlación por estratos entre las variables resulta significativo la inversión en el patrón de distribución vertical del sodio y el comportamiento del fósforo, el carbono y la materia orgánica que tienen correlaciones superiores a 0.9 y nos confirman que el incremento de fósforo en la pos-quema proviene de la materia orgánica (Cuadro 1).

Cuadro 1. Correlación para las variables físicas y químicas del suelo bajo condiciones de pre y post quema

Arena	Limo	Arcilla	pH	CE	CO	MO	K	Na	Mg	Ca	P
0.592	0.254	0.794	0.777	0.633	0.921	0.921	0.528	-0.201	0.850	0.817	0.916

Las diferencias entre los valores para C, MO, K, Mg y Fosforo entre las condiciones de pre-quema y post-quema no son estadísticamente significativas. Por su parte el pH tiene un comportamiento particular en este caso, si bien los valores de correlación muestran una distribución de los iones semejante entre ambas condiciones (antes y después de la quema), el cambio en una unidad de pH se debe considerar cuidadosamente puesto que la escala de medición es logarítmica y ello implica un incremento en un orden de magnitud (10X) en la concentración de iones libres, iones hidronio en este caso.



Temperatura

Las temperaturas registradas en los primeros 2 cm de profundidad alcanzaron valores de hasta 180°C, por debajo de esta profundidad no se obtuvieron cambios en la coloración de las pinturas térmicas lo que indica que no se alcanzaron temperaturas superiores a 90°C.

Sobre la superficie del suelo, las temperaturas registradas estuvieron encima de los 200°C con ráfagas de hasta 500°C.

Discusión

Hay opiniones tanto a favor como en contra de las quemas, algunos consideran que no son necesarias y que contaminan el aire, otros consideran que es una práctica que solo favorece las condiciones de la mano de obra para la cosecha. De acuerdo con Crovetto (1992), Molina et al. (2002) y Ripoli (2000), Sentiés et al., (2014) dentro de las ventajas y desventajas se encuentran:

Ventajas:

Eliminar peligro de serpientes y avispas a los cortadores, eliminar malezas, aumentar el rendimiento de los cortadores, evitar las quemas incontroladas o siniestros, disminuye los costos de transporte, disminuir una cantidad importante de materia extraña (suelo, hojas, basura, animales muertos, palos, ramas, etc.) que va al ingenio azucarero.

Desventajas:

Impactos ambientales negativos relacionados con la calidad del aire tanto en las emisiones de NO, CO, CO₂, SO₂, hidrocarburos y otras sustancias, así como en el contenido de partículas suspendidas, destrucción de microorganismos en las capas superficiales del suelo, afectación en las propiedades del suelo (físicas y biológicas), pérdida de la materia orgánica, la cual puede ser incorporada para mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo, se elimina el rastrojo que puede ser aprovechado para alimentar el ganado, dificulta el uso del control biológico, las altas temperaturas pueden afectar la sacarosa, posibilidad de pérdida de control del fuego y afectación a líneas de voltaje cercanas.

Sobre la pérdida de la materia orgánica Hartemik (1998), Molina et al. (2002), Salgado et al. (2000), Hernández y López (2002) indican que la quema de la materia orgánica no permite que se obtengan de esta forma los nutrientes que la planta necesita de manera natural, a cambio de ello deben subsidiar a la planta a través del uso de fertilizantes. Los resultados que se muestran, ponen de manifiesto que una parte de los nutrientes aportados mediante subsidio son reincorporados durante este proceso, específicamente el fósforo muestra este comportamiento al aumentar considerablemente su concentración en la parte superior del perfil luego de la quema, mismo que con el laboreo posterior muy posiblemente se redistribuya en todo el perfil.

Las ventajas son principalmente para los cortadores y para el ingenio, las desventajas de acuerdo con este estudio van principalmente a las propiedades del suelo, la quema afecta las propiedades físicas en cuanto a la textura (contenidos de arena, limo y arcilla) como a las propiedades químicas principalmente enfocadas a los cambios de pH, y pequeños cambios en contenidos de sodio y calcio. Si bien el contenido de Carbono tiene poco cambio en cuanto a concentración, no aporta un incremento de nutrientes para el siguiente ciclo obligando a los productores a utilizar fertilizantes perdiéndose de todos los beneficios que involucran el incorporar la materia orgánica al incrementar los nutrientes de forma natural, favoreciendo otras propiedades físicas como la estructura, densidad, porosidad del suelo y las propiedades biológicas.

Solo el contenido de fósforo se vio incrementado en los primeros centímetros con la quema.

Conclusiones

No hay diferencias estadísticamente significativas entre las propiedades físicas y químicas del suelo después de la quema si son medidas en su conjunto, pero se aprecian cambios sutiles en la distribución de algunos elementos y en la distribución granulométrica del material con respecto a la profundidad entre ambos momentos.

Se encontraron diferencias en el comportamiento vertical en la distribución de limos, arcillas, arenas y fósforo. Los primeros 3 pueden ser consecuencia del asentamiento y estabilización del suelo durante todo el periodo de crecimiento del cultivo en tanto que el fósforo su incremento está asociado a la MO acumulada en superficie y al liberado por el cultivo durante la quema.

La quema no altera significativamente las propiedades físicas y químicas del suelo más allá de la liberación de macro y microelementos por la quema del cultivo y su acumulación en los primeros centímetros del perfil. Al menos en el caso del tipo de suelo estudiado, el cultivo específico y las características muy particulares del comportamiento de los suelos en la zona kárstica del sur de Quintana Roo.

La quema no modifica significativamente los stocks de carbono en el suelo.

Literatura citada

- Cabrera, J. A., & Zuaznábar, R. 2010. Impacto sobre el ambiente del monocultivo de la caña de azúcar con el uso de la quema para la cosecha y la fertilización nitrogenada. I. Balance del carbono. *Cultivos tropicales*, 31(1), 5-13
- CONADESUCA (Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar). 2019. En la zafra (cosecha de la caña de azúcar) 2018/19. Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar, Gobierno de México. <https://www.gob.mx/conadesuca/>
- Crovetto, C. 1992. Rastrojos sobre el suelo una introducción a la cero labranza. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, 301 p.
- Chaves, M., Bermúdez, A. 2006. Motivos y Razones para Quemar las Plantaciones de Caña de Azúcar en Costa Rica. Políticas para la Agroindustria Azucarera Costarricense. Heredia, Costa Rica, 2006. Memoria 2006. Asociación de Técnicos Azucareros de Costa Rica (ATACORI), agosto. Tomo I, 248- 253.
- Dávalos, E. 2007. La caña de azúcar: ¿una amarga externalidad? *Desarrollo y Sociedad* 59, 117-164.
- Domínguez, H. 2016. Estudio de las propiedades físicas y químicas del suelo producidas por la quema controlada de vegetación en el municipio de Cumaribo, departamento del Vichada, 19-21.
- Flores, D., Algara, M., Aguilar, N., Carbajal, N., Aldama, C., Ávila, A., Álvarez, G. 2016. Influence of sugarcane burning on soil carbon and nitrogen release under drought and evapotranspiration conditions in a Mexican sugarcane supply zone. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(2), 177-189.
- Fragoso, P., Pereira, A., Bautista, F., Zapata, G. 2017. Digital soil map of Quintana Roo, Mexico. *Journal of Maps*, 13(2), 49-456.
- Hartemink, A. E. 1998. Soil chemical and physical properties as indicators of sustainable land management under sugar cane in Papua New Guinea. *Geoderma*, 85(4), 283-306.
- Hernández, I. López, D. 2002. Pérdida de nutrimentos por la quema de la vegetación en una sabana de *Trachypogon*. *Revista de Biología Tropical*, 50(3-4), 1013-1019.
- INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas y Pecuarias). 2012.
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., Andrews, S. S. 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114 (3-4), 145-156.
- Molina, D. E., Molina, C. H., Molina, C., Molina, J. 2002. Estudio de Caso Sobre el Manejo Convencional y Agroecológico del Cultivo de la Caña de Azúcar en el Valle del Cauca, Colombia. Reserva Natural El Hatico.
- Pineda, M. E. B., Lizarazo, L. M. 2013. Grupos funcionales de microorganismos en suelos de páramo perturbados por incendios forestales. *Revista de Ciencias*, 17(2), 121-136.
- Ripoli, T. 2000. Energy potencial of sugar cane biomasa in Brazil. *Scientia Agrícola*, 56 (4).
- Salgado, S., Nuñez, R., Peña, J., Etchevers, J., Palma, D., Soto, M. R. 2000. Respuesta de la soca de caña de azúcar a la fertilización NPK. *Agrociencia*, 34 (6), 689-698.
- SEMARNAT (Secretaría de medio Ambiente y recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Diario Oficial de la Federación. México
- Senties, H., Gómez, F., Valdez, A., Silva, H., Trejo, L. 2014. The Agro-Industrial Sugarcane System in Mexico: Current Status, Challenges and Opportunities. *Journal of Agricultural Science*, 6 (4), 26-54.
- Siebe, C., Jahn, R. y Stahr, K. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del suelo, A.C. Chapingo, México.

7.9. Efecto de las quemas prescritas en los flujos de carbono del suelo, en los Llanos de Ojuelos Jalisco, Jalisco

Delgado-Balbuena Josué¹; De la Cruz-Domínguez Juan C.²; Alfaro-Reyna Teresa¹; Luna-Luna Miguel¹

¹ Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Agricultura Familiar. Km. 8.5 carretera Ojuelos de Jalisco-Lagos de Moreno, Jalisco

² Universidad Autónoma de Chapingo, Departamento de Ciencias Forestales, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: delgado.josue@inifap.gob.mx

Resumen

El cambio climático es un problema ambiental que afecta a la humanidad. La composición de la atmósfera está siendo modificada por la quema de combustibles fósiles provocando un aumento en la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera. Actividades como los incendios forestales liberan grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera; sin embargo, existe poca información sobre los efectos de la temporada, frecuencia e intensidad del fuego en los pastizales del Desierto Chihuahuense. Por esta razón se planteó el objetivo de evaluar el efecto de las quemas prescritas en los flujos de carbono del suelo en un pastizal semiárido. Se realizaron quemas prescritas sobre un pastizal inducido, además se simularon tres intensidades de fuego en un pastizal natural. En ambos sitios se colocaron cámaras de respiración para monitorear la respiración del suelo a lo largo del tiempo. Como resultados preliminares se observaron tasas de respiración menores a 0.5 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ antes y después de los tratamientos de quema. El aumento de temperatura del suelo por efecto de la quema no estimuló la respiración, mientras que la precipitación incrementó las tasas de respiración en más de 400%. Los tratamientos de quema no indujeron cambios inmediatos en la respiración del suelo; sin embargo, será necesario analizar los efectos de este a largo plazo.

Palabras clave: *Ecología del fuego, cambio climático, gases de efecto invernadero.*

Abstract

Climate change is an environmental problem that affects humanity. The composition of the atmosphere is being modified by the burning of fossil fuels causing an increase in the concentration of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere. Activities such as forest fires release large amounts of CO₂ into the atmosphere; however, there is little information on the effects of the season, frequency, and intensity of the fire in the grasslands of the Chihuahuan Desert. For this reason, the main goal of this study was to evaluate the effect of prescribed burnings on soil carbon fluxes in a semi-arid grassland. Prescribed burns were carried out on an induced grassland, in addition three fire intensities were simulated in a natural grassland. Soil respiration chambers were placed at both sites to monitor soil respiration over time. As preliminary results, respiration rates before and after the burn treatments were less than 0.5 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. The increase in soil temperature due to burning did not stimulate respiration, while precipitation increased respiration rates by more than 400%. The burning treatments did not induce immediate changes in soil respiration; however, it will be necessary to analyze the effects of this in the long term.

Keywords: *Fire ecology, climate change, greenhouse gases.*

Introducción

El cambio climático es un problema ambiental que afecta a la humanidad. Aunque la variación climática es un fenómeno natural, en los últimos años la composición de la atmósfera está siendo modificada, principalmente, por la quema de combustibles fósiles, como el carbón y el petróleo, provocando un aumento en la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, lo que ha llevado a un aumento en los gases de efecto invernadero provocando un aumento en el calentamiento global. Aunado a esto como los cambios de uso de suelo e incendios forestales, contribuyen de manera significativa en la emisión de CO₂ a la atmósfera.

Los principales sumideros de carbono son los ecosistemas terrestres y los océanos, reteniendo entre 25 y 30% de todas las emisiones de CO₂ antropogénicas, las cuales han aumentado en más de 30% el contenido de CO₂ atmosférico con respecto a los niveles previos a la revolución industrial (King, 2007). La mayor proporción de captura de carbono se realiza en los bosques templados, sin embargo, las zonas áridas y semiáridas también juegan un papel muy importante ya que ocupan en proporción un tercio de la superficie de ecosistemas terrestres (FAO, 2007). Dentro de estos ecosistemas, el suelo es el principal almacén de C, ya que representa entre el 45 y 90% del C en la biomasa del ecosistema (Montaño, 2016). No obstante, los ecosistemas áridos son los más frágiles del mundo, esta situación es acentuada por los periodos de sequías prolongados y por la explotación desmedida de sus recursos.

Los árboles, arbustos y pastos son elementos esenciales de los ecosistemas áridos, que contribuyen al almacenamiento de carbono, por ende, los cambios en la cubierta vegetal afectan proporcionalmente al flujo de carbono almacenado en el suelo el cual es liberado hacia la atmósfera. Actividades como el pastoreo excesivo, incendios forestales entre otros, liberen grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera, provocan a su vez cambios en el microclima y la biota del suelo, contribuyendo en el aumento de las emisiones de CO₂, aunque esto último es poco conocido. Existe poca información sobre los efectos de la temporada, frecuencia e intensidad del fuego en los pastos del Desierto Chihuahuense (Humphrey, 1974). Por esta razón se planteó el objetivo de evaluar el efecto de las quemas prescritas en los flujos de carbono del suelo en una zona semiárida cubierta por pastizales, además de evaluar la simulación de diferentes intensidades del fuego.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en dos localidades del municipio Ojuelos de Jalisco, que corresponde a la región árida y semiárida del Altiplano Central, mexicano. Con un clima templado seco y una precipitación anual de 450 mm y una temperatura media de 17.5° C. La localidad de Santo Domingo está cubierta por principalmente por pasto Llorón (*Eragrostis curvula*). La cobertura de la localidad de Vaquerías es pastizal nativo, cubierto principalmente por *Buteloua gracilis*, *B. hirsuta*, *B. scorpioides*, *Muhlenbergia rígida*, en el estrato herbáceo y *Acacia sp.* en el estrato arbóreo.



Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

El estudio contempla dos enfoques: analizar los efectos de una quema prescrita y la simulación de las intensidades de fuego.

Quema prescrita

Para evaluar los efectos de la quema prescrita en la respiración del suelo y para calcular las emisiones de carbono, se realizaron dos quemas prescritas en un área de 15 hectáreas en la localidad de Santo Domingo. El primer tratamiento se realizó el 28 de abril y consistió en una quema focalizada o “head fire”, donde se establecieron líneas minerales y líneas negras de 10 metros de ancho, se contó con brigadas para la contención del fuego a lo largo del perímetro. El segundo tratamiento se realizó el 26 de mayo donde se aplicó una quema de corona. Donde se alcanzó una temperatura de 75 °C a la base del suelo y de 800 °C a 10 metros (Whelan, 1995).

En esta área se establecieron 10 parcelas pareadas de 1 m² cada una. Antes de la quema se realizó el corte de la biomasa área, después de la quema se recolectó la biomasa carbonizada y no quemada después de aplicar el tratamiento de quema (Figura 1). La biomasa recolectada se secó en una estufa a 60 grados hasta obtener un peso seco constante, se seleccionó una submuestra la cual se incinero en una mufla a 450 grados por cuatro horas para obtener el contenido de cenizas.

Simulación de intensidades de fuego

Se simuló la cantidad de biomasa para evaluar tres intensidades de fuego, utilizando 800, 1500 y 2500 kg de materia seca por hectárea, para lo cual se aplicó la ecuación desarrollada por Luna 2009, utilizando un quemador portátil de gas butano (Britton and Wright, 1979).

$$\text{Intensidad de fuego} = -30.613 + 157x_1 + 5.719x_2 (R^2 = 0.881)$$

Donde:

$$x_1 = \text{Presión de gas (kg cm}^2\text{)}$$

$$x_2 = \text{Tiempo (segundo)}$$

Toma de datos

Se evaluaron los flujos de CO_2 *in situ*, mediante el método de cámara dinámica, equipo (Sistema de fotosíntesis portátil LI-6400 / XT) y Cámara de flujo de CO_2 del suelo (6400-09). a partir del mes de abril al 30 de julio, semanalmente por la mañana y por la tarde, se muestrearon ocho puntos colocando la cámara de respiración sobre un collar de PVC de cinco centímetros de altura insertados tres centímetros dentro del suelo, en los periodos antes y después de las quemas prescritas y posteriormente en el inicio de las lluvias. El flujo de CO_2 se estimó en micromoles de dióxido de carbono por metro cuadrado por segundo ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). La temperatura del suelo se midió junto con la respiración con un sensor termopar tipo “k” insertado a un lado de los aros de PVC instalado en el equipo de sistema (IRGA).

Análisis de datos

Se realizó un análisis de varianza de medidas repetidas para comparar las tasas de respiración en las diferentes intensidades de fuego. Para analizar los flujos de carbono se utilizarán regresiones lineales y no lineales entre las tasas de respiración y la temperatura del suelo y del aire.

Resultados y discusión

Para la quema prescrita en el pastizal de zacate llorón hubo una disponibilidad de combustible (biomasa aérea seca) de $11.3 \pm 0.38 \text{ t ha}^{-1}$ (Fig. 2), la cual fue una disponibilidad de combustible muy alta respecto a los pastizales naturales de la región ($<2.5 \text{ t ha}^{-1}$). El carbono emitido a la atmósfera por combustión fue de $2.88 \pm 0.138 \text{ t ha}^{-1}$. Hubo una relación lineal directa entre la disponibilidad de biomasa y el carbono emitido a la atmósfera (Fig. 2). Los residuos de carbón y materia seca parcialmente quemada fueron de $1.76 \pm 0.07 \text{ t ha}^{-1}$, los cuales, dependiendo de la temperatura de combustión son residuos de carbón muy estables y pueden permanecer en el ecosistema hasta cientos de años sin descomponerse (Santín and Doerr, 2016). Debido a esto, los residuos de carbón podrían considerarse como un almacén importante de carbono producto de los incendios.

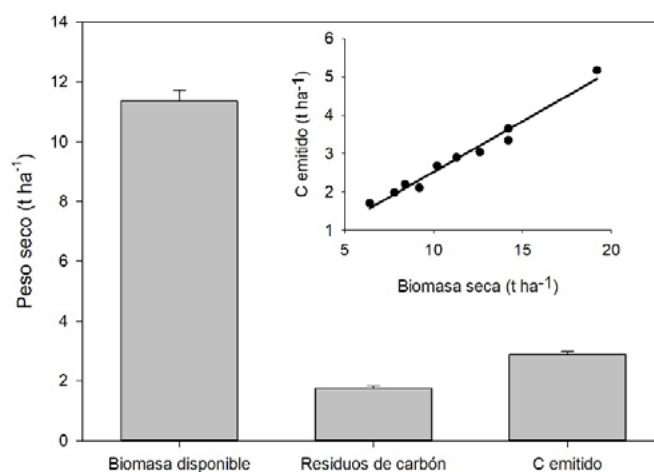


Figura 2. Biomasa disponible, residuos de carbón y materia seca parcialmente combustionada, y C emitido a la atmósfera por efecto de la quema prescrita en el pastizal de zacate llorón. El inserto en la figura muestra la relación entre la biomasa seca disponible y la emisión de carbono a la atmósfera por combustión.

Los resultados indican que las tasas de respiración en los primeros días se mantuvieron por debajo de $0.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, y permanecieron en esa magnitud incluso después de la quema (día 116, Figura 2). Las máximas tasas de respiración se observaron a partir del día 130 ($3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), las cuales ocurrieron

después de varios eventos de precipitación (Fig. 3). Las tasas de respiración decrecieron exponencialmente después de los eventos de precipitación retornando a los niveles iniciales antes y después de la quema. Los ecosistemas áridos son ecosistemas limitados por la disponibilidad de agua más que por la temperatura (Sala, 1982), por lo que tanto plantas como microorganismos se activan con el inicio de la época de lluvias. Particularmente, los microorganismos del suelo tienen la capacidad de activarse e iniciar sus procesos metabólicos en periodos menores a 1 día después de ocurrido un evento de precipitación (Delgado-Balbuena, 2016).

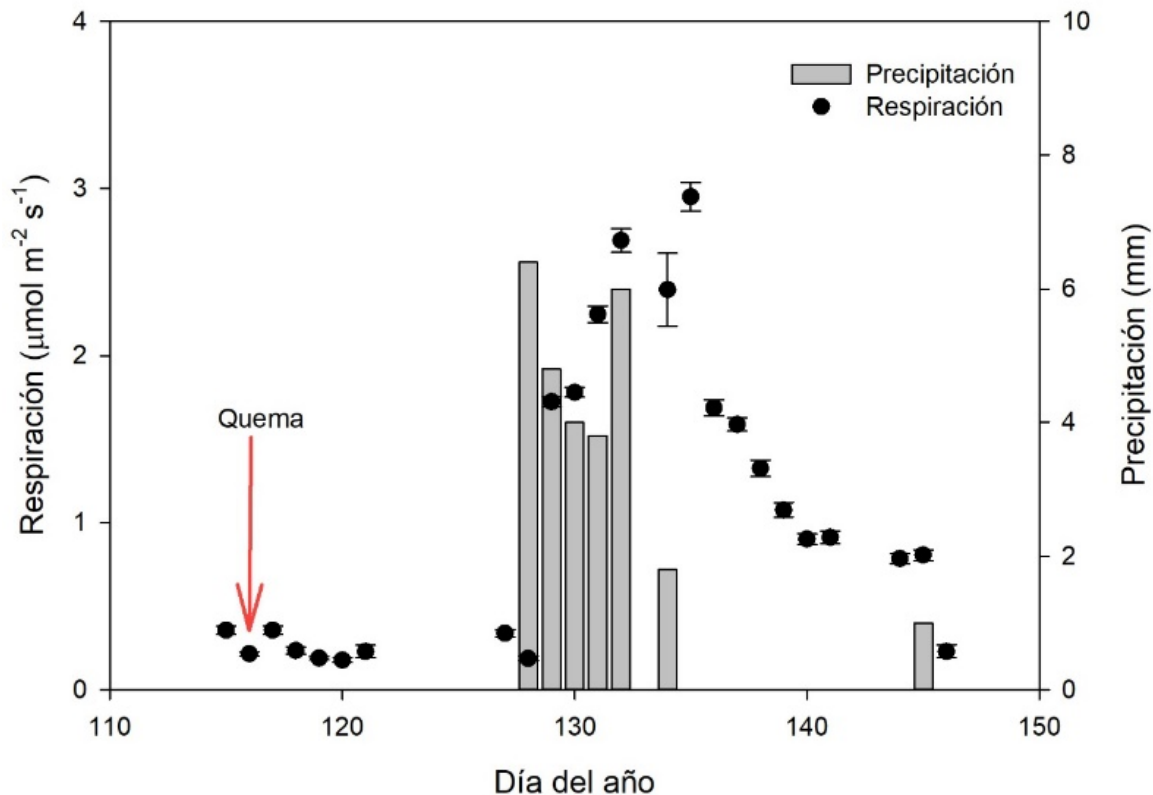


Figura 3. Tasa de respiración del suelo (media \pm error estándar) y precipitación antes y después de la quema prescrita (flecha roja).

La temperatura del suelo superó los 40 °C justo después de la quema; sin embargo, no se observó ningún estímulo en las tasas de respiración, las cuales se mantuvieron menores a 0.5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Con los eventos de precipitación, la temperatura disminuyó por debajo de los 20 °C, en cambio, la respiración se mantuvo en los niveles máximos (Figura 4).

En el siguiente grafica se muestra la tasa de respiración en relación con la temperatura, la cual incrementa notablemente después de la quema, alcanzando temperaturas superiores a los 40 °C, pero logrando una nula respuesta en la respiración, las cenizas se fueron dispersando por efecto del viento y escurrimientos de agua logrando la estabilización de la temperatura.

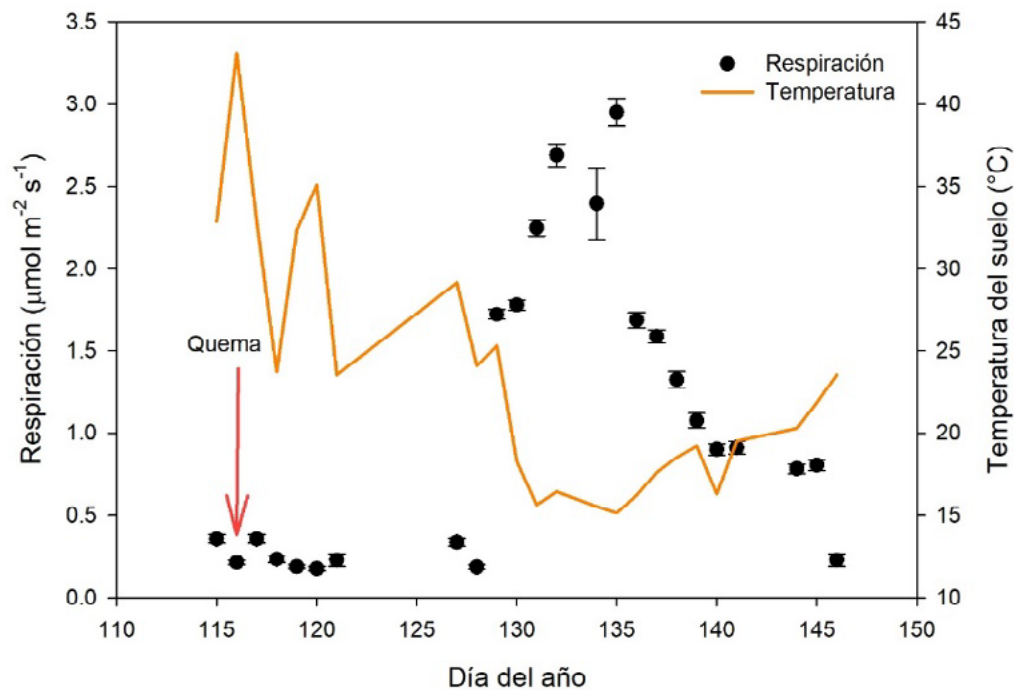


Figura 4. Respiración del suelo (media \pm error estándar) y temperatura del suelo antes y después de la quema prescrita (flecha roja)

Conclusiones

El aumento de temperatura inmediatamente después de la quema del pastizal, generó un aumento del albedo en la superficie, mostrando poco efecto de la temperatura del suelo en relación con la respiración; mientras que la precipitación fue quien promovió el aumento de la respiración del suelo en los primeros 5 días.

Literatura citada

- Bocanegra, L. M. (2006/2007). *ugr.es*. Obtenido de *ugr.es*: <http://www.ugr.es/~andyk/Theses/TesisLMOB.pdf>
- Delgado-Balbuena, J. (2016). Variability of carbon fluxes at different time-scales and their biotic and environmental controls on a short-grass steppe in Central México. Tesis de Doctorado. 113 p.
- Humphrey, R. R. (1974). *Fire in the deserts and desert grassland of North America*. New York.
- INIFAP. (2000). *Gua para el manejo de ranchos ganaderos del altiplano central*. Ojuelos, Jalisco.
- King, A. D. (2007). El primer informe sobre el estado del ciclo del carbono (SOCCR): el presupuesto de carbono de América del Norte y sus implicaciones para el ciclo global del carbono.
- luna, M. I. (2014). Season and Intensity of Burning on Two Grass Species of the Chihuahuan Desert. *Rangeland Ecol Manage.*
- Montaño, N. M. (2016). Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos. *Terra Latinoamericana*, 34.
- Orjuela, H. B. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Ciencias Agrícolas*, 82-96. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/rcia/v35n1/0120-0135-rcia-35-01-00082.pdf>
- Rodríguez, T. D. (2019). *Instructivo de quemas prescritas para el manejo integral del fuego en el municipio de Villaflores*.
- Santacruz, G. A. (1996). Importancia de los elementos climáticos en la variación florística temporal de pastizales semidesérticos. *Botánica Mexicana*, 65-81
- Santín C. and Doerr S. H. (2016) Fire effects on soils: the human dimension. *Phil. Trans. R. Soc. B* 371: 20150171. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0171>

7.10. Línea base del carbono orgánico del suelo en los bosques del estado de Durango

Vargas-Larreta Benedicto¹; López-Martínez Jorge O.²; Aguirre-Calderón Cristóbal G.¹; Aguirre-Calderón Carlos E.¹; Cueto-Wong José A.³

¹ Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico de El Salto. Tecnológico 101, 34942 El Salto, Durango, México.

² Cátedra CONACYT. El Colegio de la Frontera Sur. 77014, Chetumal, Quintana Roo, México.

³ Campo Experimental La Laguna. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Autor para correspondencia: bvargas@itelsalto.edu.mx

Resumen

El objetivo de este estudio fue establecer la línea base del Carbono Orgánico del Suelo (COS) en los bosques de Durango. Los datos de COS se obtuvieron de 399 sitios permanentes que cubren los principales tipos de bosque del Estado. Se obtuvieron muestras de hojarasca, horizonte de fermentación y de las capas de suelo mineral de 0-30 y 30-60 cm de profundidad. Las proporciones de carbono se determinaron en un analizador elemental (Flash 2000 NC Soil Analyzer). Para la elaboración del mapa estatal de COS se utilizaron imágenes de satélite del sensor LANDSAT 8 OLI. El contenido promedio de COS en la capa de 0-30 cm fue 112.26 (± 74.14 Mg ha⁻¹) y los almacenes promedio de C total (C en hojarasca, horizonte de fermentación y COS 0-30 y 30-60 cm) alcanzaron los 171.41 Mg ha⁻¹, con un intervalo entre 160.61 y 182.22 Mg ha⁻¹. La mayor reserva de COS se encontró en el bosque de pino en la capa de suelo de 0-30 cm (122.0 Mg ha⁻¹), mientras que los almacenes más bajos se encontraron en el bosque de encino-pino (101.3 Mg ha⁻¹). Los suelos del sur del estado tienen los menores almacenes de COS, mientras que los valores máximos se localizan en la parte norte.

Palabras clave: *COS; dióxido de carbono; GEI; materia orgánica.*

Abstract

The objective of this study was to establish the Soil Organic Carbon (SOC) baseline in the forests of Durango. SOC data were obtained from 399 permanent plots covering the main forest types of the state. Samples from leaf litter, fermented horizon and mineral soil layers of 0-30 and 30-60 cm depth were obtained. Carbon concentrations were determined in an elemental analyzer (Flash 2000 NC Soil Analyzer). Satellite images from the LANDSAT 8 OLI sensor were used to produce the statewide SOC map. The average SOC stocks in the layer 0-30 cm was 112.26 (± 74.14 Mg ha⁻¹) and the average total C stocks (C in leaf litter, fermented horizon and COS 0-30 and 30-60 cm) reached 171.41 Mg ha⁻¹, with a range between 160.61 and 182.22 Mg ha⁻¹. The highest COS stock was found in the pine forest in the layer 0-30 cm (122.0 Mg ha⁻¹), while the lowest stores were found in the oak-pine forest (101.3 Mg ha⁻¹). Soils in the southern part of the state have the lowest COS stores, while the maximum values are located in the northern part.

Key words: *SOC; carbon dioxide; GHG; organic matter.*

Introducción

El carbono orgánico en el suelo (COS) se considera cada vez más importante para los ecosistemas, y es un tema que ha ganado interés tanto a nivel nacional como internacional. Capturar y retener carbono adicional en el suelo puede mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono (CO₂) y el metano (CH₄) y, al mismo tiempo, mejorar la calidad y productividad del suelo para mantener su capacidad de producción (Edmonds y Chappell, 1994; Lugato *et al.*, 2013).

La predicción de las reservas de COS se ha convertido en un tema clave en los últimos años debido a los efectos del carbono en el cambio climático (Lal, 2005); además, ha recibido mucha atención debido a su gran variación en todas las escalas, desde la nacional hasta la local, y también debido al costo que supone la obtención de mediciones precisas de COS; en consecuencia, se están desarrollando nuevos enfoques metodológicos para mejorar la predicción espacial de sus existencias. Hasta ahora, las estimaciones del COS en los bosques del país son en cierta medida inciertas, debido a que dichas estimaciones están asociadas a valores de incertidumbre altos (hasta 68%), así como a la falta de información sobre la fracción gruesa del suelo, densidad aparente y concentraciones de carbono. Contar con una línea base del COS ayudará a disminuir la incertidumbre asociada a este importante almacén de carbono forestal, por lo que es una prioridad para el sector forestal y ambiental.

El objetivo de este estudio fue definir la línea base del carbono orgánico del suelo en los bosques de Durango para apoyar la cuantificación y el monitoreo del carbono forestal ante el cambio climático.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en los bosques templados de Durango, que ocupan aproximadamente 23% de la Sierra Madre Occidental (Figura 1). Los tipos de vegetación presentes en el área de estudio corresponden a bosque de pino (BP), bosque de pino-encino (BPQ), bosque de encino-pino (BQP) y bosque de encino (BQ), además de asociaciones de pino con otras coníferas y pino con otras hojosas.

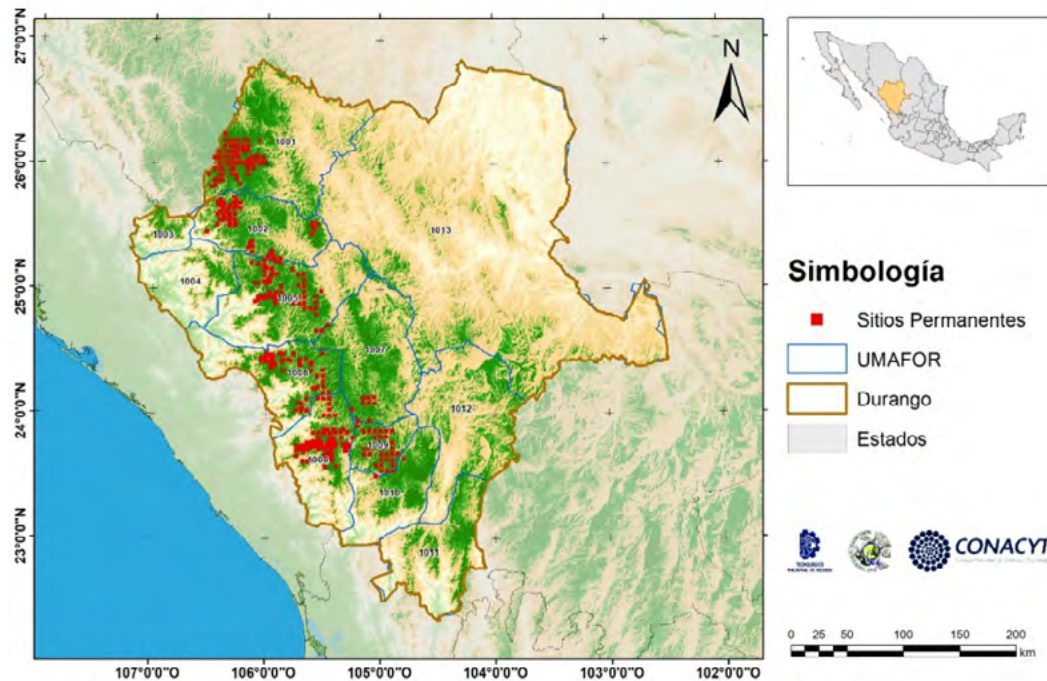


Figura 1. Localización del área de estudio

Metodología

Los datos se obtuvieron de 399 sitios de la red de Sitios Permanentes de Investigación Forestal y de Suelos (SPIFYS) del estado de Durango (Corral-Rivas *et al.*, 2014). Los sitios son de forma cuadrada de 50 x 50 m con una separación entre estos de 3 a 5 km. En cada SPIFYS se delimitaron 4 subsitios de 50 x 50 cm, los cuales se ubicaron a la mitad de la distancia del centro del sitio a cada vértice (17.6 m). En cada subsitio se tomaron muestras de hojarasca y horizonte de fermentación utilizando las definiciones estándar de Burton y Pregitzer (2008). El suelo se muestreó utilizando una barrena de acero inoxidable, con la cual se recogieron muestras de suelo a profundidades de 0-30 y 30-60 cm (cuando fue posible) en el centro de cada subsitio de 0.25 m². La densidad aparente se determinó empleando el método del cilindro, para lo cual se utilizó una barrera de pistón para obtener dos muestras (al este y al oeste, a 12.5 m del centro del sitio) de ambas profundidades. Una vez en laboratorio, las muestras de hojarasca y horizonte de fermentación se separaron en componentes finos y gruesos y se pesaron por separado; las muestras finales se secaron en una estufa a 70 °C y se pesaron. Las concentraciones de carbono se determinaron por el método de oxidación, por medio de un catalizador cobalto-platino en un horno a 900 °C. Las muestras de suelo se secaron a la sombra a temperatura ambiente y se tamizaron a 2 mm para separar el suelo mineral de las piedras, raíces finas y otros restos orgánicos y se pesó la fracción de menos de 2 mm. Una submuestra (10 g) de la fracción de suelo mineral <2 mm se secó en el horno a 105 °C; posteriormente, se formaron cápsulas de entre 40 y 50 mg. Las fracciones obtenidas se analizaron en un analizador elemental (Flash 2000 NC SOIL ANALYZER, Thermo Scientific) para determinar el porcentaje de carbono orgánico total.

Para la elaboración del mapa de COS se utilizaron seis escenas de la plataforma satelital LANDSAT del sensor 8 OLI, adquiridas del 9 de septiembre al 20 de octubre del 2020, con una resolución espacial de 30 m.

Resultados y Discusión

Contenido de carbono por reservorio

Las mayores proporciones de carbono se obtuvieron para la hojarasca (media 47.5%), seguida del horizonte de fermentación (21.9%). La proporción de carbono más baja se encontró en el suelo de 30-60 cm de profundidad (1.6%) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Estadísticos descriptivos de los porcentajes y contenidos de carbono en los reservorios evaluados.

Reservorio	C	N	Media	Mín	Máx	SD	Límites (95%)	
							Inf	Sup
Hojarasca	%	396	47.5	30.3	64.0	5.5	46.8	47.9
	Mg ha ⁻¹	395	8.3	0.2	42.3	6.9	7.8	9.3
H de ferm.	%	398	21.9	1.3	56.2	11.3	20.8	23.0
	Mg ha ⁻¹	398	1.1	0.0	9.2	1.4	0.9	1.2
COS 0-30 cm	%	396	3.6	0.4	19.2	2.6	3.3	3.8
	Mg ha ⁻¹	396	112.3	12.4	467.5	74.1	104.9	119.6
COS 30-60 cm	%	339	1.6	0.0	8.8	1.3	1.5	1.8
	Mg ha ⁻¹	339	53.1	1.9	254.1	42.7	48.8	57.6
COS 0-60 cm	Mg ha ⁻¹	339	161.4	18.8	560.0	98.3	150.9	171.9
C total	Mg ha ⁻¹	336	171.4	26.3	578.3	100.6	160.6	182.2

N: número de sitios permanentes con información del reservorio;

Los promedios de las existencias carbono en el suelo forestal oscilaron entre 1.1 Mg ha⁻¹ (horizonte de fermentación) y 112.26 Mg ha⁻¹ (suelo de 0-30 cm). El promedio de contenido de COS en la capa de

30-60 cm fue 53.05 Mg ha^{-1} , con límites inferior y superior de 48.8 y 57.6 Mg ha^{-1} , respectivamente; mientras que el C en la hojarasca fue 8.3 Mg ha^{-1} (límites 7.8 y 9.3 Mg ha^{-1}). El almacén de COS promedio en los primeros 60 cm de profundidad alcanzó $161.41 \text{ Mg ha}^{-1}$. Alrededor del 70% del COS se almacena en los primeros 30 cm de profundidad.

Por otra parte, la concentración de C en el suelo fue relativamente bajo, con valores promedio de 3.6 y 1.6% a los 30 y 60 cm de profundidad, respectivamente, lo cual indica una disminución de la concentración de C conforme aumenta la profundidad del suelo. En general, la proporción de C en los primeros 30 cm (3.6%) es dos veces mayor a la concentración en la profundidad de 30-60 cm (1.6%). La concentración de COS en suelos forestales puede variar desde 0 en suelos muy jóvenes hasta 50% en suelo con alto contenido de materia orgánica (Trettin y Jurgensen, 2003), con la mayoría de los suelos con concentraciones de C entre 0.3 y 11.5% en los primeros 20 cm del suelo mineral. La concentración promedio de C en los primeros 30 de suelo obtenida en este estudio (3.6%) es acorde con los porcentajes reportados por estos autores.

Carbono en el suelo por tipo de vegetación

Las concentraciones promedio de C en la hojarasca fueron similares entre tipos de bosque, con un rango de 44.67% en el bosque de encino (BQ) a 48.36% en el bosque de pino (BP), y una media general de 47.2%. La concentración de C mínima y máxima en este reservorio se encontró en BQ, con 35.12% y 54.23%, respectivamente. El contenido de C fue mayor en el bosque de pino-encino (BPQ), con una media de 8.475 Mg ha^{-1} , mientras que los almacenes más bajos se encontraron en BQ, con 4.787 Mg ha^{-1} . Los valores fluctuaron desde 1.37 (BQ) hasta $10.131 \text{ Mg ha}^{-1}$ (BPQ). Estos resultados evidencian que en los bosques de pino y pino-encino la cantidad de biomasa que se aporta al suelo forestal es mayor que en los de encino y encino-pino.

La media de los almacenes de C ascendió a 0.912 Mg ha^{-1} . El contenido de C en el horizonte de fermentación fue mayor en BPQ (1.067 Mg ha^{-1}); aunque fueron similares a los encontrados en el bosque encino-pino (BQP) (1.026 Mg ha^{-1}). Los almacenes de C fluctuaron desde 0.0 (BQ) hasta 1.865 Mg ha^{-1} (BPQ).

Se observó poca diferencia en los almacenes de COS en los primeros 30 de suelo mineral entre tipos de bosque. La mayor reserva de C se encontró en BP, aunque fue similar al COS encontrado en BQ. Los menores almacenes de COS se encontraron en BQP, con $101.337 \text{ Mg ha}^{-1}$. Tanto las concentraciones como los almacenes de C en la capa de suelo de 30-60 cm presentaron el mismo patrón que para la capa de 0-30 cm.

No se observó una diferencia clara en los valores promedio del contenido de carbono total (hojarasca, horizonte de fermentación, C de 0-30 cm y C de 30-60 cm) entre tipos de bosque. El mayor almacén de C se encontró en BP (188.8 Mg ha^{-1}) y la menor en BQP ($164.35 \text{ Mg C ha}^{-1}$). El contenido de C en los suelos de BP fue 11, 10 y 13% mayor que en BPQ, BQ y BQP, respectivamente. Como se observa en la figura 2, el contenido de C total promedio en todos los tipos de bosque es muy cercano a la media general (línea horizontal). Asimismo, los intervalos de confianza (cajas) del C total se traslapan en todos los casos, por lo que se asume que sus medias son iguales, es decir, no existen diferencias significativas en el C total entre tipos de bosque.

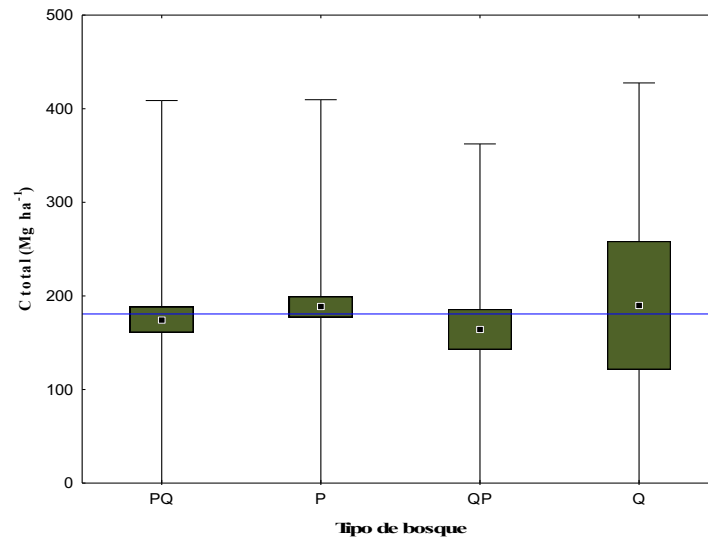


Figura 2. Contenido de carbono total por tipo de bosque.

Distribución de los almacenes de carbono orgánico en el suelo de los bosques de Durango

El mapa de COS obtenido se generó con una resolución de 30 x 30 m y fue usado para describir la variación espacial de los almacenes de COS en el área de estudio. En las Figuras 3 y 4 se representa la distribución espacial de las estimaciones de COS en la capa de suelo de 0-30 cm de profundidad ($MgC\ ha^{-1}$), así como del C total en el suelo de los bosques de Durango.

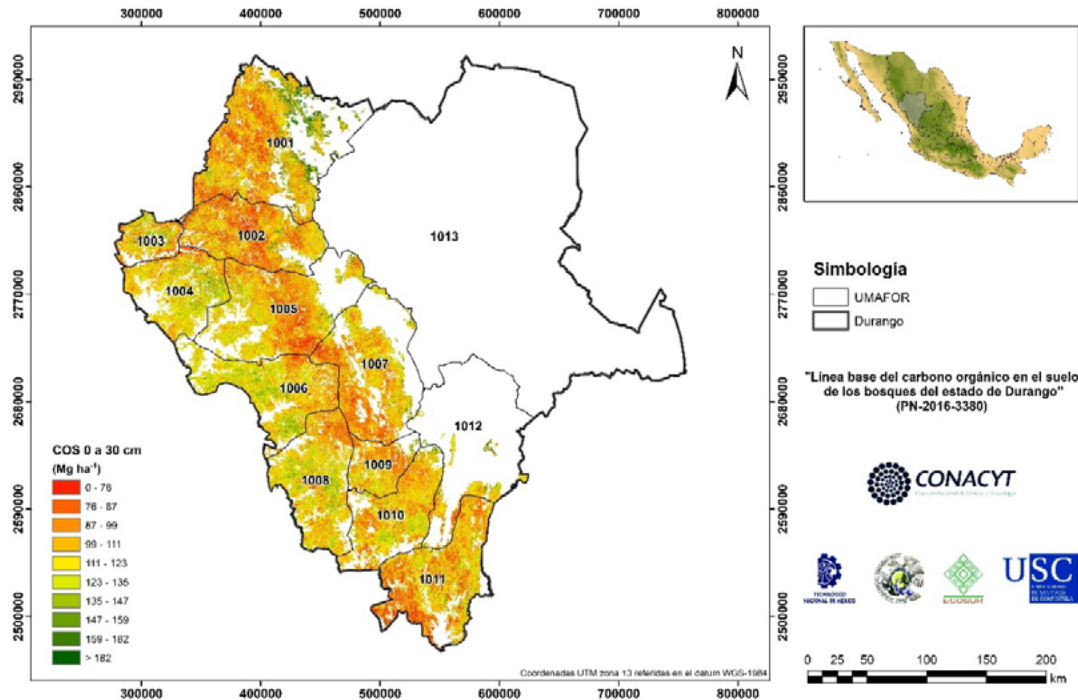


Figura 3. Mapa de carbono orgánico del suelo (COS) en la capa de 0-30 cm.

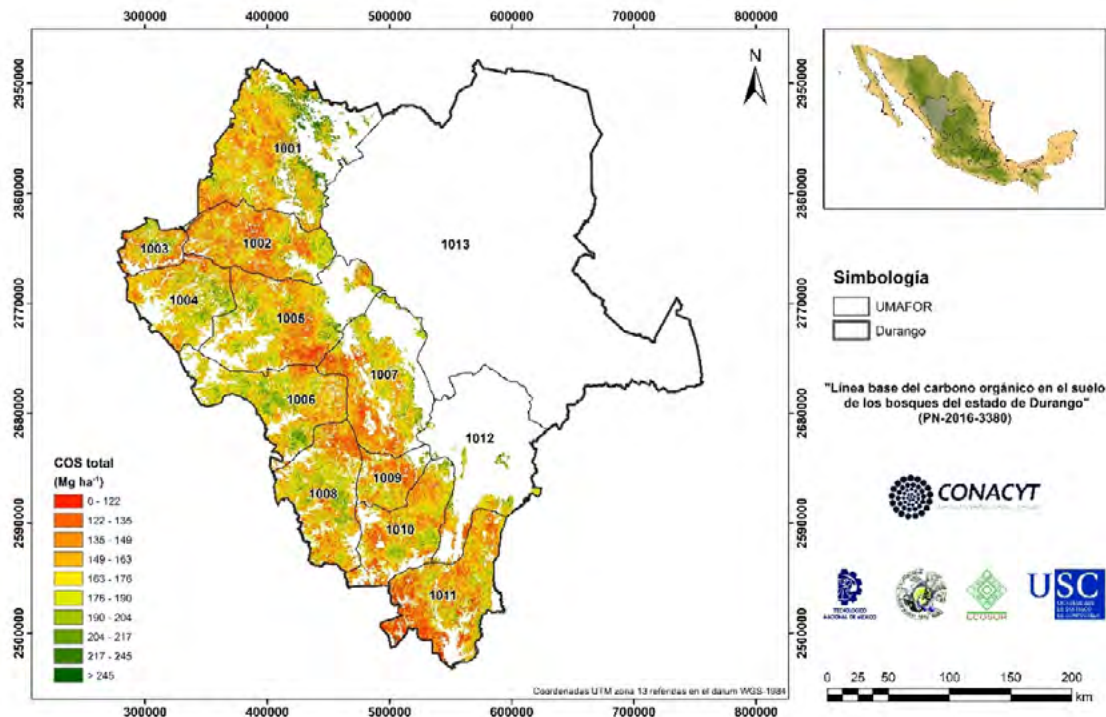


Figura 4. Mapa de carbono orgánico total en el suelo de los bosques de Durango.

De acuerdo con las estimaciones de los mapas, en los bosques de Durango predominan los almacenes de COS entre los 76 y 111 Mg ha⁻¹ en los primeros 30 cm de suelo. Los almacenes de COS fueron más bajos en la parte sur del estado, caracterizada por bosques muy abiertos con predominancia de especies de encino en suelos poco profundos y pobres en materia orgánica. La parte norte del estado, así como algunas zonas del noroeste (Santiago Papasquiaro, Tepehuanes), del oeste (San Dimas) y suroeste (Pueblo Nuevo), mostraron los almacenes de COS de 30-60 cm más altos, con valores entre 53 y 67 Mg ha⁻¹. La parte central de la sierra es la más pobre en COS, la cual se corresponde con las partes medias a bajas de estos tipos de bosque, caracterizados por ser la zona seca de la sierra. La misma tendencia se observó en el mapa de COS de 0-60 cm de profundidad.

Los valores de C total estimados oscilaron desde 0 hasta >245 Mg ha⁻¹, con un promedio de C total para la zona de estudio alrededor de los 120.415±57.17 Mg ha⁻¹. El mapa dividió los bosques del estado en tres regiones principales de C total. Una pequeña fracción en el norte del estado con los registros de almacenes de C total más altos, alrededor de los 217 Mg ha⁻¹, caracterizada por presentar las precipitaciones más elevadas, además de ser una de las regiones más húmedas y frías del estado; una franja central que se caracteriza por contener los almacenes más bajos de C total, y un franja donde ocurren los almacenes promedio más altos, que va desde el municipio de Pueblo Nuevo hasta Tepehuanes, pasando por las regiones de San Dimas y Santiago Papasquiaro (Figura 4). Esta franja es la porción de la sierra donde se localizan los bosques de pino y pino-encino más productivos del estado, de la cual se extrae más del 90% de la producción forestal maderable.



Conclusiones

El mayor contenido medio de COS se encontró en la capa de 0-30 cm ($112.26 \text{ Mg ha}^{-1}$) con un intervalo de $104.9\text{-}119.6 \text{ Mg ha}^{-1}$, mientras que los almacenes promedio de C total alcanzaron 171.41 ($160.6\text{-}182.2 \text{ Mg ha}^{-1}$).

La mayor reserva de COS se encontró en el bosque de pino, en la capa de suelo de 0-30 cm (122.0 Mg ha^{-1}), mientras que los menores se encontraron en el bosque de encino-pino (101.3 Mg ha^{-1}). No se observaron diferencias significativas en los valores promedio del contenido de carbono total entre tipos de bosque.

Los suelos del sur del estado tienen los menores almacenes de COS, mientras los valores máximos se localizan en la parte norte. La parte central de la sierra se caracteriza por tener una cantidad de moderada a baja en los almacenes de COS.

Los mapas generados y las estimaciones obtenidas en este trabajo deben considerarse un primer paso de un monitoreo permanente del COS en los bosques bajo manejo en Durango.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento del proyecto PN-2016 - 3380.

Literatura citada

- Burton, A. J. and Pregitzer, K. S. 2008. Measuring Forest Floor, Mineral Soil, and Root Carbon Stocks. Pp. 129-142. *In*: Hoover, C. M. (ed.) Field Measurements for Forest Carbon Monitoring: A Landscape-Scale Approach. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Corral-Rivas, J.J.; Vargas, B.; Wehenkel, C.; Aguirre-Calderón, Crecente-Campo, F. 2014. Guía para el Establecimiento, Seguimiento y Evaluación de Sitios Permanentes de Monitoreo en Paisajes Productivos Forestales. Universidad Juárez del Estado de Durango. México. 93 p.
- Edmonds, R. L. and Chappell, H. N. 1994. Relationships between soil organic matter and forest productivity in western Oregon and Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, 24(6):1101-1106. doi:10.1139/x94-146.
- Lal, R. 2005. Forest Soils and Carbon Sequestration. *Forest Ecology and Management* 220:242-258. doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.015.
- Lugato, E., Panagos, P., Bampa, F., Jones, A. and Montanarella, L. 2013. A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology* 20:313–326.
- Trettin, C. C.; Jurgensen, M. F. 2003. Carbon Cycling in Wetland Forest Soils. pp. 311-331. *In*: Kimble, J.M.; Heath, Linda S.; Birdsey, Richard A.; Lal, R. (eds.). The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. CRC Press. Boca Raton.

7.11. Servicios ecosistémicos aportados de los recursos forestales en ejido Ojo de Agua de los Montes, Tepezalá, Aguascalientes

Torres-González Jorge A.¹; López -Santos Armando²; Díaz-Romo Abraham¹ y Meraz-Jiménez Antonio de J.¹

¹ Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes, domicilio conocido s/n Mpio. de Jesús María, Ags.

² Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo, domicilio conocido s/n CP AP # 8.

Autor para correspondencia: jesus.meraz@edu.uaa.mx

Resumen

Las poblaciones rurales dependen del suministro de servicios ecosistémicos como alimentos, combustible, biomasa para el pastoreo, madera y medicinas. Además, las zonas rurales son los más vulnerables a los daños de los ecosistemas, como la infestación de plagas o las inundaciones, y a las pérdidas de los ecosistemas, como la disminución de los recursos forestales. El trabajo se desarrolló en la zona árida, en el ejido Ojo de Agua de los Montes, municipio de Tepezalá con el objetivo de analizar las especies vegetales y conocer sus aportes de servicios ecosistémicos para dar a conocer a los ejidatarios la importancia de su cuidado y manejo. Se hizo un muestreo de vegetación mediante un sistema aleatorio, para conocer la cobertura de las principales especies presentes en el ejido y su aportación que tienen para los servicios ecosistémicos. Las especies ampliamente distribuidas corresponden a los géneros *Prosopis*, *Opuntia* y *Jatropha*. Los servicios ecosistémicos por parte de *Prosopis laevigata*, se dividen en tres: provisión, regulación y cultural, dentro del primero se tiene: alimento, leña, en lo segundo están: purificación del agua, polinización, por último, se encuentran los espirituales y religiosos. En total se identificaron 20 especies dominantes en el área de estudio que pudieran ser aprovechadas en un correcto manejo. Este estudio busca que la comunidad rural conozca de la importancia de las especies vegetales presentes en su área y los diversos servicios ecosistémicos que de manera directa o indirecta ellos reciben.

Palabras clave: *población rural; ecosistemas; zona árida;*

Abstract

Rural populations depend on the provision of ecosystem services such as food, fuel, biomass for grazing, timber and medicines. In addition, rural areas are the most vulnerable to ecosystem damage, such as pest infestation or flooding, and to ecosystem losses, such as the decline of forest resources. The work was carried out in the arid zone, in the Ojo de Agua de los Montes ejido, municipality of Tepezalá, with the objective of analyzing plant species and learning about their contribution to ecosystem services in order to inform ejidatarios (land owners) of the importance of their care and management. The vegetation was sampled using a random system to determine the coverage of the main species present in the ejido and their contribution to ecosystem services. The widely distributed species correspond to the *Prosopis*, *Opuntia* and *Jatropha* genera. The ecosystem services provided by *Prosopis laevigata* are divided into three types: provision, regulation and cultural. The first includes food and firewood; the second includes water purification and pollination; and the third includes spiritual and religious services. 20 dominant species were identified in the study area that could be used for proper management. This study seeks to make the rural community aware of the importance of the plant species present in their area and the various ecosystem services that they directly or indirectly receive.

Key words: *Rural populations; ecosystem; arid zone*

Introducción

A pesar de su apariencia desolada e improductiva, los ecosistemas áridos muestran una alta diversidad biológica y contienen una red importante de interacciones biológicas y de movimiento de materia y energía entre las especies y el medio abiótico (Briones *et al.*, 2018). Las poblaciones rurales dependen del suministro de servicios ecosistémicos como alimentos, combustible, biomasa para el pastoreo, madera y medicinas. Además, las zonas rurales son los más vulnerables a los daños de los ecosistemas, como la infestación de plagas o las inundaciones y a las pérdidas de los ecosistemas, como la disminución de los recursos forestales (Falk *et al.*, 2018).

El uso y la diversificación de la tierra provocarán cambios en los ciclos biogeoquímicos, los procesos hidrológicos y la dinámica del paisaje. Los cambios en el uso y la gestión de la tierra afectarán el estado, las características y las funciones de los ecosistemas y desempeñarán un papel decisivo en la valoración de los servicios ecosistémicos (Liu *et al.*, 2018).

Lo ideal de las estrategias de desarrollo rural es que tengan en cuenta valores de los servicios ecosistémicos y sus interrelaciones con el fin de maximizar beneficios sociales para las comunidades locales, así como para contribuir a futuras oportunidades económicas (Csurgó & Smith, 2021). El trabajo se desarrolló en la zona árida del estado de Aguascalientes, en el ejido Ojo de Agua de los Montes, municipio de Tepezalá, cuenta con una superficie de 1,639 ha. El área presenta una diversidad en su vegetación, contando con matorral inerme rosetófilo, mezquital y zonas con matorral y pastizal desértico. Por las condiciones que presentan y por información proporcionada por habitantes del lugar, es importante darle un manejo adecuado, por lo que se planteó el siguiente objetivo de analizar las especies vegetales y conocer sus aportes de servicios ecosistémicos para dar a conocer a los ejidatarios la importancia de su cuidado y manejo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El ejido de Ojo de Agua de los Montes está ubicado al norte del municipio de Tepezalá a 8.34 km de la cabecera municipal (figura 1). Su altura promedio es de 1,950 m sobre el nivel del mar.

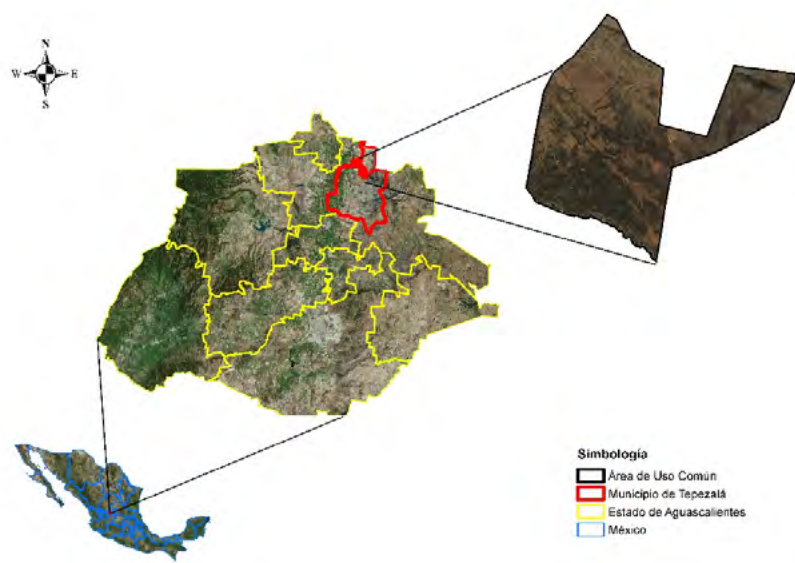


Figura 1. Localización del ejido Ojo de Agua de los Montes. Fuente marco geostatístico INEGI, 2019 y Registro Agrario Nacional, 2019.

Recopilación de cartografía

Se usó la información del marco geoestadístico de los Estados Unidos Mexicanos y el polígono ejidal del área de estudio obtenido del Registro Agrario Nacional.

Análisis de la vegetación

Se hizo un muestreo de vegetación mediante un sistema aleatorio, en un total de 70 puntos de muestreo, donde se describió el sitio para conocer la cobertura de las principales especies presentes, para posteriormente determinar la riqueza y frecuencia de especie por sitio. Se contabilizó el número de individuos de cada especie/sitio y se estimó el aporte específico de cada especie en el paisaje. Las especies de distribución más amplia fueron aquellas que se presentaron en un mayor número de sitios.

La cobertura que representan las especies en el paisaje del área de estudio se obtuvo estimando la cobertura de cada especie/sitio/todos los sitios.

Posteriormente se estimó el aporte específico de cada especie a la abundancia de la vegetación en el paisaje a través de la ecuación:

$$A = \sum \text{Frecuencias spp/sitio} / \text{Número de sitios}$$

Donde:

A= Aporte de cada especie a la abundancia de la vegetación de todas las especies en un sitio

Frecuencia= Frecuencia de cada especie en el sitio

Número de sitios= Número de sitios muestreados (en este caso, 70)

Servicios ecosistémicos por especie vegetal

Se consultó la literatura sobre la aportación de las especies vegetales presentes en el ejido para destacar la importancia de su cuidado y manejo.

Distribución espacial de las especies mediante el método densidad Kernel

Se aplicó el método de Kernel para destacar la vegetación y poder mostrar la representación espacial de las especies y destacar la importancia del cuidado de la vegetación en el predio; para lo anterior se utilizaron los softwares R project y ArcMap 10.2.2.

Resultados y Discusión

Se identificaron 20 especies en 70 muestreos realizados. En los sitios analizados, la mayor riqueza de especies se concentra en dos sitios con 11 y 10 especies (Figura 2), probablemente relacionada a lugares con mayor contenido de humedad o bien, con mejor disposición de nutrientes.

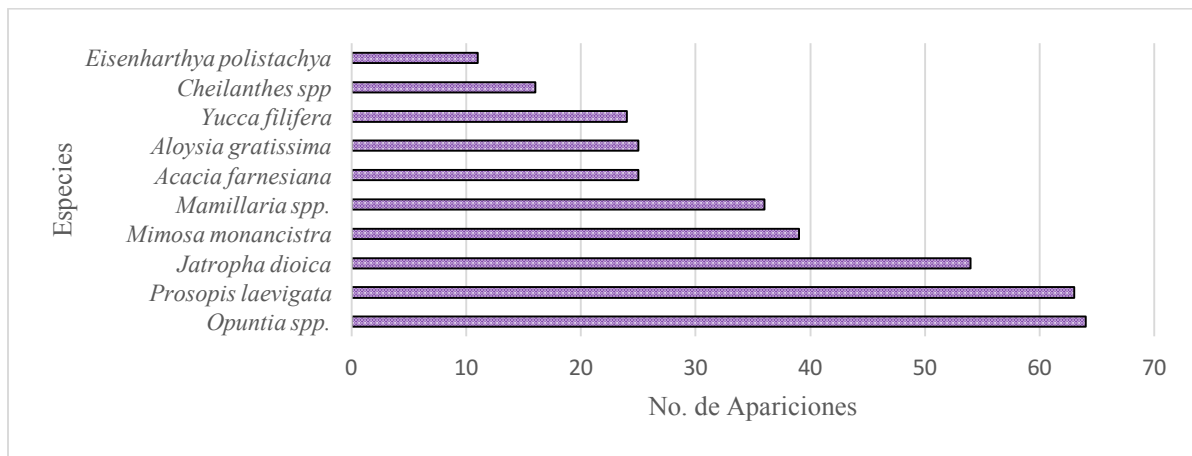


Figura 2. Distribución de las especies en el área de uso común del Ejido Ojo de Agua de los Montes.

Cobertura promedio del paisaje

Las especies encontradas cubren el 100 % del paisaje, mientras que las especies más representativas corresponden a bosque espinoso y matorral xerófilo. Aunque se identificaron 20 especies, solamente cuatro de ellas contribuyen significativamente a la riqueza específica del paisaje. De ellas, el mezquite (*Prosopis laevigata*) contribuye con el 40 %, seguido del gatuño (*Mimosa monancistra*) con 9 %. Las especies con menor aporte a la abundancia de la vegetación son flor de peña y vara blanca (0.02 %, cada una).

Servicio ecosistémico por especie vegetal

Jatropha dioica ofrece servicios de provisión por su uso medicinal, se debería centrar en la aplicación de los extractos de *J. dioica* en el campo de la fitofarmacología específicamente en estudios centrados en el tratamiento de la diabetes, las encías y las úlceras gástricas (Agustina et al., 2020)

Acacia farnesiana tiene un efecto positivo en los ecosistemas de las regiones áridas y semiáridas. Aumentan la materia orgánica y el contenido de nitrógeno del suelo mediante la simbiosis con bacterias fijadoras de N₂, evitan la erosión y la escorrentía, mejoran la infiltración del agua y la estructura del suelo, y su sistema de raíces profundas puede absorber nutrientes y agua del subsuelo (Herrera-Arreola et al., 2007).

Mimosa monancistra provee forraje para caprinos y ovinos y regula la infiltración del agua (Ancira et al., 2006) y contribuye al almacenamiento de carbono (Soto-Correa et al., 2019).

Opuntia spp., provisión de alimento para ganado y humanos (tunas y nopalitos) e indirectamente a través de la mejora de la sostenibilidad y la resiliencia del sistema de producción (conservación del medio ambiente conservación de la biodiversidad) (Nefzaoui, 2019).

Prosopis laevigata, los servicios ecosistémicos que ofrece esta planta son de tres tipos: provisión, regulación y cultural, dentro del primero se tiene: alimento, leña, recursos genéticos y ornamentales; en el segundo están regulación del clima, purificación del agua, polinización, mejora la calidad de aire, evita erosión. Y en los terceros se encuentran los espirituales y religiosos, estéticos, recreación y turísticos, educación, contemplación e inspiración (Pérez-Serrano et al., 2021).

Mamillaria, son plantas altamente valoradas por su belleza estética y valor ornamental. Cabe destacar que la vegetación xerófila en una región árida se adapta a las limitaciones de agua, manteniendo su aspecto estético, incluso en condiciones de sequía extrema, la mayor eficiencia en el uso del agua por parte de la vegetación autóctona reduce la presión por este recurso y contribuye a reducir la liberación de CO₂ del suelo a la atmósfera (Guillen-Cruz et al., 2021).

Los servicios ambientales pueden desempeñar un papel importante, no sólo en lo que respecta a la mejora de la biodiversidad y el secuestro de carbono, sino también en lo relativo a la conservación del

paisaje y la naturaleza, la mitigación de la erosión del suelo, la protección del agua y el patrimonio cultural. Sin embargo, estos servicios públicos no tienen un precio de mercado, son difíciles de desglosar, están muy interrelacionados de forma compleja y dinámica y son difíciles de medir (Nefzaoui, 2019), es por eso que en este proyecto se busca que los usuarios primarios conozcan del valor que tienen las especies vegetales dentro de su territorio, ya que son los principales en recibir dichos servicios y en segundo lugar, buscar formas de que obtengan beneficios al cuidar sus recursos forestales.

Por otra parte, en los recorridos de campo se encontraron indicios de deterioro, áreas erosionadas que han impactado a parte de la vegetación, en particular a las *mammillaria* (Figura 3), por lo que es importante que se diseñe una estrategia de conservación y restauración del suelo.



Figura 3. Áreas con poblaciones de *mammillaria* en diferentes condiciones de conservación

Localización de las principales especies en el área.

Las especies de *Mammillaria* son la especie que se encuentran geoespacialmente distribuida en prácticamente toda el área de monte, aunque no son abundantes a diferencia del nopal y el mezquite (Figura 4).

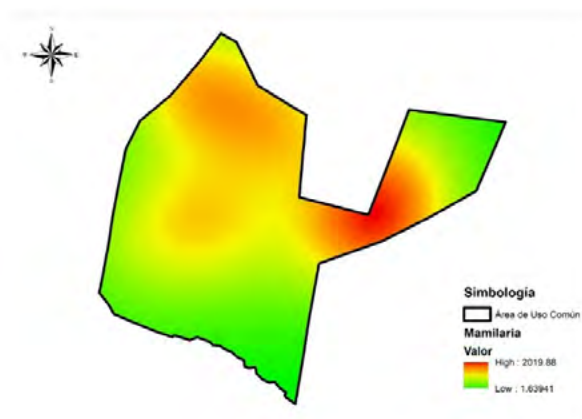


Figura 4. Localización de *mammillaria* en el área de uso común del ejido Ojo de Agua de los Montes.

En la Figura 5 se muestra la distribución espacial del mezquite; si se compara con la Figura 4, se aprecia que las *mammillaria* están presentes en mayor área del monte. En la parte alta no hay presencia de mezquite, pero sí de *mammillaria*.

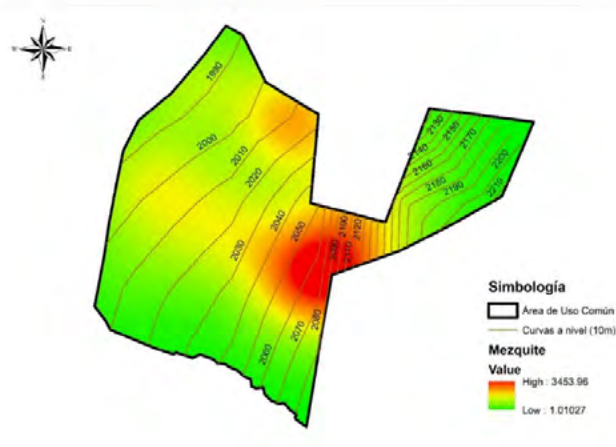


Figura 5. Distribución espacial de mezquite en el área de uso común del ejido de Ojo de Agua de los Montes.

Conclusión

Se identificaron 20 especies dominantes en el área de estudio que pudieran ser aprovechadas en un correcto manejo. Este estudio busca que la comunidad rural conozca de la importancia de las especies vegetales presentes en su área y los diversos servicios ecosistémicos que de manera directa o indirecta ellos reciben y que en un futuro dependiendo de su cuidado puedan acceder a una contribución económica. Lo importante es el conocimiento de cuidar los recursos locales de los cuales ellos tienen el control.

Literatura citada:

- Agustina, R.-M., Dealmy, D.-G., Verónica, B.-R., Jolanta, E. M., Hady, K., Ansoumane, K., Sergio, A. R. G., Jesús, R. R. A., & José, C. T.-C. (2020). *Jatropha dioica*, an Aztec plant with promising pharmacological properties: A systematic review. *African Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 14(6), 169–178. <https://doi.org/10.5897/AJPP2020.5147>
- Ancira, E. F., Hernández, J. T. F., Guerra, P. J., de, J., Cárdenas, D. F., Portugal, V. O., & Flores, A. G. V. (2006). Influencia del gatuño (*Mimosa monancistra* Benth.) en la infiltración de agua y la cantidad de forraje en pastizales con diferente grado de disturbio en el altiplano central mexicano. *Téc Pecu Méx*, 14.
- Briones, O., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Pavón, N., & Perroni, Y. (2018). Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401898>
- Csburgó, B., & Smith, M. K. (2021). The value of cultural ecosystem services in a rural landscape context. *Journal of Rural Studies*, S0743016721001674. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2021.05.030>
- Falk, T., Spangenberg, J. H., Siegmund-Schultze, M., Kobbe, S., Feike, T., Kuebler, D., Settele, J., & Vorlaufer, T. (2018). Identifying governance challenges in ecosystem services management – Conceptual considerations and comparison of global forest cases. *Ecosystem Services*, 32, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.07.012>
- Guillen-Cruz, G., Rodríguez-Sánchez, A. L., Fernández-Luqueño, F., & Flores-Rentería, D. (2021). Influence of vegetation type on the ecosystem services provided by urban green areas in an arid zone of northern Mexico. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127135. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127135>
- Herrera-Arreola, G., Herrera, Y., Reyes-Reyes, B. G., & Dendooven, L. (2007). Mesquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.), huisache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) and catclaw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango Mexico. *Journal of Arid Environments*, 69(4), 583–598. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.11.014>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2018. Marco geoestadístico de los estados unidos mexicanos. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776079> (Consulta: julio 08, 2021).
- Liu, X., Chen, X., Hua, K., Wang, Y., Wang, P., Han, X., Ye, J., & Wen, S. (2018). Effects of Land Use Change on Ecosystem Services in Arid Area Ecological Migration. *Chinese Geographical Science*, 28(5), 894–906. <https://doi.org/10.1007/s11769-018-0971-5>
- Nefzaoui, A. (2019). *Opuntia ficus-indica* productivity and ecosystem services in arid areas. *Italus Hortus*, 25, 29–39. <https://doi.org/10.26353/j.itahort/2018.3.2939>

- Pérez-Serrano, D., Cabirol, N., Martínez-Cervantes, C., & Rojas-Oropeza, M. (2021). Mesquite management in the Mezquital Valley: A sustainability assessment based on the view point of the Hñähñú indigenous community. *Environmental and Sustainability Indicators*, 10, 100113. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100113>
- Soto-Correa, J. C., Cambrón-Sandoval, V. H., & Renaud-Rangel, R. (2019). Atributos de las especies arbóreas y su carbono almacenado en la vegetación del municipio de Querétaro, México. *Madera y Bosques*, 25(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511699>
- Registro agrario nacional (RAN). 2019. Padrón e historial de núcleos agrarios. <http://www.ran.gob.mx/ran/index.php/sistemas-de-consulta/phina>



7.12. Almacén de carbono del bosque tropical seco en respuesta a gradientes de temperatura y precipitación

Flores-García, Ana L.¹; Flores-Lugo, Juliana A.¹; Ramos-Cota, Karina A.¹; Álvarez-Yépiz, Juan C.¹; Yépez Enrico A.¹; Sánchez-Mejía, Zulia M.¹

¹ Departamento de Ciencias de Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México
Autor para correspondencia: zulia.sanchez@itson.edu.mx

Resumen

En México el bosque tropical seco (BTS) se distribuye en mayor o menor porcentaje en las 7 regiones de operación de la comisión nacional forestal (CONAFOR). Este ecosistema se caracteriza por distribuirse en regiones de clima cálido y dominados por especies leñosas que pierden sus hojas en la época seca del año. Los servicios ecosistémicos que provee el BTS van desde biodiversidad hasta su capacidad de mitigar el CO₂ a través de su almacén en biomasa (aérea y subterránea) y suelo, lo que los resalta como una solución natural climática basada en ecosistemas. En este estudio diferenciamos el almacén de carbono total (aérea+subterránea) entre las 7 regiones de CONAFOR y evaluamos cómo responde dicho almacén a los gradientes de temperatura y precipitación en base a su ubicación. Los datos empleados en este estudio provienen del Inventario Nacional Forestal de CONAFOR, publicados por Arasa-Gisbert et al., (2018), geoportal de CONABIO y estaciones meteorológicas de CLICOM. La región 3 y 7 cuentan con el mayor almacén de C 38 ± 20 MgC/ha y 35 ± 20 MgC/ha, respectivamente. En base a los datos analizados la precipitación limita más que la temperatura dicho almacén total de C. Conocer la variabilidad espacial del C almacenado es importante al generar programas y estrategias de uso, manejo y conservación, y futuros análisis deberían contemplar variables relacionada.

Palabras clave: *soluciones naturales basadas en ecosistemas, biomasa, selva baja caducifolia*

Abstract

In Mexico, the tropical dry forest (BTS) is distributed in a greater or lesser percentage along the 7 regions in which the National Forestry Commission (CONAFOR) operates. This ecosystem is characterized by its distribution in regions with a warm climate and dominated by woody species that lose their leaves in the dry season of the year. The ecosystem services provided by the BTS range from biodiversity to its ability to mitigate CO₂ through its storage capacity in biomass (above and belowground) and soil, which highlights them as a natural climate solution. In this study we differentiate the carbon stored between the 7 CONAFOR regions and evaluate how this storage responds to temperature and precipitation gradients based on its location. The data used in this study came from the CONAFOR National Forest Inventory, published by Arasa-Gisbert et al., (2018). Region 3 and 7 have the largest storage of C 38 ± 20 MgC / ha and 35 ± 20 MgC / ha, respectively. Based on the data analyzed, precipitation limits the total C (above and belowground) storage more than temperature. Knowing the spatial variability of stored C is important when generating programs and strategies for use, management and conservation, and future analyzes should consider related variables.

Key words: *natural climate solutions, biomass, tropical dry forest*

Introducción

México se extiende en una superficie de dos millones de km² (14° 30' N y 32° 42' N); el trópico de Cáncer (23° 26' 22") lo divide, originando climas característicos a escala regional (García, 1988). Las condiciones climáticas, geográficas y topográficas limitan la distribución del bosque tropical caducifolio (Rzedowski & Huerta, 1978) o selva baja caducifolia (Miranda & Hernández-X., 2016), denominado también como bosque tropical seco (de aquí en adelante BTS) (Bullock et al., 1995) a lo largo de ambas costas ocupando el 8% de la superficie boscosa del país (Arasa-Gisbert et al., 2018). El BTS se caracteriza por distribuirse en regiones de clima cálido y dominados por especies leñosas que pierden sus hojas en la época seca del año (Rzedowski, 2006) y reverdece durante la época de lluvias (Trejo, 2005).

El BTS se desarrolla en México entre los 0 y 1900 msnm (Rzedowski, 2006; Trejo, 2005), en un rango de precipitación de los 400 a 1500 mm anuales y de temperatura promedio entre los 18 y 28°C, en climas desde cálido subhúmedo (Aw) hasta semiárido cálido (BS) (Trejo, 2005). Un factor ecológico de suma importancia para la distribución geográfica del BTS es la temperatura (Bojórquez et al., 2019; Rzedowski, 2006). El estrato leñoso del BTS arbustos y árboles no pasa los 10 m de altura, y su diversidad varía regionalmente (Trejo, 2005).

Entre los servicios ecosistémicos que provee el BTS destacan hábitat, biodiversidad, conservación de suelos (Maass et al., 2005), procesos ecohidrológico, ciclado de nutrientes, donde la humedad en el suelo juega un papel importante en el flujo de C (Rojas-Robles et al., 2020). Los bosques son cruciales en materia del cambio climático y una solución natural basada en ecosistemas a través de la fotosíntesis y productividad primaria (Griscom et al., 2017).

El estudio de la dinámica del carbono en los BTS de México representa un área de oportunidad, especialmente trabajos que integren la variabilidad espacial a escala nacional. Específicamente este trabajo se centra en el BTS, incorporando información de todos los estados de las 7 Regiones de CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). El presente trabajo tiene como objetivo diferencial el almacén de carbono entre las 7 regiones y evaluar cómo responde dicho almacén a los gradientes de temperatura y precipitación en base a su ubicación, conocer la variabilidad espacial del C almacenado es importante al generar programas y estrategias de uso, manejo y conservación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

En este estudio se consideraron todos los estados con conglomerados en BTS (Arasa-Gisbert *et al.*, 2018), y se categorizaron con respecto a las 7 regiones de acción de CONAFOR (Figura 1).

La región 1 (color: rojo oscuro) comprende los estados de Baja California y Sonora, el clima es seco con una temperatura promedio de 21.98° y una precipitación anual de 352 mm. La región 2 (color: azul verdoso) comprende los estados Sinaloa, Durango y Chihuahua, el clima es de secos a templados en ciertas regiones de los estados con una temperatura promedio de 18.20° y una precipitación anual de 487 mm. La región 3 (color: verde claro) comprende los estados San Luis Potosí, Tamaulipas y Zacatecas, el clima es mayormente seco, pero con bastantes zonas tropicales con una temperatura promedio de 18.03° y una precipitación anual de 543 mm. La región 4 (color: negro) comprende los estados Colima, Guanajuato, Jalisco, Michoacán y Nayarit, el clima es tropical con pocas zonas secas, con una temperatura promedio de 20.78° y una precipitación anual de 843 mm. La región 5 (color : azul marino) comprende los estados Morelos, Puebla, Veracruz y Ciudad de México, el clima es mayormente tropical, pero con algunas partes de zonas templadas, con una temperatura promedio de 20.94° y una precipitación anual de 866 mm. La región 6 (color : café oscuro) comprende los estados Oaxaca y Guerrero, el clima es en general tropical, pero más variado pues también tiene

zonas templadas y secas con una temperatura promedio de 16.49° y una precipitación anual de 2393 mm. La región 7 (color : amarillo mostaza) comprende los estados Tabasco, Chiapas, Campeche, Yucatán y Quintana Roo, el clima es tropical con una temperatura promedio de 25.66° y una precipitación anual de 1329 mm.

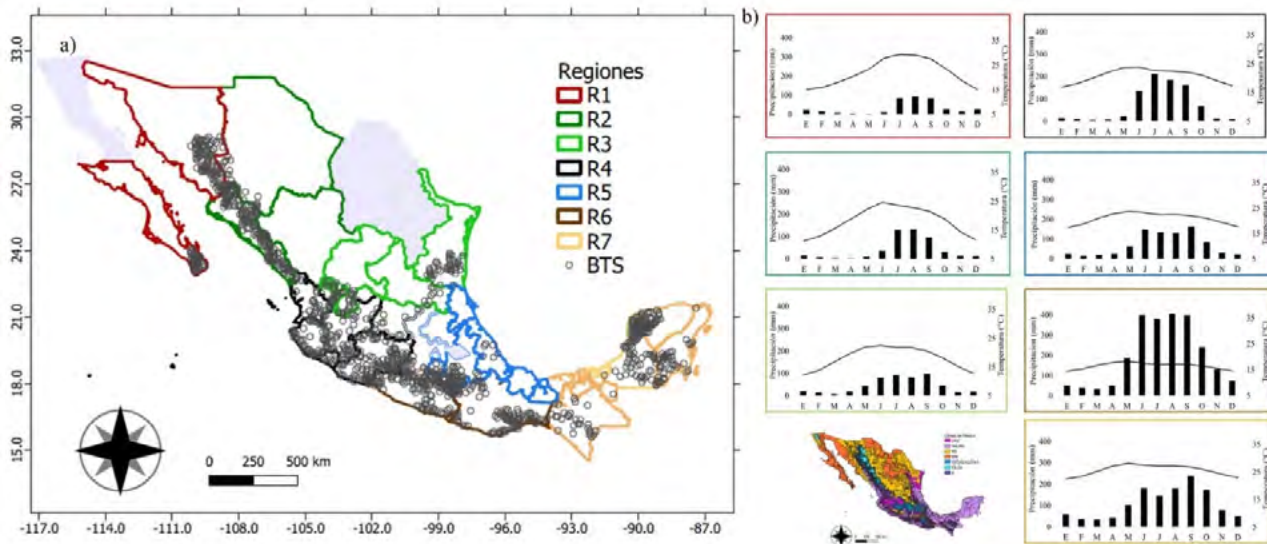


Figura 1. a) Distribución del bosque tropical seco (BTS) en México (puntos) en las regiones de operación de CONAFOR, b) climas de México (CONABIO), y climogramas para cada región (datos de CLICOM).

Procesamiento de información y organización de datos

Se extrajo la información de cada conglomerado de la base de datos general (Arasa-Gisbert et al., 2018), utilizando el software QGIS y la capa de la división de la República Mexicana (GEOPORTAL, CONABIO).

Se sintetizó la información de biomasa superficial (B_{sup} (MgC/ha)), biomasa subterránea (B_{sub} (MgC/ha)), carbono superficial (C_{sup} (MgC/ha)), carbono subterráneo (C_{sub} (MgC/ha)), carbono almacenado total (C (MgC/ha)), diámetro a la altura del pecho (DAP), altura del árbol (H), Temperatura (T, °C), Precipitación (PPT, mm) y riqueza arbórea. Se evaluó como el gradiente de temperatura y precipitación influye el C almacenado total.

Climograma

Se obtuvieron los datos de CLICOM (<http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>) para construir los climogramas promedio para cada región (Figura 1).

Análisis estadísticos

En el software de RStudio se realizaron los códigos para el análisis estadístico, esto comprendió las librerías de agricolae, ggpubr, corrplot, para realizar ANOVA, comparación de medias Tukey, y correlación de Pearson. En Matlab® se utilizó la información de todos los conglomerados para evaluar el almacén de C en base a la temperatura y precipitación.

Resultados y discusión

Detectamos que el número de conglomerados varía de región a región, relacionado al número de estados y su superficie (Tabla 1). Esto de alguna manera influye la variabilidad observada para cada región tanto en temperatura, precipitación y C almacenado total (Figura 2).

En la Cuadro 1 se sintetiza los componentes estructurales que del que derivan biomasa y carbono almacenado, así como la riqueza arbórea. La región con mayor riqueza es la 7, seguida de la 2.

Cuadro 1. Resumen del promedio y desviación estándar de las variables de carbono (biomasa superficial (*Bsup*) y subterránea (*Bsub*), C superficial (*Csup*) y subterráneo (*Csub*) y total almacenado), climáticas (temperatura y precipitación) y de estructura de la vegetación (altura, DAP, riqueza). *n* es el número de conglomerados para cada región

Variables		Regiones						
		1	2	3	4	5	6	7
T	μ	22.7	23.4	21.7	22.6	22.5	24.6	25.6
(°C)	\pm	1.6	1.7	2.2	3.4	2.2	2.8	1.2
PPT	μ	570	802	906	940	943	988	1154
(mm)	\pm	130	219	257	200	276	269	270
<i>Bsup</i>	μ	35.7	45.6	63.8	49.1	39.5	43.7	59.4
(Mg C/ha)	\pm	18.0	25.2	40.2	29.3	24.8	25.8	34.7
<i>Bsub</i>	μ	9.1	11.4	15.5	12.2	9.9	11.0	14.5
(Mg C/ha)	\pm	4.3	5.8	9.2	6.8	5.8	6.0	8.0
<i>Csup</i>	μ	17.4	21.8	30.9	23.6	18.7	21.0	28.8
(Mg C/ha)	\pm	8.8	11.8	19.4	14.2	11.8	12.5	16.8
<i>Csub</i>	μ	4.4	5.5	7.4	5.9	4.8	5.3	7.0
(Mg C/ha)	\pm	2.1	2.8	4.4	3.3	2.8	2.9	3.8
C almacenado	μ	21.8	27.2	38.3	29.4	23.5	26.3	35.8
(Mg C/ha)	\pm	10.9	14.6	23.8	17.4	14.5	15.4	20.6
DAP	μ	12.3	13.7	13.4	14.0	14.6	13.1	12.6
	\pm	2.1	2.3	2.1	2.6	3.8	2.3	2.2
Altura (H)	μ	5.3	6.1	6.1	6.2	5.6	5.8	7.5
	\pm	1.1	1.5	1.7	1.5	1.3	1.3	1.5
Riqueza	μ	10.5	13.1	10.0	10.7	11.6	12.6	17.7
Arbórea	\pm	3.6	4.7	5.0	5.4	4.4	5.4	8.9
<i>n</i>		120	191	67	263	62	216	190

En cuanto a T y PPT se observan diferencias significativas entre las regiones donde se distribuye el BTS en México (Figura 2. 1,2). La región con mayor T promedio anual es la 7 (Tabasco, Chiapas, Campeche, Yucatán y Quintana Roo), adicionalmente en esta región la T mensual prevalece prácticamente constante durante todo el año (Figura 1.b). Por otro lado, las regiones 1, 2 y 3 presentaron la menor T promedio anual (Figura 2.1), esto dado por la marcada estacionalidad con inviernos fríos y veranos cálidos (Figura 1.b).

La región 4 (Colima, Guanajuato, Jalisco, Michoacán y Nayarit, Figura 1) muestra la mayor dispersión en T (Figura 2), esta variabilidad puede ser el resultado de la geomorfología accidentada donde se desarrolla el BTS (Muscarella et al., 2020).

En cuanto a la PPT, es notorio que las regiones 1 (Baja California y Sonora) y 2 (Sinaloa, Durango y Chihuahua) presentan la menor PPT acumulada por debajo de los 1000 mm anuales, mientras que hay sitios en la región 6 y 7 en los 2000 mm de PPT anual (Figura 2.2). Las regiones 1 y 2 están impactada por el monzón de Norteamérica y por lo tanto la precipitación se da de julio a agosto impactando significativamente la productividad de este bosque (Rojas-Robles et al., 2020; Verduzco et al., 2015).

Observamos diferencias significativas entre las regiones en cuanto al C almacenado total (Figura 2.3), la mayor acumulación se registró en la región 3 y 7, seguido de la región 4 y al final la zona más árida en la región 1.

Las diferencias significativas ($p < 0.05$) en T y PPT sigue una tendencia de mayor a menor de la región 7 a la 1, sin embargo, el C almacenado total no sigue dicha tendencia, dado que no hay diferencias entre la región 3 y 7. Dicho resultado sugiere que otros parámetros no evaluados aquí como la riqueza arbórea juegan un papel a esta escala, algo que se ha observado a escala nacional (Arasa-Gisbert et al., 2018).

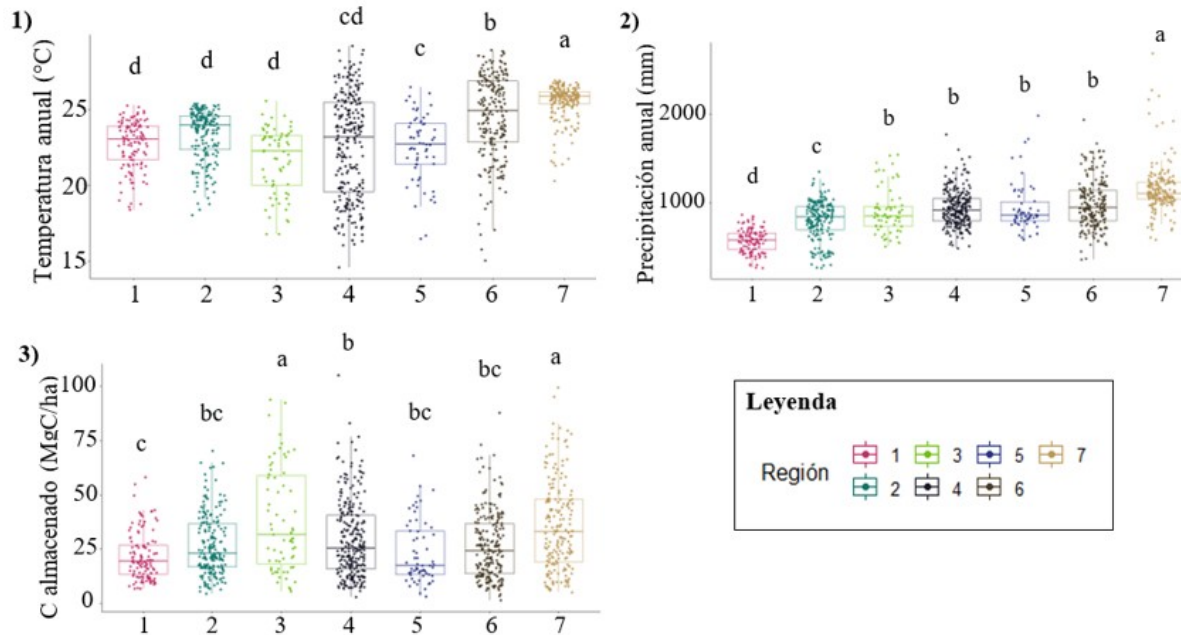


Figura 2. Para cada región de CONAFOR 1) Temperatura promedio anual (°C), 2) Precipitación anual (mm) y 3) Carbono almacenado (MgC/ha) en el BTS. Letras diferentes indican diferencias significativas Tukey $p < 0.05$.

El C almacenado total (MgC/Ha) en el BTS es limitado tanto por temperatura como por precipitación (Figura 3). Diversos autores resaltan la importancia de la T para este tipo de bosques (Arasa-Gisbert et al., 2018; Rzedowski, 2006), sin embargo la precipitación también juega un papel crítico (Figura 3.a). No se observa un patrón de agrupación considerando temperatura y precipitación (Figura 3.c), es posible que otros patrones puedan resaltar si se consideran otros parámetros tanto ambientales como de manejo.

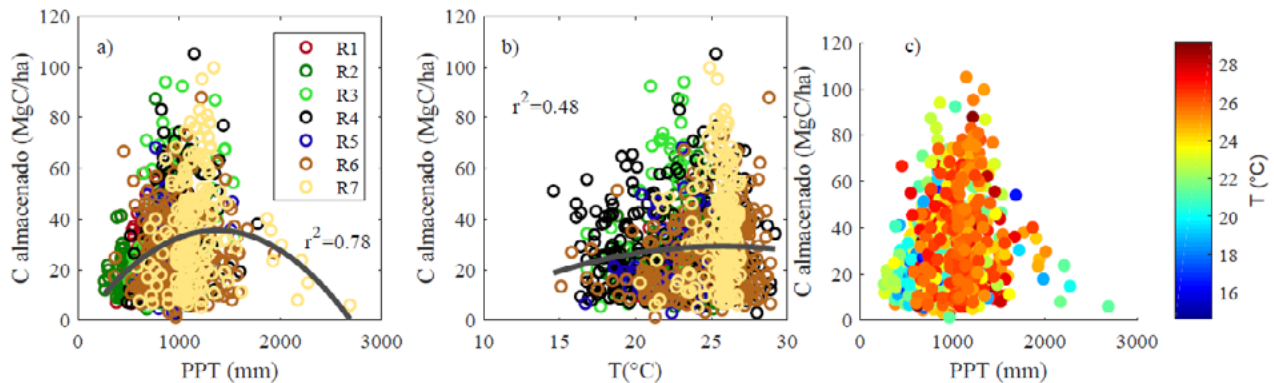


Figura 3. Carbono (C) total almacenado (MgC/Ha) en el BTS en función de a) la precipitación (PPT; $y = -2.025e-05 * x^2 + 0.05565 * x - 2.694$) y b) la temperatura (T; $y = -0.08485 * x^2 + 4.374 * x - 27.1$) y R se refiere a Región de CONAFOR. c) C almacenado considerando T y PPT.

Conclusiones

Encontramos diferencias significativas en el almacén total de C en el BTS, considerando las regiones de CONAFOR, las regiones 3 y 7 cuentan con mayor almacén. La precipitación anual juega un papel crítico en el almacén de C de estos ecosistemas.

Futuros trabajos deberían considerar otras variables ambientales, así como estrategias de uso, manejo, y conservación, con el fin de mantener y aumentar este almacén de C.

Referencias bibliográficas

- Arasa-Gisbert, R., Vayreda, J., Román-Cuesta, R. M., Villela, S. A., Mayorga, R., & Retana, J. (2018). Forest diversity plays a key role in determining the stand carbon stocks of Mexican forests. *Forest Ecology and Management*, 415–416, 160–171. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.023>
- Bojórquez, A., Álvarez- Yépiz, J. C., Búrquez, A., & Martínez- Yrizar, A. (2019). Understanding and predicting frost- induced tropical tree mortality patterns. *Global Change Biology*, 25(11), 3817–3828. <https://doi.org/10.1111/gcb.14775>
- Bullock, S. H., Mooney, H. A., & Medina, E. (1995). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press.
- García, E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). *Geography Institute, Autonomous University of Mexico, Mexico*.
- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., et al. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(44), 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., et al. (2005). Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10(1), art17. <https://doi.org/10.5751/ES-01219-100117>
- Miranda, F., & Hernández-X, E. (2016). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences*, (28), 29. <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Muscarella, R., Kolyaie, S., Morton, D. C., Zimmerman, J. K., & Uriarte, M. (2020). Effects of topography on tropical forest structure depend on climate context. *Journal of Ecology*, 108(1), 145–159. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13261>
- Rojas-Robles, N. E., Garatuzza-Payán, J., Álvarez-Yépiz, J. C., Sanchez-Mejía, Z. M., Vargas, R., & Yépez, E. A. (2020). Environmental controls on carbon and water fluxes in an old- growth tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, (e2020JG005666). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2020JG005666>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. CONABIO. Retrieved from https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Rzedowski, J., & Huerta, L. (1978). *Vegetación de México* (1st ed.). Limusa.
- Trejo, I. (2005). Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. In *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma* (pp. 111–122).
- Verduzco, V. S., Garatuzza-Payán, J., Yépez, E. A., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Robles-Morua, A., & Vivoni, E. R. (2015). Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(10), 2081–2094. <https://doi.org/10.1002/2015JG003119>



7.13. ¿El cambio de pastizal a matorral aumenta el secuestro de carbono en los desiertos mexicanos?

Flores-Martínez Arturo¹; Hernández-Guerrero Angélica^{2,3} y Briones Oscar⁴

¹ 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

² 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.

³ 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

⁴ Instituto de Ecología, A.C., Red de Biología Evolutiva, Carretera antigua a Coatepec No. 351, El Haya, C.P. 91073, Xalapa, Veracruz, México

Autor para correspondencia: oscar.briones@inecol.mx

Resumen

Los ecosistemas afectan los flujos de carbono en el planeta debido a que son emisores o secuestradores de CO₂. Cambios en el uso de suelo y la deforestación han alterado el balance de carbono de los ecosistemas. Se ha propuesto que la invasión de elementos leñosos incrementa el secuestro de carbono en los pastizales desérticos; sin embargo, la evidencia es escasa y no concluyente. Utilizando información cartográfica existente se cuantificó el cambio en superficie que han sufrido los pastizales desérticos, así como una estimación gruesa del cambio en el carbono almacenado en la biomasa debido a la sustitución de los pastizales por matorrales en México. Encontramos que la superficie original de los pastizales se ha reducido prácticamente a la mitad (de 18.1 a casi 8.5 millones de ha en 2016) y que el principal cambio ha sido hacia actividades agrícolas; sin embargo, cerca de 20% (3.4 millones de ha) transitó a matorrales de diversos tipos. Contrario a lo esperado, la transformación de los pastizales desérticos a matorrales ha ocasionado la pérdida de aproximadamente 8.8 millones de Mg de carbono en la biomasa.

Palabras clave: *Invasión arbustiva; cambio de uso de suelo; flujo de carbono; zonas áridas; México.*

Abstract

Ecosystems affect the fluxes of carbon on the planet because they are emitters or sequestrators of CO₂. Changes in land use and deforestation have altered the carbon balance of ecosystems. Invasion of woody elements has been proposed to increase carbon sequestration in desert grasslands; however, the evidence is scant and inconclusive. The change in the extension that the desert grasslands have suffered was quantified using the cartographic information available at the national level as the main source. In addition, we estimate the change in carbon stored in biomass due to the substitution of grasslands for scrublands. We found that the original pasture area has practically halved (from to 18.1 to almost 8.5 million ha in 2016) and that the main shift has been towards agricultural activities. However, around 20% (3.4 million ha) were transformed into different types of shrub vegetation. Contrary to expectations, the transformation of desert grasslands to scrublands has caused the loss of approximately 8.8 million Mg of carbon in biomass.

Key words: *Arid zones; carbon flux; land-use change; Mexico; shrub invasion.*

Introducción

Los ecosistemas naturales tienen un papel importante en el ciclo del carbono (C) en el planeta. Los ecosistemas terrestres pueden ser receptores o secuestradores de C en función de su capacidad de asimilar

dióxido de carbono (CO₂) atmosférico y retenerlo como materia orgánica en la vegetación y suelo (Chapin *et al.*, 2011). El papel del cambio en el uso del suelo en el almacén y flujo de C, en particular debido a la deforestación, ha sido ampliamente estudiado por su implicación negativa sobre la biodiversidad y por su contribución al incremento de CO₂ atmosférico y cambio climático (Houghton *et al.*, 2012; IPCC, 2019).

Si bien la sustitución completa de ecosistemas naturales a cubiertas antrópicas ha sido el proceso más estudiado por su magnitud y efectos en la dinámica del C, la transformación gradual de los ecosistemas debido a condiciones climáticas o por manejo del hombre ha sido menos estudiado (IPCC, 2019). En zonas áridas se ha documentado el cambio gradual de pastizales a vegetación dominada por formas de vida arbustivas debido a actividades relacionadas con la ganadería y el pastoreo (Browning *et al.*, 2008; Van Auken, 2009) y se ha investigado su implicación en el flujo de C (Hibbard *et al.*, 2003; Petrie *et al.*, 2014; Bestelmeyer *et al.*, 2015). El aumento de la vegetación leñosa en los ecosistemas naturales maduros o en los ecosistemas en estado de transición puede reflejarse en un aumento en el secuestro de C orgánico por la vegetación (Yanoff y Muldavin, 2008; Petrie *et al.*, 2014; Cantú-Silva y Yáñez Díaz, 2018). Sin embargo, son muy escasos los trabajos que hayan evaluado las transiciones de los pastizales naturales a ecosistemas arbustivos en México, a pesar de que los pastizales han sido sostenidamente utilizados para la producción de ganado y agricultura de temporal desde la época colonial (Briones *et al.*, en prensa).

En las zonas áridas del planeta el contenido de C en la biomasa aérea y subterránea y en el suelo por unidad de área es considerablemente más bajo en comparación con lo encontrado en ecosistemas tropicales o templados; sin embargo, la cuantificación de los almacenes y flujos de carbono es relevante debido a la gran superficie que ocupan (Montaño *et al.*, 2016). Los pastizales naturales y matorrales desérticos son los tipos de vegetación más extendidos en las zonas áridas de México y representan alrededor de 60% del territorio nacional (Briones y Perroni *et al.*, 2019).

Algunos estudios han mostrado que la transición de ecosistemas dominados por gramíneas a matorrales dominados por arbustos en las zonas áridas del mundo ha incrementado el secuestro de carbono (Yanof y Muldavin, 2008; Petrie *et al.*, 2014), aunque esto último también depende de factores como el clima (Jackson *et al.* 2002; Eldridge *et al.* 2011). Los trabajos realizados sobre el cambio del uso del suelo en las zonas desérticas de México señalan que la transformación del pastizal natural ha ocasionado en algunos casos aumentos y en otros disminuciones del C orgánico en la vegetación o suelo, pero debido al número reducido de trabajos y limitaciones metodológicas los resultados no han sido concluyentes (Montaño *et al.*, 2016; Briones y Perroni *et al.*, 2019; Paz-Pellat y Velázquez, 2019). En ese contexto, el objetivo de este trabajo fue cuantificar el efecto de la transformación de pastizales a matorrales en el contenido de C orgánico de la biomasa aérea y radicular en México.

Materiales y Métodos

Para determinar los posibles cambios en cobertura que han ocurrido en los pastizales de las zonas áridas de México y su transformación a matorrales o ecosistemas con elementos arbustivos se utilizó información cartográfica que describe la extensión y ubicación de los pastizales y matorrales en el país en tres periodos del tiempo. La extensión y ubicación potencial de los pastizales de las zonas áridas del país se obtuvo a partir del mapa de vegetación potencial de México (INEGI, 2003), intersectándolo con la delimitación de las zonas áridas utilizando el criterio de índice de aridez de Penman (Briones y Perroni *et al.*, 2019).

La estimación de la transformación de pastizales a matorrales se realizó contabilizando los cambios registrados en la superficie potencial ocupada por los pastizales (INEGI, 2003) comparada con la observada en la década de los años setenta (Serie I, INEGI), 1993 (Serie II, INEGI) y 2016 (Serie 6.5 PMC¹). Si bien la comparación entre las capas de información no es muy precisa debido a diferencias en

¹ Disponible en: http://pmcarbono.org/pmc/bases_datos/index.php

la resolución de los mapas (el mapa de vegetación potencial tiene escala 1:1,000,000, mientras que la cartografía más reciente sobre la vegetación y los usos del suelo que elaboró el INEGI o el Programa Mexicano del Carbono tiene escala 1:250,000), es posible obtener información confiable de la magnitud de los cambios ocurridos en los pastizales en diferentes tiempos. Los análisis espaciales se realizaron con el programa ArcGIS v 10.7, utilizando las capas previamente transformadas a la proyección cónica equiárea de Albers. Este procedimiento permitió disminuir distorsiones y mejorar la estimación de las superficies ocupadas por cada tipo de vegetación (ESRI, 2016).

La estimación del contenido de C potencialmente presente en la biomasa aérea y subterránea de los pastizales desérticos, así como los cambios en el C orgánico al transformarse en matorrales se realizó utilizando el contenido de C reportado para esos ecosistemas en el Cuadro 6 de Briones y Perroni *et al.* (2019). Para el cálculo del contenido de C se consideró la superficie, uso del suelo y vegetación, así como la condición primaria o secundaria de la vegetación estimada para el año 2016, en comparación con la superficie potencial que existiría si hubiese permanecido ocupada por pastizales.

Resultados y Discusión

Transición de pastizales a matorrales en zonas áridas

Los pastizales de las zonas áridas han reducido de manera importante su cobertura en México. Para la década de los 70's su extensión ya se había reducido prácticamente a la mitad y continuó reduciéndose hasta llegar a casi 8.5 millones de hectáreas en 2016 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Cobertura potencial de los pastizales y su posible cambio a matorrales en las zonas áridas México. La cobertura original se estimó a partir de la Carta de Vegetación Potencial elaborada por el INEGI (2003).

	Superficie		Matorral derivado de pastizal		Superficie agrícola	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Potencial	18,152,819					
70's	9,028,608	49.7	3,908,541	21.5	4,103,280	22.6
1993	8,859,240	48.8	3,738,209	20.6	4,309,109	23.7
2016	8,480,995	46.7	3,476,189	19.1	4,879,489	26.9

Las principales transformaciones que han sufrido los pastizales desérticos ha sido su sustitución para destinar estas superficies a uso agrícola (27%); sin embargo, también cerca del 19% de su superficie ahora está ocupada por matorrales de diversos tipos (Cuadro 1). De los matorrales presentes en el año 2016 en las superficies anteriormente cubiertas por pastizales, la mayor parte son del tipo matorral micrófilo (2.5 millones de ha), seguido por matorrales crasicales y rosetófilos (Cuadro 2, Figura 1). Poco más de 400 mil ha se reportaron como vegetación secundaria derivada de matorrales, lo que sugiere que esas comunidades siguen siendo fuertemente perturbadas.

De los pastizales remanentes en 2016, casi la tercera parte de su superficie (2.6 millones de ha) fue ocupada por pastizales secundarios con presencia de arbustos como componente conspicuo, lo que podría indicar la continuación del proceso de conversión del pastizal a matorrales en los años subsecuentes (Cuadro 2).

Cuadro 2. Superficie y contenido de Carbono en los pastizales desérticos y matorrales derivados de pastizales en 2016. Las clases de vegetación y uso del suelo son las definidas por INEGI (2017).

Vegetación / Uso del suelo	Superficie		Carbono total en biomasa	
	(ha)	(%)	(Mg)	(%)

AGRÍCOLA	4,879,489	26.9		
URBANO O SIN VEGETACIÓN APARENTE	302,686	1.7		
OTRO TIPO DE VEGETACIÓN	1,013,462	5.6		
MATORRAL XERÓFILO (Total)	3,476,189	19.1	3,478,997.6	9.0
Matorral crasicaule	226,012	1.2	158,208.4	0.4
Matorral desértico micrófilo	2,531,406	13.9	2,303,579.3	5.9
Matorral desértico rosetófilo	203,431	1.1	299,043.1	0.8
Matorral espinoso tamaulipeco	65,197	0.4	150,606.2	0.4
Matorral sarcocaula	3,812	0.0	3,202.2	0.0
Matorral submontano	9,537	0.1	23,938.0	0.1
Mezquital	32,392	0.2	36,926.5	0.1
Matorral subtropical	2,404	0.0	4,520.2	0.0
Vegetación secundaria derivada de Matorral	401,998	2.2	498,973.7	1.3
PASTIZAL (Total)	8,480,995	46.7	35,345,685.9	91.0
Pastizal secundario con arbustos	2,594,561	14.3	13,528,302.7	35

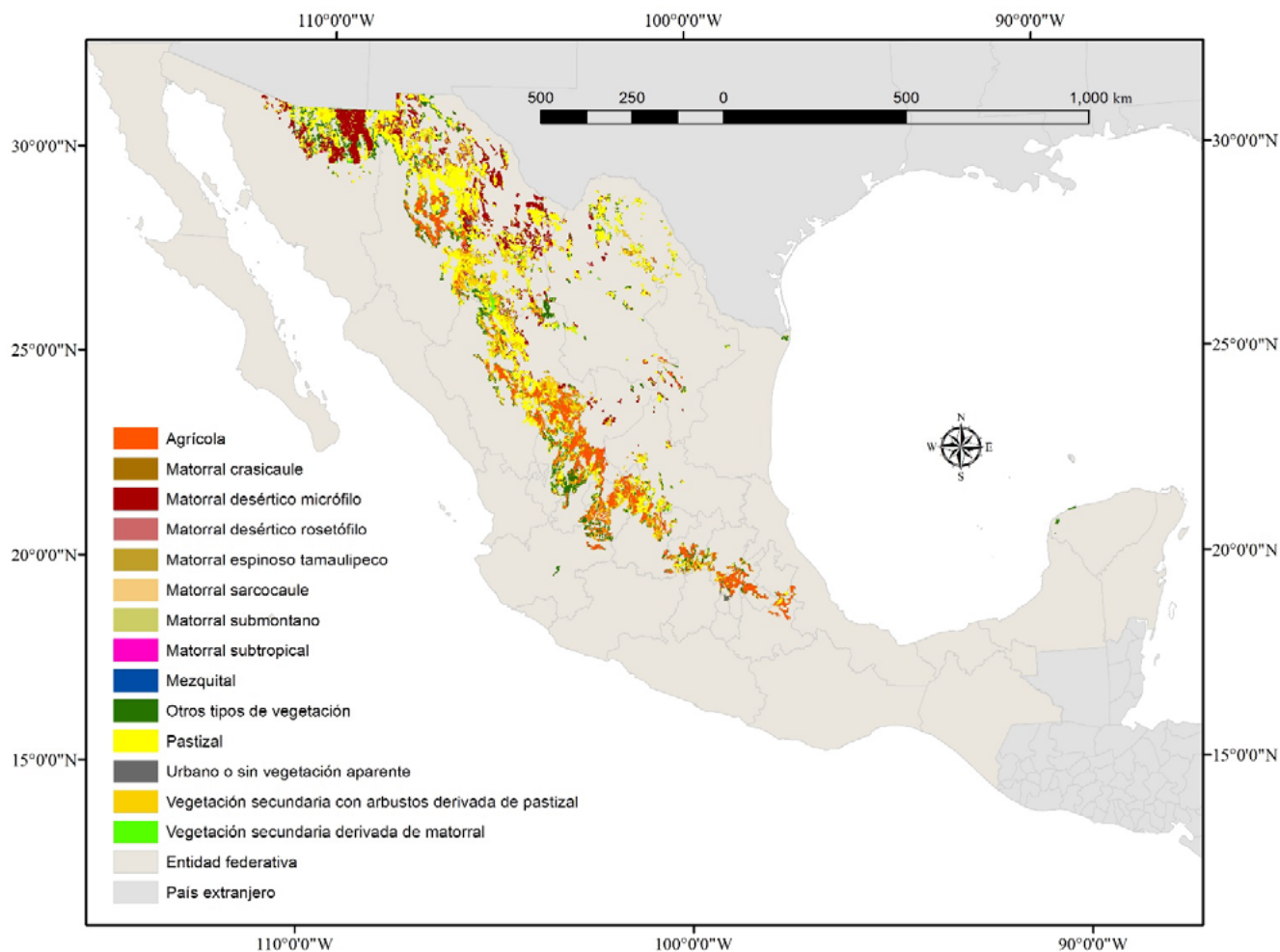


Figura 1. Vegetación y uso del suelo en la superficie potencialmente ocupada por pastizales en las zonas áridas de México en 2016. La clasificación de las coberturas es de acuerdo con INEGI (2017).

Flujos de Carbono

Diversos autores han reportado que la conversión de pastizales a matorrales o al menos la invasión de arbustos incrementa el contenido de C en la biomasa vegetal de la comunidad (Yanoff y Muldavin 2008; Cantú-Silva y Yáñez, 2018). Según nuestras estimaciones, el C total en la biomasa de las comunidades de matorrales secundarios que sustituyeron a los pastizales halófitos y gipsófilos aumentó significativamente, dando un balance neto de casi 100 mil Mg C. Este resultado es explicable por los bajos contenidos de C que almacenan el pastizal halófito y gipsófilo, en comparación con el matorral. Sin embargo, y contrario a lo esperado, el balance de C resultó negativo en la sustitución de pastizal natural a matorrales. El balance neto estimado resultado de la transformación de 2.9 millones de ha de pastizal natural a matorrales fue una reducción de 8.9 millones de Mg C (Cuadro 3). Aunque existen reportes de contenidos de C muy elevados en matorrales en comparación con pastizales (Briones y Perroni *et al.*, 2019), el valor promedio reportado por CONAFOR (2018) y Briones y Perroni *et al.* (2019) es cercano a 1.3 Mg C ha⁻¹ (considerando tanto biomasa aérea y radicular), mientras que el valor promedio de pastizales naturales es superior a 4 Mg C ha⁻¹. El balance neto de C en la biomasa aérea y radicular resultado de la sustitución de pastizales desérticos halófilos, gipsófilos y naturales a matorrales fue una pérdida neta de casi 8.8 millones Mg C almacenado.

La cantidad de 8,8 millones de Mg C que pudo haberse perdido por la transformación de pastizales a matorrales sería equivalente al C contenido en la biomasa aérea de 290 mil ha de bosque de coníferas o 350 mil ha de selva tropical perennifolia, de acuerdo con los datos de C reportados en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR, 2018). Si bien esta cantidad de C es considerable, es importante resaltar que ocurrió en periodos de decenas a centenares de años y no de forma casi instantánea, como ocurre cuando se deforesta un bosque o una selva. La estimación de los cambios en los flujos de C asociados a la sustitución de pastizal desértico a matorral implica una disminución neta de los ecosistemas naturales de México en la capacidad de secuestrar ese elemento.

Cuadro 3. Balance de carbono en la biomasa resultado de la sustitución de pastizales por matorrales en las zonas áridas de México, con base en los valores de carbono total reportados por Briones y Perroni *et al.* (2019). Las estimaciones consideran el tipo de matorral que sustituyó al pastizal, así como la condición primaria o secundaria de la vegetación. La clasificación de los pastizales es de acuerdo con INEGI (2017).

	Superficie de pastizal que cambió a matorral secundario (ha)	Carbono potencial en el pastizal si hubiese permanecido sin cambio (Mg)	Carbono en el matorral secundario derivado de pastizal (Mg)	Balance neto de carbono (Mg)
Pastizal gipsófilo	11 891	2 973.8	12 189.9	9 216.1
Pastizal halófito	567 948	454 358.1	541 804.4	87 446.3
Pastizal natural	2 896 350	11 817 108.9	2 925 004.4	-8 892 104.5
Total	3 476 189	12 274 439.7	3 478 998.6	-8 795 441.2

Conclusiones

Los pastizales de las zonas áridas de México han reducido su cobertura en 8.5 millones de ha, equivalente a 46.9% de la extensión original. La transformación de pastizales a matorrales ocasionó la liberación de aproximadamente 8.8 millones de Mg de C en las zonas áridas de México. Es necesario evaluar los flujos de C asociados a la transformación y deterioro de las comunidades naturales y no solamente los ocasionados por el cambio de uso del suelo a coberturas antrópicas.

Literatura citada

- Bestelmeyer, B. T., G. S. Okin, M. C. Duniway, S. R. Archer, N. F. Sayre, J. C. Williamson and J. E. Herrick. 2015. Desertification, land use, and the transformation of global drylands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(1):28-36. doi:10.1890/140162
- Briones, O., y Y. Perroni (Coord.), 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. Velázquez-Rodríguez y E.A. Yépez. 2019. Matorrales y Pastizales. *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. ISBN 978-607-9649-7-4, 353-385 pp. http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/reportes_nacionales.php (Consulta: agosto 15, 2021).*
- Briones, O., A. Flores-Martínez, A. Castellanos, Y. Perroni y A. Hernández-Guerrero. En prensa. Población, servicios ecosistémicos, ciclo del carbono y políticas públicas en las zonas secas de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2.
- Browning, D.M, S.R. Archer, G.P. Asner, M.P. McClaran and C.A. Wessman. 2008. Woody plants in grasslands: post-encroachment stand dynamics. *Ecological Applications* 18(4):928-944.
- Cantú-Silva, I. y I. Yáñez. 2018. Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(45):122-151. doi: 10.29298/rmcf.v9i45.138.
- Chapin, S., P. Manson and H. Mooney. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York: Springer Science & Business Media, New York, Inc. 529 pp.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2018. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos: Informe de Resultados 2009-2014*. CONAFOR. Mexico. 199 pp.
- Eldridge D.J., M.A. Bowker, F.T. Maestre, E.R. Roger, J.F. Reynolds and W.G. Whitford. 2011. Impact of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: toward a global synthesis. *Ecology Letters* 14: 709-722. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x
- ESRI, 2016. *Cónica equivalente de Albers*. Consultado en: <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/guide-books/map-projections/albers-equal-area-conic.htm>. (Consulta: agosto 15, 2021).
- Hibbard, K.A., D.S. Schimel, S. Archer, D.S. Ojima and W. Parton. 2003. Grassland to woodland transitions: integrating changes in landscape structure and biogeochemistry. *Ecological Applications* 13(4):911-926. doi: 10.1890/1051-761(2003)13[911:GTWTIC]2.0.CO;2
- Houghton, R. A., J. I. House., J. Pongratz., G. R. van der Werf., R. S. DeFries., M. C. Hansen., C. Le Quéré and N. Ramankutty. 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9:5125-5142. doi: 10.5194/bg-9-5125-2012.
- Jackson R.B., J.L. Banner, E.G. Jobbagy, W.T. Pockman and D-H. Wall. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418(6898):623-626. doi: 10.1038/nature00910
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1993. *Carta de Uso de Suelo y Vegetación, Serie I, escala 1:250 000*. INEGI. México.
- INEGI. (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2003. *Carta de vegetación primaria potencial, escala 1:1 000 000*. INEGI. México.
- INEGI. (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2017. *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.
- IPPC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2019. *An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Intergovernmental Panel on Climate Change. ISBN 978-92-9169-154-8. <https://www.ipcc.ch/srcl/> (Consulta: agosto 15, 2021).
- Montaña, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García-Oliva, R. García-Sánchez, Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia-Torres, E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34:39-59.
- Paz-Pellat, F. y A. Velázquez. 2029. Suelos. *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. ISBN 978-607-9649-7-4, 353-385 pp. http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/reportes_nacionales.php (Consulta: agosto 15, 2021).*
- Petrie, M. D., S. L. Collin., A. M. Swann., P. L. Ford and M.E. Litvak. 2014. Grassland to shrubland state transitions enhance carbon sequestration in the northern Chihuahuan Desert. *Global Change Biology* 21(3): 1226-1235. doi: 10.1111/gcb.12743.
- Van Auken, O. W. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management* 90(10):2931-2942. doi: 10.1016/j.jenvman.2009.04.023
- Yanoff, S. and E. Muldavin. 2008. Grassland–shrubland transformation and grazing: A century-scale view of a northern Chihuahuan Desert grassland. *Journal of Arid Environments* 72(9):1594-1605. doi:0.1016/j.jaridenv.2008.03.012



7.14. Controles de la respiración del suelo en un ecosistema de matorral xerófilo y parcelas agrícolas

Guillén-Cruz Gabriela¹ y Flores-Rentería Dulce²

¹ Grupo de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Centro de Investigaciones y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (SRNyE-CINVESTAV), Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe Ramos Arizpe, C.P. 25900, Coahuila, México.

² CONACyT -Grupo de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Centro de Investigaciones y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (SRNyE-CINVESTAV), Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe Ramos Arizpe, C.P. 25900, Coahuila, México.

Autor para correspondencia: yaahid@gmail.com

Resumen

Los suelos representan uno de los principales flujos de CO₂ a la atmósfera por medio de la respiración del suelo (R_S). La R_S varía de acuerdo con factores ambientales, antropogénicos, de entre estos, la temperatura y humedad del suelo son considerados los más importantes; sin embargo, el grado en que los factores influyen en la R_S pueden variar de manera estacional y por uso de suelo. Con el objetivo de estudiar los controles de la R_S en ecosistemas naturales y agrícolas de regiones áridas se seleccionaron cuatro sitios por uso de suelo y se monitorearon cada dos meses durante dos años. Se midió la R_S , humedad (Hs) y temperatura del suelo (Ts), temperatura ambiental (Ta), humedad relativa (Hr), radiación fotosintéticamente activa (PAR) y el índice de vegetación mejorado (EVI). La identificación del grado de control para cada variable se determinó con modelos de ecuaciones estructurales (SEM). Los SEMs explicaron una alta proporción de varianza de la R_S para ambas temporadas y en ambos usos de suelo. Se observó que el PAR, Hr y Hs están controlando la R_S en los ecosistemas naturales independientemente de la temporada y en las parcelas agrícolas en la temporada de lluvias, ejerciendo la Hs el principal control. Sin embargo, en la temporada seca para las parcelas agrícolas, también está influyendo la Ts sobre la R_S . Se puede concluir que la disponibilidad de agua en el suelo está controlando la R_S , tanto en ecosistemas naturales como agrícolas en la región árida del sureste de Coahuila.

Palabras clave: *ecosistemas aridos; temporada secas y lluvias; humedad del suelo; actividad microbiana.*

Abstract

Soils represent one of the main flows of CO₂ into the atmosphere through soil respiration (R_S). The R_S varies according to environmental, anthropogenic factors; among these, soil temperature and moisture are considered the most important; however, the degree to which factors influence R_S can vary seasonally and by land use. Four sites by land use were selected and monitored every two months (dry season and rainfall) for two years, to study the controls of R_S in natural and agricultural ecosystems of arid region. Field R_S , moisture (Hs) and soil temperature (Ts), ambient temperature (Ta), relative humidity (Hr), photosynthetically active radiation (PAR) and enhanced vegetation index (EVI) were measured. Structural equation models (SEM) were used to identify the control of each variable over R_S . The SEMs explained a high proportion of variance of the R_S in the dry and rainy seasons in both lands uses. It was observed that the PAR, Hr, and Hs are controlling the R_S in natural ecosystems regardless the season and the agricultural plots during the rainy season, being the main controller of R_S the Hs. However, in the dry season for agricultural plots, Ts is also influenced R_S . It can be concluded that the availability of water in the soil is controlling R_S , both in natural and agricultural ecosystems in an arid region of southeastern Coahuila.

Key words: *arid ecosystem; dry and rainy season; soil moisture; microbial activity.*

Introducción

El suelo es el principal almacén de carbono (C) en los ecosistemas terrestres con 1460 GT (Yang *et al.*, 2014), sin embargo, se estima que 98 Pg de C al año en forma de CO₂ producto de la respiración del suelo (R_S) (Xu y Shang, 2016). El CO₂ es el principal gas de efecto invernadero y su aumento en la atmósfera contribuye al cambio climático. El flujo de CO₂ del suelo es del más del 17% por el cambio en su uso, principalmente derivado de la agricultura (Kong *et al.*, 2014).

La respiración del suelo es la suma del CO₂ proveniente de los microorganismos o respiración heterótrofa y el CO₂ proveniente de las raíces o autótrofa (Xu y Shang, 2016). Se ha demostrado que la R_S varía de manera estacional y está controlada principalmente por la temperatura y la humedad del suelo (Metcalf *et al.*, 2007). En los ecosistemas áridos y semiáridos la disponibilidad de agua en el suelo controla la R_S (actividad microbiana y crecimiento de las raíces) durante todo el año (Silletta *et al.*, 2019). Estas variables influyen a su vez en el microclima del suelo, en este sentido, puede cambiar la estructura de la vegetación como distribución, crecimiento y exudados de las raíces (Raich y Tufekciogul, 2000). Cuando hablamos de sistemas agrícolas, el manejo y el tipo de cultivo son factores que influyen en la liberación o almacenamiento de C (Bilandžija *et al.*, 2016).

Las bajas condiciones de humedad del suelo en la temporada de secas disminuyen la actividad de los microorganismos ya que el contacto con carbono disponible es bajo o nulo, además, en condiciones de estrés hídrico entran en estado de latencia o mueren. Lo contrario ocurre en temporada de lluvias, en donde, además, aumenta la producción de la biomasa vegetal circundante (Xu-Liukang *et al.*, 2004).

Las variables que controlan la R_S en ecosistemas templados están bien documentadas (Davidson *et al.*, 1998; Tang y Baldocchi, 2005), sin embargo, en ecosistemas desérticos los estudios aún son escasos y más aún en parcelas agrícolas dentro de estos ecosistemas. En este sentido, la implementación de estudios enfocados en el entendimiento de la respiración del suelo en las zonas áridas y semiáridas es importante, en primera porque cubren más del 40% de la superficie terrestre, además, se espera que sigan creciendo en respuesta al cambio global (Ball *et al.*, 2004).

El objetivo de este estudio es identificar los controles que influyen en la respiración del suelo de un ecosistema natural xerófilo y parcelas agrícolas, en una región árida del sureste del estado de Coahuila, mediante el uso de estadística multivariante.

Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en la región sureste del estado de Coahuila, en los municipios de General Cepeda, Ramos Arizpe y Saltillo del norte de México, los cuales forman parte del desierto Chihuahuense. El clima dominante es árido y semi-seco, con una temperatura media anual entre 18°C y 22°C; con un promedio de precipitación media anual de 484 mm, presentándose la mayor precipitación en julio, agosto y septiembre (WorldClim, 2017). Los principales tipos de suelo son Litosoles, Xerosoles y Regosoles. La vegetación dominante corresponde a matorral xerófilo.

Se seleccionaron parcelas agrícolas y ecosistemas naturales, con cuatro sitios por uso de suelo, de manera que representaran la región sureste de Coahuila. Se tomaron cinco puntos de muestreo por sitio en transectos lineales a cada 30 metros. En cada sitio se realizaron mediciones de R_S, temperatura (T_s) y humedad del suelo (H_s), temperatura ambiental (T_a), humedad relativa (H_r) y la radiación fotosintéticamente activa (PAR) cada dos meses de febrero del 2019 a diciembre del 2020. Se consideraron los meses de diciembre, febrero y abril para la temporada de secas y junio, agosto y septiembre para la temporada de lluvias.

La R_S se midió con una cámara cerrada portátil dinámica (cámara de respiración del suelo -SRC- 2) conectada a un analizador de gas infrarrojo EGM-5 (PP Systems). La cámara se colocó en un anillo de

PVC enterrados a 3 cm de profundidad en los puntos de muestreo 24 horas antes de la medición. La T_s y H_s se midieron al mismo tiempo que la R_s , mediante una sonda Hydraprobe II que fue enterrada aproximadamente a 8 cm de profundidad. La T_a y la H_r se midieron con una microestación WatchDog (mod. 1450) y el PAR, con un sensor MQ-200 (Apogee Instruments). Finalmente, mediante la plataforma geoespacial Google Earth Engine se determinó el índice vegetación mejorado (EVI). Los datos de EVI fueron del del espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada de Terra (MODIS) que se generan cada 16 días a una resolución espacial de 250 metros.

Se construyeron cuatro modelos de ecuaciones estructurales (SEMs) para determinar la influencia de las variables (T_s , H_s , T_a , H_r , PAR y EVI) que controlan la R_s en los dos usos de suelo tanto para la temporada de lluvias como la temporada de secas. Los modelos consideraron un conjunto completo de hipótesis basadas en la literatura y nuestra propia experiencia previa. El ajuste de los modelos se aseguró mediante los estadísticos: error cuadrático medio (RMSEA), índice de bondad de ajuste (GFI) y índice normado de ajuste (NFI). Los SEMs se ajustaron con los programas SPSS® y SPSS® AMOS 20.0 (IBM Corporation Software Group, Somers, NY).

Resultados y Discusión

Los modelos de ecuaciones estructurales mostraron un buen ajuste de datos, explicando una alta proporción de varianza de la R_s en temporada de secas y lluvias de las parcelas agrícolas ($R^2=0.67$ y $R^2=0.52$) y ecosistemas naturales ($R^2=0.16$ y $R^2=0.53$; Figura 1). De acuerdo con estos modelos, la relación entre los factores para un mismo uso de suelo (p. ej. agrícolas o naturales), varió dependiendo de la temporada.

La influencia positiva de PAR sobre T_a se mantuvo significativa para todos los casos. A su vez, la PAR controló negativamente a la H_r , (Figura 1). En otras palabras, cuando al agua no es una limitante, la influencia de la radiación al determinar la humedad del ambiente es mínima. Respecto a los factores que controlan la R_s en los ecosistemas naturales, ésta fue controlada por el PAR, H_s y H_r , independientemente de la temporada (Figura 1b y d).

Por el contrario, en los suelos de los sitios agrícolas, el control de la R_s cambia dependiendo de la temporada. Si bien en la temporada de lluvias (Figura 1c) los factores que la controlan son los mismos que en los sitios conservados (i.e. PAR, H_s y H_r ; Figura 1b y d). En la temporada de secas, cuando al agua es limitante, la T_s y el EVI, tienen una influencia positiva significativa sobre la liberación de CO_2 a la atmósfera (Figura 1a). El efecto positivo de la T_s sobre la R_s en los sitios agrícolas durante la temporada seca puede atribuirse a que el incremento de la temperatura promueve la actividad microbiana acelerando la descomposición de la materia orgánica y por lo tanto la liberación de CO_2 del suelo (Hamdi *et al.*, 2011).

A su vez la T_a y la H_r influyen de manera positiva sobre el EVI de las parcelas agrícolas en la temporada de secas (Figura 1a). Esto está relacionado con la escasa o nula cobertura de los cultivos en esa temporada del año.

En los ecosistemas áridos y semiáridos, la disponibilidad de agua en el suelo es el principal factor que limita la R_s , tal como se observó en los modelos de ecuaciones estructurales (SEMs). Por lo tanto, los patrones estacionales están fuertemente relacionados con la dinámica de las precipitaciones (Davidson *et al.*, 2000). En la temporada de lluvias, la H_s no es un factor limitante, por lo que mejora el crecimiento de los cultivos, aumentando la cantidad de sustrato y la fertilización adicional, que en conjunto aumentan la actividad metabólica del suelo (Bilandžija *et al.*, 2016; Raich *et al.*, 2002).

Por otra parte, en la temporada de lluvias, la alta disponibilidad de agua en el suelo aumenta la producción de biomasa y el crecimiento de las raíces ocasionando que los microorganismos tengan la materia orgánica lábil más disponible para su descomposición y aumenta la respiración de las raíces (Xu y Shang, 2016).

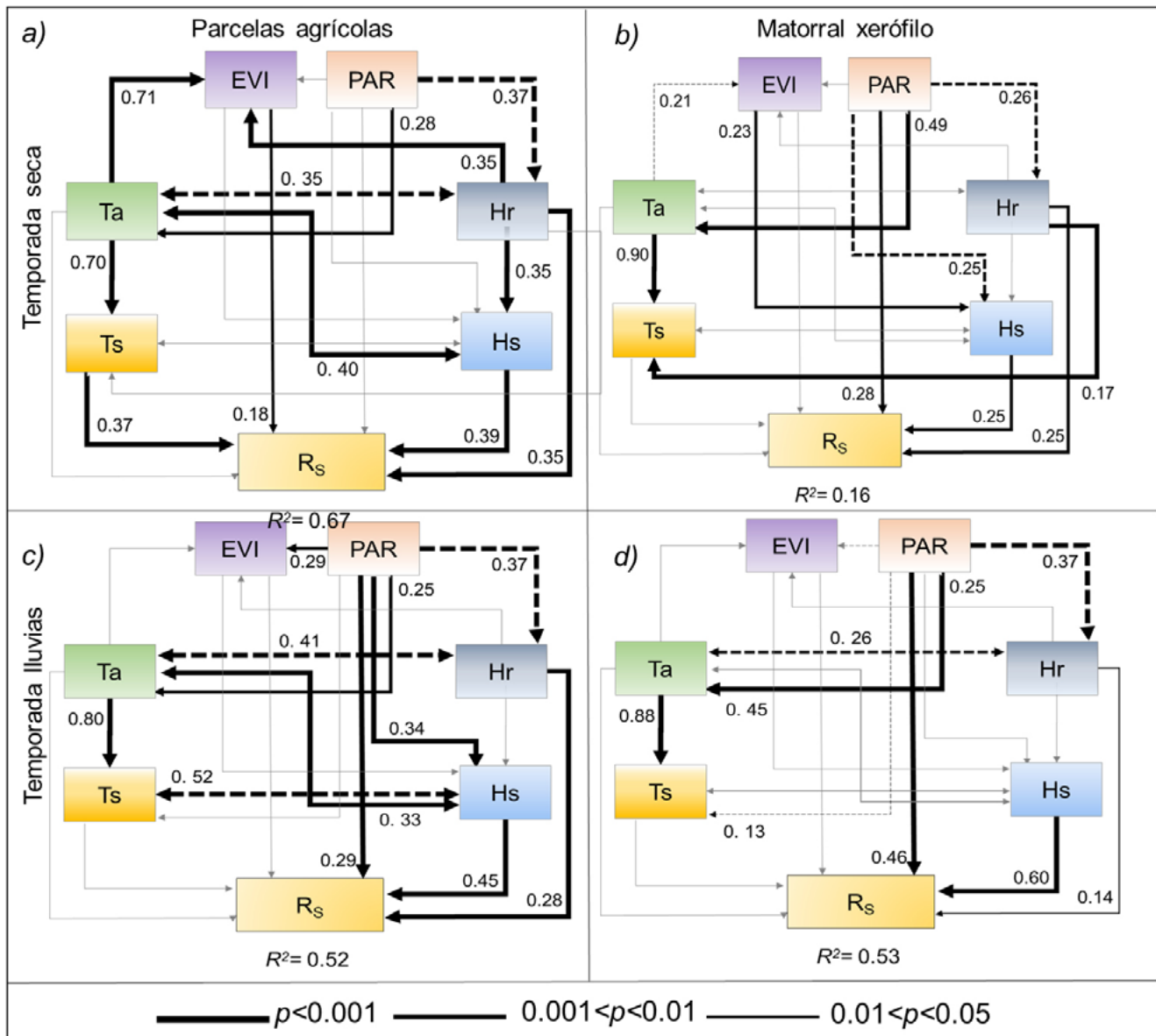


Figura 1. Diagramas de ruta que representan relaciones causales hipotéticas entre los factores ambientales que controlan la respiración del suelo durante la temporada seca y lluviosa para ecosistemas naturales y parcelas agrícolas. Las flechas representan relaciones causales: los efectos positivos (líneas sólidas) y negativos (líneas discontinuas) y los pesos de regresión estimados estandarizados (PRE) están también indicados. Los valores de significancia de cada relación están representados por los anchos de las flechas según la leyenda. NFI=0.99; GFI=0.99; RMSEA<0.001; $\chi^2=3.44$; $p=0.95$; $n=60$.

Conclusiones

La respiración del suelo en ecosistemas naturales de matorral xerófilo y parcelas agrícolas en la región árida y semiárida del sureste de Coahuila está siendo controlada por la disponibilidad de agua. Además, en la temporada seca, la escasa o nula cobertura de los cultivos ocasiona que debido a las altas temperaturas del suelo se incremente el flujo de CO_2 a la atmósfera.



Agradecimientos

Al CINVESTAV-Unidad Saltillo por las facilidades prestadas para la realización del proyecto del fondo sectorial CONACyT-INEGI (289644). Asimismo, agradecemos al CONACyT por la beca otorgada a Gabriela Guillén Cruz dentro del Programa de Doctorado en Ciencias en Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía.

Literatura citada

- Ball, A., P. Farage, L. Olsson, J. Pretty, A. Warren and P. Tschakert. 2004. Carbon sequestration in dryland soils. *World Soil Resources Reports* 102:
- Bilandžija, D., Ž. Zgorelec and I. Kisić. 2016. Influence of Tillage Practices and Crop Type on Soil CO₂ Emissions. *Sustainability* 8:90.
- Davidson, E. A., E. Belk and R. D. Boone. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global change biology* 4:217-227.
- Davidson, E. A., L. V. Verchot, J. H. Cattanio, I. L. Ackerman and J. Carvalho. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48:53-69.
- Hamdi, S., T. Chevallier, N. B. Aïssa, M. B. Hammouda, T. Gallali, J.-L. Chotte and M. Bernoux. 2011. Short-term temperature dependence of heterotrophic soil respiration after one-month of pre-incubation at different temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 43:1752-1758.
- Kong, L., Z. Shi and L. Chu. 2014. Carbon emission and sequestration of urban turfgrass systems in Hong Kong. *Science of the total environment* 473:132-138.
- Metcalf, D. B., P. Meir, L. Aragao, Y. Malhi, A. Da Costa, A. Braga, P. Gonçalves, J. de Athaydes, S. De Almeida and M. Williams. 2007. Factors controlling spatio-temporal variation in carbon dioxide efflux from surface litter, roots, and soil organic matter at four rain forest sites in the eastern Amazon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112:
- Raich, J. W., C. S. Potter and D. Bhagawati. 2002. Interannual variability in global soil respiration, 1980–94. *Global Change Biology* 8:800-812.
- Raich, J. W. and A. Tufekciogul. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48:71-90.
- Silletta, L. C., A. Cavallaro, R. Kowal, D. A. Pereyra, R. A. Silva, N. S. Arias, G. Goldstein, F. G. Scholz and S. J. Bucci. 2019. Temporal and spatial variability in soil CO₂ efflux in the patagonian steppe. *Plant and Soil* 444:165-176.
- Tang, J. and D. D. Baldocchi. 2005. Spatial-temporal variation in soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry* 73:183-207.
- WorldClim. (2017). Global Climate Data v2.0. Retrieved 25/02/2020 <http://www.worldclim.org>
- Xu-Liukang, D. D. Baldocchi and J. Tang. 2004. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles* 18:
- Xu, M. and H. Shang. 2016. Contribution of soil respiration to the global carbon equation. *Journal of Plant Physiology* 203:16-28.
- Yang, H., X. Li, Z. Wang, R. Jia, L. Liu, Y. Chen, Y. Wei, Y. Gao and G. Li. 2014. Carbon sequestration capacity of shifting sand dune after establishing new vegetation in the Tengger Desert, northern China. *Science of the Total Environment* 478:1-11.

7.15. Efecto del crecimiento urbano sobre los reservorios de carbono orgánico en bosques periurbanos

Miquelajauregui Yosune¹, Rivera-Mondragón Emily², Santini Nadia S.^{3,4}

¹ Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04500, Ciudad de México, México

² Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04500, Ciudad de México, México

³ Instituto de Ecología, UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, 04500, Ciudad de México, México

⁴ Cátedra Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Av. Insurgentes Sur 1582, Crédito Constructor, Benito Juárez, 03940, Ciudad de México, México

Resumen

Los bosques periurbanos proveen importantes servicios ecosistémicos incluyendo el secuestro y almacén de carbono orgánico, la fertilidad del suelo y la biodiversidad. La conservación y manejo de los bosques periurbanos representa una oportunidad para mantener los servicios ambientales y el bienestar humano dentro de las ciudades. El crecimiento urbano ha derivado en la pérdida de cobertura forestal lo que ha resultado en reducciones significativas de carbono orgánico almacenado en distintos reservorios, incluyendo el suelo. Son extensos los estudios que demuestran una relación directa entre el crecimiento urbano y la pérdida de carbono, sin embargo, existe poca evidencia en cómo el crecimiento urbano futuro podría alterar la dinámica de carbono en los bosques periurbanos. En este estudio, evaluamos el impacto de un escenario de crecimiento urbano futuro sobre los reservorios de carbono orgánico en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México. Para llevar a cabo este estudio, implementamos un esquema de modelación que acopla un modelo espacial basado en autómatas celulares - SLEUTH – con el modelo espacialmente explícito InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs model). Utilizamos SLEUTH para generar el escenario de crecimiento urbano para el Suelo de Conservación proyectados al 2060. Este escenario prioriza el desarrollo de proyectos inmobiliarios, de infraestructura y de actividades económicas en zonas de alto valor ecológico. La salida de SLEUTH se utilizó como insumo en InVEST para cuantificar y mapear el carbono orgánico bajo el escenario de crecimiento urbano. Los resultados de este estudio podrían utilizarse para identificar, priorizar y monitorear áreas con alteraciones más importantes en cuanto a la provisión de este servicio ecosistémico.

Palabras clave: *modelación, carbono orgánico, crecimiento urbano, servicios ecosistémicos, resiliencia*

Abstract

Urban forests provide valuable ecosystem services including the storage of soil carbon, soil fertility and biodiversity. Conservation and management of urban forests represent an opportunity to maintain ecological services and human well-being within cities. Urban growth has led to the loss of forest cover and ultimately, to significant reductions in the amount of organic carbon stored in forest soils. Although there is a clear relationship between urban growth and loss of forest carbon, there is little understanding of how projected urban expansion may affect future soil carbon dynamics in forest landscapes. In this paper, we assessed the effect of different urban growth scenarios on future soil carbon storage in Mexico City's forest landscapes. We implemented a modelling framework that couples a cellular automata urban growth model -SLEUTH- and a spatially-explicit Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs model -InVEST-. We used SLEUTH to generate a urban growth scenario for Mexico City and projected urban expansion to 2060. The urban growth scenario was built to depict a distinctive trajectory associated to land-use policies. SLEUTH output was used as InVEST inputs in order to quantify and map future carbon storage under the given urban growth scenario. Our approach allowed incorporating

the uncertainty associated to urban growth by explicitly exploring plausible urban growth scenarios. The results of this study could be used to identify, prioritize and monitor areas where greater changes in forest soil carbon storage are expected to occur and to better inform decision-making for sustainable urban development.

Keywords: *modellin, carbón storage, urban growth, resilience, ecosystem services*

Introducción

La urbanización es uno de los procesos globales con mayores repercusiones para la sostenibilidad del planeta (Xiao et al. 2020; Seto et al. 2012). La magnitud y la aceleración con las que ocurre han llevado a que se le incluya como uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de la Asamblea General de las Naciones Unidas. El cambio de cobertura asociado a la urbanización tiene importantes impactos sobre los sistemas socio-ecológicos terrestres y acuáticos, alterando la provisión de servicios ecosistémicos (SEs) (Das et al. 2019; Xiao et al. 2020). Todos los sistemas socio-ecológicos generan SEs incluyendo los servicios de provisión (ej. agua potable, alimentos), regulación (ej. clima, captura de partículas suspendidas), culturales (ej. recreativos), y de soporte (reciclaje de nutrientes, producción primaria; MEA 2005; Schirpke et al. 2017; Xiao et al. 2020). La disponibilidad y flujo de los SEs varía en función de su resiliencia, es decir, de la capacidad de los mismos de resistir y absorber distintas presiones, y de mantener al mismo tiempo sus estructuras, funciones, procesos e interacciones esenciales (Adger et al. 2005; Brand y Jax, 2007). El proceso de urbanización en la Ciudad de México (CDMX) se ha caracterizado por ser expansivo y generalmente carente de una zonificación definida (Sobrino, 2012). Este esquema de urbanización, incentivado por políticas públicas que han privilegiado las actividades productivas y económicas sobre los aspectos ambientales (Ezcurra, 2006), ha impactado significativamente el Suelo de Conservación y los SEs que ahí se generan (CONABIO-SEDEMA, 2016; Hasee et al. 2014). En este contexto, promover la resiliencia de los SEs en el Suelo de Conservación a través de la toma de decisiones para el desarrollo urbano es crítico para dirigir a la Ciudad de México a estados más sostenibles. El objetivo de este estudio es evaluar el impacto de distintos escenarios de crecimiento urbano futuros sobre los reservorios de carbono orgánico en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México.

Estos escenarios de crecimiento urbano responden a distintas políticas públicas sobre el uso del suelo e incorporan la incertidumbre asociada al proceso de urbanización y la toma de decisiones. Su construcción permitirá explorar las consecuencias de las suposiciones que los sustentan, así como entender los mecanismos que podrían conducir al sistema socio-ecológico urbano a estados no resilientes. Para atender este objetivo, aplicamos herramientas de modelación dinámica que incluyen: SLEUTH, un modelo de crecimiento urbano basado en autómatas celulares (Clarke, 1997), así como InVEST, un modelo espacialmente explícito para evaluar cambios en el carbono orgánico asociados a distintos disturbios (www.naturalcapitalproject.stanford.edu).

Métodos

Sitio de estudio

Modelado. Este proyecto se sustenta en tres enfoques metodológicos: los sistemas socio-ecológicos acoplados (Eakin et al. 2017), la modelación exploratoria (EMA, Bankes, 1993), y los análisis conocidos como DMDU (Decision Making Under Deep Uncertainty; Lempert et al. 2019). La metodología aquí propuesta comprende dos etapas: 1) construcción de escenarios alternativos de crecimiento urbano futuros; 2) modelación de la dinámica del carbono con InVEST. En este proyecto utilizaremos SLEUTH 3.0Beta (Clarke 1997), un modelo de crecimiento urbano basado en autómatas celulares, para generar

escenarios futuros de crecimiento urbano para el Suelo de Conservación de la Ciudad de México. El modelo deriva su nombre de las capas de información geográficas de entrada que requiere para predecir el crecimiento urbano: Slope (pendiente), Land-Use/Land cover (uso del suelo), Excluded zones (zonas de exclusión), Urban areas (urbanización histórica), Transportation network (red de vías terrestres, caminos y carreteras) y Hillshade (sombra). La capa de pendiente y de sombra se generarán a partir del modelo digital de elevación (DEM) con resolución de 30 m del INEGI; las capas de urbanización históricas y de vías terrestres se obtendrán de los mapas de uso de suelo y vegetación del INEGI para las décadas de 1980, 1990 y 2000. Una de las capacidades de SLEUTH es que permite que el usuario modifique la capa de exclusión para incluir distintos niveles de restricción en el proceso de crecimiento urbano, es decir, la capa de exclusión establece las condiciones respecto a la libertad que tiene la zona urbana de expandirse, por ejemplo, en áreas naturales protegidas o cuerpos de agua. La construcción de escenarios de crecimiento urbano se sustentará entonces en la generación de las capas de exclusión, que, a su vez, responde a distintas narrativas y premisas asociadas al proceso de urbanización. Se construyó un escenario de crecimiento urbano llamado “Sin Restricciones”. Este escenario se caracteriza por la existencia de marcos institucionales y políticas públicas que priorizan el desarrollo de proyectos inmobiliarios, de infraestructura y de actividades económicas en zonas de alto valor ecológico. Este escenario se basa en la premisa que no existen restricciones legales para la expansión urbana. Supone, además, que la densidad poblacional irá en aumento, lo que derivará en incrementos en la demanda de bienes y servicios los cuales serán perpetuados por comportamientos sociales no sostenibles. Proyectamos el crecimiento urbano al 2040 y 2060 bajo este escenario. Utilizamos el modelo espacialmente explícito y de estructura modular InVEST para cuantificar, visualizar y comparar el efecto del crecimiento urbano sobre el contenido de carbono orgánico almacenado en cuatro reservorios: la biomasa aérea viva, la biomasa subterránea viva, el suelo y la materia orgánica muerta. Para inicializar el modelo InVEST, utilizamos el mapa de uso del suelo y vegetación “histórico”, así como estimaciones sobre el carbono almacenado en cada uno de los reservorios, información que obtendremos de la literatura y de los inventarios forestales disponibles para el Suelo de Conservación de la Ciudad de México. Utilizamos el mapa generado por SLEUTH como insumo en InVEST (Integrated Evaluation of Ecosystem Services and Trade-offs), para evaluar el contenido de carbono futuro bajo el escenario de crecimiento urbano.

Resultados

De acuerdo a los resultados obtenidos para los años 2040 y 2060 en el escenario sin restricción se espera una disminución en la captura de carbono y un aumento en el crecimiento urbano en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México (Cuadro 1, Figura 1). El carbono total se redujo de 246 a 207 Mg/ha en bosques de coníferas, mientras que, para áreas agrícolas, esta reducción fue de 106 a 53 Mg/ha.

Cuadro 1. Carbono total Mg/ha histórico y futuro (2040 y 2060) para cada tipo de vegetación.

Carbono total Mg/ha				
Código	Categoría	Histórico	2040	2060
1	Agricultura	105.68	71.85	53.380
2	Coníferas	246.58	243.82	207.145
3	Latifoliadas	159.24	125.21	95.462
4	Coníferas y latifoliadas	188.14	170.81	127.571
5	Pastizal	107.25	95.54	81.930
6	Matorral	79.54	73.63	70.020
7	Cuerpos de agua y humedales	0	0.00	0.000

8	Zona urbanizada	0	0.00	0.000
---	-----------------	---	------	-------

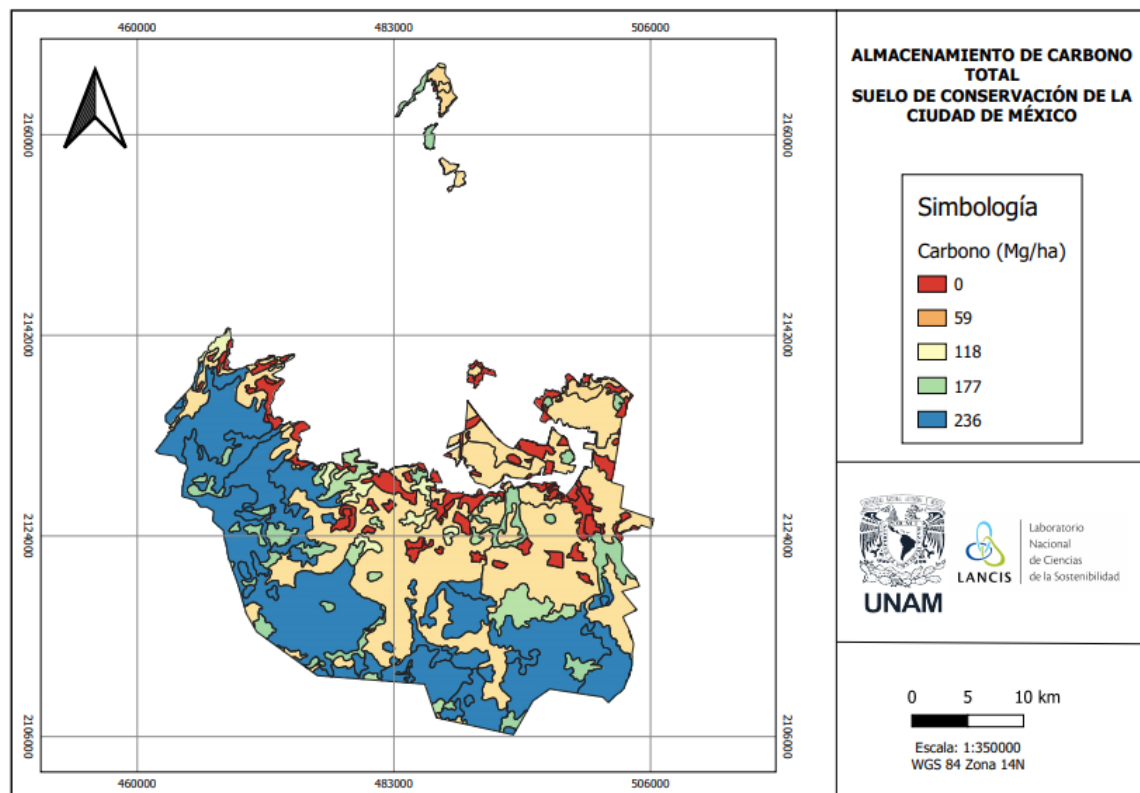


Figura 1. Distribución espacial del almacenamiento de carbono total en el Suelo de Conservación de la Ciudad de México.

Con respecto al carbono en el suelo, el bosque de latifoliadas redujo su almacenamiento de 117 a 70 Mg/ha mientras que los bosques mixtos de coníferas y latifoliadas tuvieron una reducción de 121 a 82 Mg/ha, ambos para el 2060.

Cuadro 2. Carbono en suelo Mg/ha histórico y futuro (2040 y 2060) para cada tipo de vegetación.

Código	Categoría	Carbono en suelo Mg/ha		
		Histórico	2040	2060
1	Agricultura	76.14	51.79	38.50
2	Coníferas	132.97	131.48	111.73
3	Latifoliadas	117.90	92.71	70.68
4	Coníferas y latifoliadas	121.10	109.94	82.11
5	Pastizal	96.17	85.67	73.52
6	Matorral	73.38	67.91	64.58
7	Cuerpos de agua y humedales	-	-	-
8	Zona urbanizada	1.07	-	-

Literatura citada

- Adger, W. N., Hughes, T. P., Folke, C., Carpenter, S. R., & Rockström, J. 2005 Social-ecological resilience to coastal disasters. *Planning for Climate Change: A Reader in Green Infrastructure and Sustainable Design for Resilient Cities*, 309: 151–159.
- Alberti, M. and Marzluff, J.M. 2004. Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems*, 7: 241-265.
- Balvanera, P., Astier, M., Gurri, F., Zermeño, I. 2017. Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socio-ecológicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88: 141-149.
- Bankes, S. 1993. Exploratory modelling for policy analysis. *Operations Research*, 41: 435-449.
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., Burnsilver, S..... 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, 37: 421–448.
- Brand, F. S., & Jax, K. 2007. Focusing the meaning (s) of resilience: resilience as a descriptive concept and boundary object. *Ecology and society*, 12(1).
- Bojórquez-Tapia, L.A., Pedroza, D., Ponce-Díaz, G., Díaz de León, A.J., & Lluch-Belda, D. 2016. A continual engagement framework to tackle wicked problems: curtailing loggerhead sea turtle fishing bycatch in Gulf of Ulloa, Mexico. *Sustainability Science*, 1: 1:14.
- Bojórquez-Tapia, L.A., Janssen, M.A., Eakin, H., Baeza, A.,..., & Miquelajauregui, Y. 2019. Spatially-explicit simulation of two-way coupling of complex socio-environmental systems: Socio-hydrological risk and decision making in Mexico City. *Socio-Environmental Systems Modelling*.
- Cantarello, E., Newton, A. C., Martin, P. A., Evans, P. M., Gosal, A., & Lucash, M. S. 2017. Quantifying resilience of multiple ecosystem services and biodiversity in a temperate forest landscape. *Ecology and Evolution*, 7(22),9661–9675.
- Caro, C., Marques, J. C., Cunha, P. P., & Teixeira, Z. (2020). Ecosystem services as a resilience descriptor in habitat risk assessment using the InVEST model. *Ecological Indicators*, 115.
- Clarke, K.C., Hoppen, S., & Gaydos, L.J. 1997. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay Area. *Environmental and Planning B: Planning and Design*, 38: 539-563.
- Das, M., & Das, A. 2019. Dynamics of Urbanization and its impact on Urban Ecosystem Services (UESs): A study of a medium size town of West Bengal, Eastern India. *Journal of Urban Management*, 8(3), 420–434.
- Eakin, H., & Luers, A. L. 2006. Assessing the vulnerability of social-environmental systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 31: 365-385.
- Eakin, H., Bojórquez-Tapia, L.A., Janssen, M.A., Georgescu, M., Manuel-Navarrete, D., Vivoni, E.R., Escalante, A.E., Baeza-Castro, A., Mazari-Hiriart, M., & Lerner, A.M. 2017. Opinion: Urban resilience efforts must consider social and political forces. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 186-189.
- Ezcurra, E. 2006. La Cuenca de Mexico: Aspectos Ambientales Criticos y Sustentabilidad, The Basin of Mexico. Fondo de Cultura Económica.
- Groves, D. G., & Lempert, R.J. 2007. A new analytic method for finding policy-relevant scenarios. *Global Environmental Change*, 17: 73-85.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., & Kabisch, N. 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43: 413-433.
- Haasnoot, M., Kwakkel, J., Walker, W., & ter Maat, J. 2013. Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Global Environmental Change*, 23: 483-498.
- Huong, H. T. L., & Pathirana, A. 2013. Urbanization and climate change impacts on future urban flooding in Can Tho city, Vietnam. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(1), 379-392.
- Kates, R.W. 2011. What kind of science is sustainability science?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108: 19449-19450.
- Lempert, R. 2019. Robust Decision Making (RDM). En: *Decision Making Under Deep Uncertainty*.
- Marchau, V.A.W.J., Walker, W.E., Bloemen, P.J.T.M., Popper, S.W (eds). Springer. 23-51 pp. MEA, MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2003. Ecosystem and Human Well Being. A Framework for Assessment Island Press, Washington. www.millenniumassessment.org



7.16. Evaluación del daño en especies arbustivas por quemas prescritas, en los Llanos de Ojuelos, Jalisco

Díaz-Chavero Eleazar¹; Alfaro-Reyna Teresa²; Delgado-Balbuena Josué² y Luna-Luna Miguel²

¹ Universidad Autónoma de Chapingo, Departamento es División de Ciencias Forestales, Texcoco, Estado de México.

² Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Agricultura Familiar. Km. 8.5 carretera Ojuelos de Jalisco-Lagos de Moreno, Jalisco
Autor para correspondencia: teresaalfaroreyna@gmail.com

Resumen

En los últimos años gran parte del Desierto Chihuahuense ha sufrido cambios de un ecosistema de pastizal a sistemas con presencia de arbustos; debido a la interacción de los factores climáticos y antrópicos. Estos cambios afectan la dinámica natural del pastizal. La invasión de arbustos representa un problema ecológico, económico y social. Se evaluó los daños ocasionados por el fuego en las especies arbustivas en los Llanos de Ojuelos, Jalisco. Se aplicaron dos tratamientos que consistieron en una quema focalizada o "head fire", y una quema de corona. Se midieron todos los arbustos presentes en fajas de 20 metros de ancho cada 100 metros, se registró el diámetro altura total, altura a la primera rama, ancho de copa, forma de copa, número de ramas, mortandad, rebrotes y porcentaje de daño. se realizaron arboles de regresión con remuestreo (bootstrapping) para identificar las variables con mayor influencia en el grado de afectación de las especies arbustivas. Los individuos con mayor porcentaje de daño fueron los que presentaron un ancho de copa entre 1 y 3 metros de ancho, con una altura entre 0 y 1.5 m, el diámetro, altura a la primera rama y número de ramas, no influyo significativamente en el grado de daño. El fuego afecta principalmente a los arbustos menores de dos metros de altura, en árboles mayores el fuego causa poco o nulo daño.

Palabras clave: *quemias prescritas, arbustos, especies invasoras.*

Abstract

Over the last few years, a large part of the plant cover of the Chihuahuan Desert has changed from a grassland ecosystem to systems larger dominated by shrubs, due to the interaction of climatic and anthropic factors. These changes affect the natural dynamic of the grassland. The invasion of shrubs of low nutritional value for livestock represents an ecological, economic, and social problem. The damage caused by fire in the shrub species in the Llanos de Ojuelos, Jalisco was evaluated. Two fire treatments were applied that consisted of a focused burn or "head fire", and a crown burn. All the shrubs present in five strips 20 meters wide every 100 meters were measured, the diameter, total height, height to the first branch, crown width, crown type, number of branches, mortality, regrowth and percentage of damage were recorded. Boosted regression trees (BRT) were used to identify the variables with the greatest influence on the degree of affectation to the shrub species. The individuals with the highest percentage of damage were those with a crown width between 1 and 3 meters wide, with a height between 0 and 1.5 m. Diameter at 30 cm, crown height and number of branches, did not significantly influence the degree of damage. Fire mainly affects shrubs less than two meters high, in higher trees the fire causes little or no damage.

Keywords: *prescribed burns, shrubs, invasive species*

Introducción

En los últimos años se han reportado una serie de estudios que muestran que gran parte del Desierto Chihuahuense ha sufrido cambios de un ecosistema de pastizal a sistemas con presencia de arbustos (Barger *et al.*, 2011). Esto debido a diversos factores, entre los que se encuentran el cambio climático, supresión de fuego, sobrepastoreo y remoción de herbívoros nativos (Archer *et al.*, 2017). Estos procesos pueden afectar la dinámica natural del pastizal, comprometiendo seriamente su integridad (Miao *et al.*, 2021). En los Llanos de Ojuelos las principales actividades que han modificado este sistema de pastizales ha sido el sobrepastoreo, que ha favorecido el reclutamiento de especies leñosas como las *Acacia spp.* (INIFAP, 2000). Estas especies tienen una alta capacidad de adaptación a zonas degradadas lo que las hace ser unas fuertes competidoras. Otro factor que ha afectado a estos sistemas es la alteración en el régimen del fuego; el cual permitía el mantenimiento y establecimiento de gramíneas, limitando el crecimiento y desarrollo de matorrales y especies arbustivas invasivas (Osborn *et al.*, 2002; Aguirre and Hoth, 2007). La invasión de arbustos de bajo valor nutritivo para el ganado representa un problema ecológico, económico y social, ya que la ganadería representa un aporte importante en los ingresos de la población. Aunque se han aplicado distintos tratamientos de tipo mecánico principalmente, el problema aún persiste. Por otra parte, la reintroducción del fuego en ecosistemas afectados por arbustivas ha servido como una herramienta para revertir la invasión y evitar el reclutamiento de nuevas plántulas de arbustos. El fuego causa la mortalidad principalmente de arbustos, mientras que no afecta a las especies de gramíneas. Por esta razón se propuso evaluar los daños en especies arbustivas por efecto de las quemaduras prescritas en los Llanos de Ojuelos, Jalisco, así como identificar las principales variables dasométricas que influyen en el grado de daño provocado por el fuego.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el municipio de Ojuelos de Jalisco, que corresponde a la región árida y semiárida del Altiplano Central de México. El clima es templado seco y se presenta una precipitación anual de 450 mm y una temperatura media de 17.5° C. La localidad de Santo Domingo está cubierta principalmente por pasto Llorón (*Eragrostis curvula*) en el estrato herbáceo y por *Acacia spp.* en el estrato arbóreo.



Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Quema prescrita. Para evaluar los efectos de la quema prescrita en la vegetación arbustiva, se realizaron dos quemas prescritas en un área de 15 hectáreas. El primer tratamiento se realizó el 28 de abril del 2021 y consistió en una quema focalizada o “head fire”, donde se establecieron líneas minerales y líneas negras de 10 metros de ancho, se contó con brigadas para la contención del fuego a lo largo del perímetro. El segundo tratamiento se realizó el 26 de mayo donde se aplicó una quema de corona. Donde se alcanzó una temperatura de 75 °C a la base del suelo y de 800 °C a 10 metros (Whelan, 1995).

En esta área se establecieron fajas de 20 metros de ancho cada 100 metros y un promedio de 236 m de largo, donde se registró el diámetro a 30 cm, altura total, altura a la primera rama, ancho de copa, tipo de copa, número de ramas, mortandad, rebrotes y porcentaje de daño.

Análisis de datos

Para identificar las variables con mayor influencia en el grado de afectación de las especies arbustivas y los umbrales de la respuesta de la vegetación al fuego, se realizaron árboles de regresión con remuestreo (*bootstrapping*). Para realizar este análisis se utilizó la librería “GBM” en el *software* R (R Core Team, 2020).

Resultados y discusión

Se contabilizaron y tomaron las diferentes medidas dasométricas a un total de 222 arbustos que incluyeron las especies de *Acacia spp.*, *Mimosa sp.* y *Prosopis laevigata*. El 97% de los arbustos presentó algún grado de daño; sin embargo, el 60% de los arbustos presentó rebrotes aún cuando el daño fue del 100%.

La mayor influencia en el porcentaje de daño por el fuego fue para el ancho de copa con un 33% de influencia relativa, seguido por la altura total (HT, 23%) y la altura de la copa (HC, 18%). Las variables que explicaron en menor medida la afectación fueron el diámetro a 30 cm (DAP) y número de ramas (RAMAS; Figura 2). Otras variables como forma de copa y forma de fuste no tuvieron una influencia significativa en el grado de daño, por lo que no fueron consideradas para los árboles de regresión finales.

Los individuos con mayor porcentaje de daño fueron los que presentaron un ancho de copa entre 1 y 3 metros de ancho, y con una altura entre 0 y 1.5 m (Figura 3). Lo que indica que el fuego causa un daño total en los arbustos de baja altura y copa pequeña. A medida que se incrementa la altura y el ancho de copa el fuego ocasiona pocos o nulos daños a los arbustos.

Con respecto al diámetro, los arbustos más afectados fueron aquellos que presentaron menos de 20 cm de diámetro. Los individuos de 40 cm o más, no sufrieron efecto alguno por las quemas.

El número de ramas no influyó significativamente en el grado de daño, lo que infiere que esto no es un factor determinante para la sobrevivencia de los individuos ante un evento de fuego (quema prescrita, incendios provocados y/o naturales, etc.).

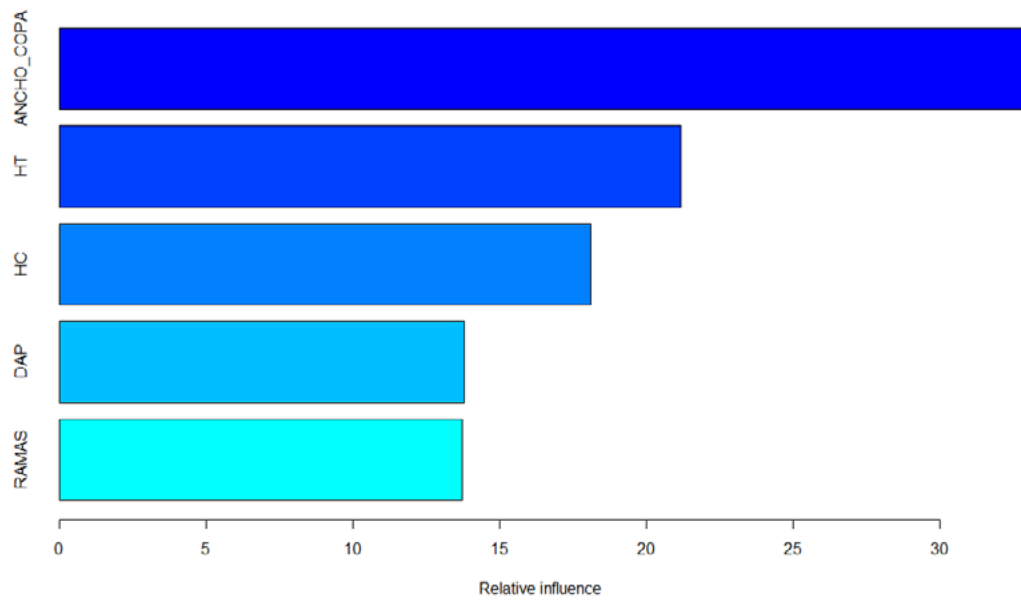


Figura 2. Influencia relativa de las variables en el porcentaje de daño ocasionado por el fuego. Árbol de regresión.

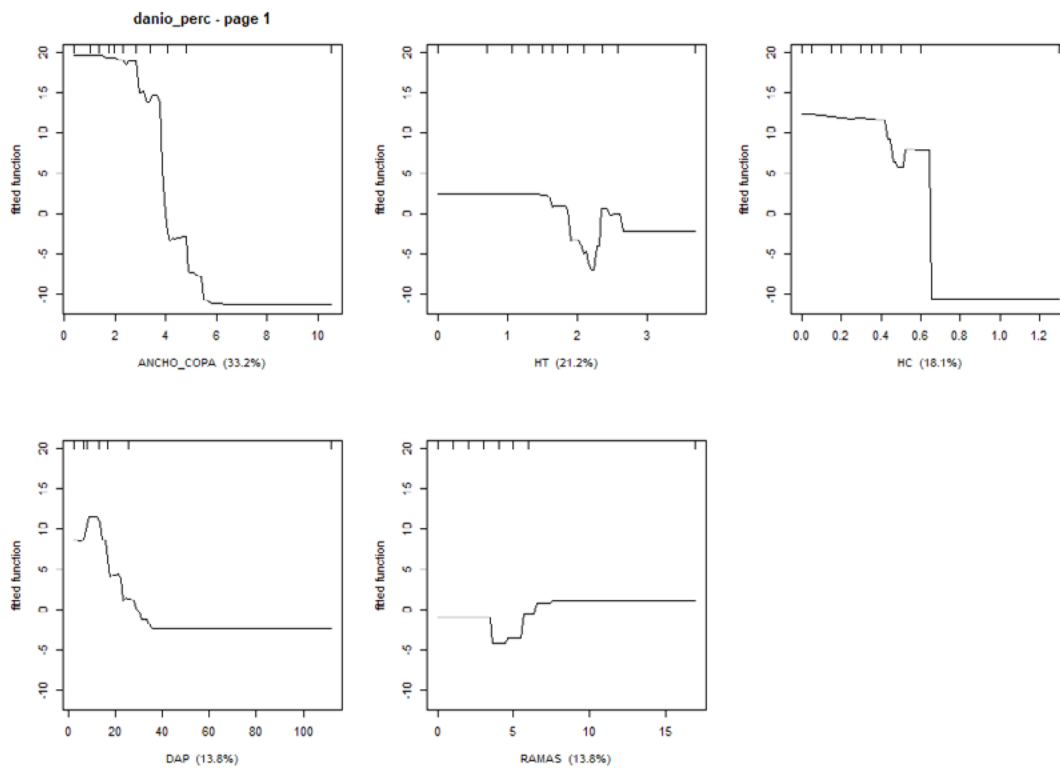


Figura 3. Dependencia parcial del porcentaje de daño (unidades normalizadas) en los arbustos en función del ancho de copa (ANCHO_COPA, m), altura total (HT, m), altura de la copa (HC, m), diámetro a 30 cm (DAP, cm) y número de ramas (RAMAS).



A medida que las plántulas de arbustos progresan a etapas adultas, estas se vuelven menos vulnerables a presiones de pastoreo, sequías y efectos del fuego (Archer et al., 2017). En las etapas adultas los arbustos tienen un mejor desarrollo radicular, generan mayores reservas de nutrientes y son más altas, lo que genera una mayor resistencia al fuego y mayor capacidad de rebrotar aún después de recibir daños del 100%. Esto tiene implicaciones sobre la implementación de programas de manejo con el uso de fuego para el control de arbustivas. Es necesaria la determinación de la frecuencia de fuego necesaria para evitar que los arbustos lleguen a una altura o ancho de copa a la cual el fuego ya no es una herramienta efectiva para su control; sin embargo, se deben considerar otros aspectos como la influencia de la frecuencia e intensidad de fuego en la biodiversidad de plantas y animales (Jones y Tingley, 2021).

Conclusiones

El fuego afecta principalmente a los arbustos menores de dos metros de altura, y con un ancho de copa menor a tres metros. Cuando se supera esta altura y el ancho de copa el fuego causa poco o nulo daño. El género *Acacia* es una especie resistente a condiciones ambientales adversas, y el fuego no es una excepción. De acuerdo con los resultados obtenidos es recomendable aplicar tratamientos de fuego para control de *Acacia spp.* durante etapas tempranas de crecimiento, durante las cuales presenta características dasométricas susceptibles a este factor.

Literatura citada

- Aguirre C, Hoth J, Lafón A. 2012. Estrategia para la conservación de los pastizales del Desierto Chihuahuense. Nature Conservancy.
- Archer, S. R., Andersen, E. M., Predick, K. I., Schwinning, S., Steidl, R. J., & Woods, S. R. (2017). *Woody Plant Encroachment: Causes and Consequences in Rangeland Systems: Processes, Management and Challenges* (D. D. Briske (ed.); pp. 25–84). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_2
- Barger NN, S. Archer, J. Campbell, C. Huang, J. Morton, and A.K. Knapp. 2011. Woody plant proliferation in North American drylands: A synthesis of impacts on ecosystem carbon balance. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 116:G00K07. doi: 10.1029/2010JG001506.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). 2000. Guía para el manejo de ranchos ganaderos del Altiplano Central. Publicación especial no. 23.
- Jones, G. M., & Tingley, M. W. (2021). Pyrodiversity and biodiversity: A history, synthesis, and outlook. *Diversity and Distributions, March*, 1–18. <https://doi.org/10.1111/ddi.13280>
- Miao, L., Sun, Z., Ren, Y., Schierhorn, F., & Müller, D. (2021). Grassland greening on the Mongolian Plateau despite higher grazing intensity. *Land Degradation & Development*, 32(2), 792–802. <https://doi.org/10.1002/ldr.3767>
- Osborn, S., Wright, V., Walker, B., Cilimburg, A., & Perkins, A. (2002). Understanding and managing invasive plants in wilderness and other natural areas: An annotated reading list. *Linking Wilderness Research and Management*, 4, 65.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

7.17. Carbono atmosférico fijado en el suelo en los sistemas morfogenéticos de la Sierra Chichinautzin, Centro de México

Rodríguez-Gamiño, Lourdes¹; López-Blanco Jorge² y Vela-Correa, Gilberto³

¹ Colegio de Geografía, FFyL, UNAM. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Cd. Universitaria, Coyoacán, 04510, CdMx

² Global Change Consulting. Barquera 13-B509, Merced Gómez, Benito Juárez, 03930, CdMx

³ Universidad Autónoma Metropolitana-X, Lab. de Edafología. Calz. del Hueso 1100, Villa Quietud, Coyoacán, 04960, CdMx

Autor para correspondencia: lulugamino@hotmail.com

Resumen

Se determinaron los valores y niveles de carbono atmosférico fijado en el suelo en los sistemas morfogenéticos que corresponden a la Sierra Chichinautzin, en el Centro de México. Mediante criterios geomorfológicos de origen, tipo, litología y cronología, se delimitaron 30 sistemas morfogenéticos (SMG). Se tomaron 111 muestras superficiales (0-30 cm) de suelo a las cuales se les realizaron los análisis químicos correspondientes para obtener sus valores de carbono orgánico. El carbono orgánico en suelos (COS) se calculó con base en la ecuación: $COS = CO(Da)(Ps)(Sup)$. La distribución espacial de valores de COS en cada SMG se expresó en dos mapas: 1. Mapa de valores interpolados de COS considerando a los 111 sitios de muestreo de suelo y 2. Mapa de intervalos de valores de CO_2 atmosférico fijado en suelo ($>200-223$, $>150-200$, $>100-150$, $>050-100$ y $018-050$, $Mg\ ha^{-1}$) y su nivel de concentración (muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo, respectivamente). Los niveles que predominan en el área son el medio y bajo. El nivel medio de COS fue predominante en los SMG S02, S21, S26, S14 y S09. El nivel bajo de COS predominó en los SMG: S07, S04 S20, S01 y S06. La distribución del carbono orgánico en el suelo está influenciada por los factores biofísicos del paisaje, como las condiciones geológicas, climáticas, de relieve, tipos de vegetación y usos del suelo. Por los datos obtenidos, se puede considerar que la Sierra Chichinautzin es un reservorio muy importante de CO_2 atmosférico fijado en suelo, por lo que es importante llevar a cabo programas para su conservación y preservación.

Palabras clave: *carbono orgánico; sistemas morfogenéticas; clases de relieve, Sierra Chichinautzin*

Abstract

Values and levels of atmospheric carbon fixed in soil were determined in the morphogenetic systems of the Sierra Chichinautzin, in Central Mexico. Using geomorphological criteria of origin, type, lithology and chronology, 30 morphogenetic systems (SMG) were delineated. 111 surficial soil samples (0-30 cm) were taken and the corresponding chemical analyzes were carried out to obtain their organic carbon values. Soil organic carbon (SOC) was calculated based on the equation: $SOC = CO(Da)(Ps)(Sup)$. The spatial distribution of SOC values in each SMG was expressed in two maps: 1. Map of interpolated COS values considering the 111 soil sampling sites and 2. Map of intervals of atmospheric CO_2 values fixed in soil ($>200-223$, $>150-200$, $>100-150$, $>050-100$ and $018-050$, $Mg\ ha^{-1}$) and its concentration level (very high, high, medium, low and very low, respectively). The levels that predominate in the area are the medium and low. The medium SOC level was predominant in SMG: S02, S21, S26, S14 and S09. The low level of SOC predominated in the SMG: S07, S04 S20, S01 and S06. The soil organic carbon distribution is influenced by the landscape biophysical factors, such as geological, climatic, relief conditions, types of vegetation and land uses. Based on the data obtained, it can be considered that the Sierra Chichinautzin is a very important reservoir of atmospheric CO_2 fixed in the soil, so it is important to carry out programs for its conservation and preservation.

Key words: *organic carbon; morphogenetic systems; relief classes, Sierra Chichinautzin*

Introducción

El carbono orgánico del suelo (COS) es una de las propiedades más importantes que refleja la calidad y la salud del suelo (Gregorich *et al.*, 1994) y juega un papel importante en el aumento de la productividad de los ecosistemas (Stevenson y Cole, 1999). El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante del ciclo global del C, ocupando un 69.8% del C orgánico de la biosfera (FAO, 2001). El COS es la mayor fuente de carbono en la biosfera, cuya fijación y almacenamiento en el suelo puede mitigar los efectos del cambio climático (Gomes *et al.*, 2019). Además, los suelos contienen más C que la suma existente en la vegetación y en la atmósfera (Swift, 2001). Por otra parte el carbono en los suelos puede encontrarse en forma orgánica e inorgánica (Jackson, 1964), esto es, el suelo puede actuar como fuente o reservorio de carbono dependiendo de su uso y manejo (Lal *et al.*, 1990). Por su riqueza natural, y por la importancia en los servicios ecosistémicos que presta la Sierra Chichinautzin a los habitantes, resulta de fundamental importancia para la conservación ambiental biofísica. Es importante mencionar que en la Ciudad de México se producen 36.2 millones de toneladas de CO₂, equivalentes al 61% de las emisiones que se generan en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM; SMA, 2007). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue determinar los niveles del carbono atmosférico fijado en el suelo (COS), considerando su relación con el relieve en la Sierra Chichinautzin en la Ciudad de México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Sierra Chichinautzin se localiza en la provincia ambiental biofísica (PAB) del *Eje Neovolcánico*, en la región ambiental biofísica 121 (RAB) *Depresión de México*, y en la sub-región ambiental biofísica (SRAB) de Sierra Chichinautzin (López-Blanco, 2009), está entre las coordenadas 19°02" y 19°21', de latitud norte y entre 98°51' y 99°17', de longitud oeste, en la porción sur de la Cuenca de México, cubre una extensión de 80,511 ha (Figura 1). Esta sierra está constituida por estructuras volcánicas formadas por flujos lávicos y depósitos piroclásticos, acumulados desde el terciario hasta el holoceno. Representa el límite sur de la Cuenca de México y su origen se relaciona con la subducción de la Placa de Cocos, por debajo de la Placa Norteamericana (Tapia-Varela y López-Blanco, 2001). El área está cubierta de flujos lávicos y depósitos piroclásticos pleisto-holocénicos de andesitas y basaltos (Martin del Pozzo, 1980). El tipo de clima dominante es Cb(w2)(w), templado húmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 16°C y una precipitación media anual de 756 mm (García, 2004). Las unidades dominantes de suelo son: andosoles, leptosoles, phaeozem y regosoles (WRB, 2007; INEGI, 1984). Los tipos de vegetación son de bosque de pino, oyamel, mixto, pastizal y matorral. El uso del suelo es agrícola, ganadería y urbano (Rodríguez-Gamiño, 2008).

Procesamiento de la información y análisis

Mediante criterios de origen, tipo, litología y cronología, del relieve, se delimitaron los sistemas geomorfológico-morfogenéticos (S01 a S30, en Figura1), de acuerdo con el tipo analítico de levantamiento geomorfológico establecido por Verstappen y Van Zuidam (1991). Para ello se consideró la información geológica antecedente, los mapas de intervalos altitudinales, de pendientes, de altura relativa de morfoestructuras, de relieve sombreado, imágenes satelitales y fotografías aéreas, información integrada en un sistema de información geográfica (SIG).

Considerando la variabilidad del relieve, se tomaron 111 muestras de suelo entre 0 a 30 cm de profundidad, a las cuales se les determinó la densidad real (D_r) y aparente (D_a), de acuerdo con SEMARNAT (2002). El carbono orgánico se determinó con un analizador elemental *Thermo Scientific Flash 2000*; la capacidad de intercambio catiónico (CIC), por el método descrito en Jackson (1982) y los cationes intercambiables de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ por USDA (2004). El carbono orgánico en suelos (COS) se calculó con base en la ecuación:

$$COS = CO (Da) (Ps) (Sup)$$

Dónde: COS=Carbono orgánico de suelos ($t\ ha^{-1}$), CO=Carbono orgánico total (%), D_a =Densidad aparente ($Mg\ m^{-3}$), Ps=Profundidad del suelo (m); Sup=Superficie (m^2).

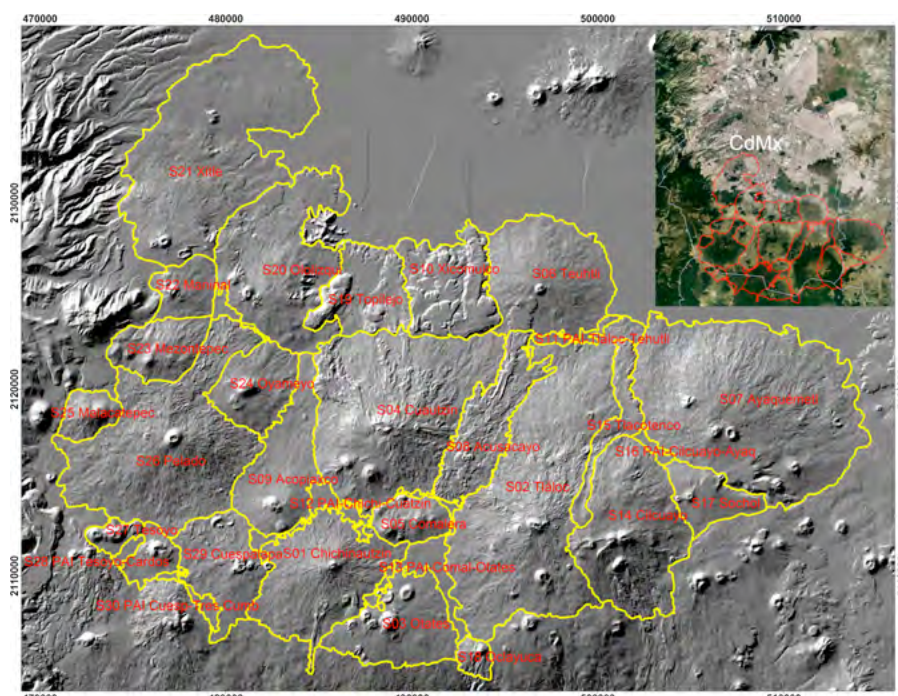


Figura 1. Localización del área de estudio, Sierra Chichinautzin, Centro de México. En el recuadro está la localización general. Se señalan los límites de los 30 Sistemas Morfo genéticos. Fuente: Elaboración propia y *GoogleEarth*, 2021.

Resultados y Discusión

Con los datos de COS de los sitios de muestreo de suelo, se obtuvieron dos mapas: El primero correspondió al de interpolación de valores de carbono, considerando a los 111 sitios de muestreo de suelo (Figura 2), y el segundo, a los intervalos de CO_2 atmosférico fijado en suelo considerando cinco niveles de concentración (Figura 3): $>18-50$; $>50-100$; $>100-150$; $>150-200$; $>200-223$, en $Mg\ ha^{-1}$, con cinco niveles de concentración de CO_2 , Muy Bajo, Bajo, Medio, Alto y Muy Alto, respectivamente. Cada uno de esos mapas fue sobrepuesto en el SIG, al mapa de los 30 SMG (S01 a S30), para obtener una base de datos tabular, con la cual se obtuvo el valor promedio de COS por sistema morfo genético, asimismo, el intervalo y nivel de COS, también por SMG.

Las propiedades químicas como la disponibilidad de nutrientes, el pH, la capacidad de intercambio catiónico y la cantidad de materia orgánica del suelo influyen en la cantidad de carbono orgánico. Para el análisis de resultados, se consideraron como unidades territoriales de referencia a los SMG delimitados en este trabajo.

Valores, intervalos y niveles de carbono atmosférico fijado en suelo, por SMG

Para la descripción de los resultados, se tomará el criterio de la superficie que representan los SMG con respecto al área de estudio. 1. El SMG *S07 Ayaquémétl* cubre el 11.6% del área de estudio, tiene una clase de relieve dominante por origen, tipo, litología y cronología de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña medias de flujos lávicos de basalto y andesita, del Holoceno, presenta un valor medio de COS de 83.6 Mg ha^{-1} , y un intervalo y una clase, dominantes, de COS de $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Bajo). 2. El SMG *S02 Tláloc* (10.8% del área), presenta un relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña medias, de flujos lávicos de basalto y andesita, del Holoceno, COS medio de 106.2 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Medio). 3. El SMG *S21 Xitle* (9.6%), con un relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas medias e inferiores, de montaña de flujos lávicos de basalto del Holoceno, COS medio de 122.9 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Medio). 4. El SMG *S04 Cuautzin* (8.8%), con un relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas inferiores de montaña de flujos lávicos de basalto y andesita, del Pleistoceno, COS medio de 83.8 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Bajo). 5. El SMG *S26 Pelado* (8.5%), presentar una clase de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas superiores y medias, de montaña de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno, COS medio de 97.3 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Medio). 6. El SMG *S20 Oloizqui* (5.6%), con relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas superiores y medias, de montaña de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno, COS medio de 79.8 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Bajo). 7. El SMG *S14 Cilcuayo* (5.3%), relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas inferiores de montaña de flujos lávicos de basalto y andesita, del Holoceno, COS medio de 115.2 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Medio).

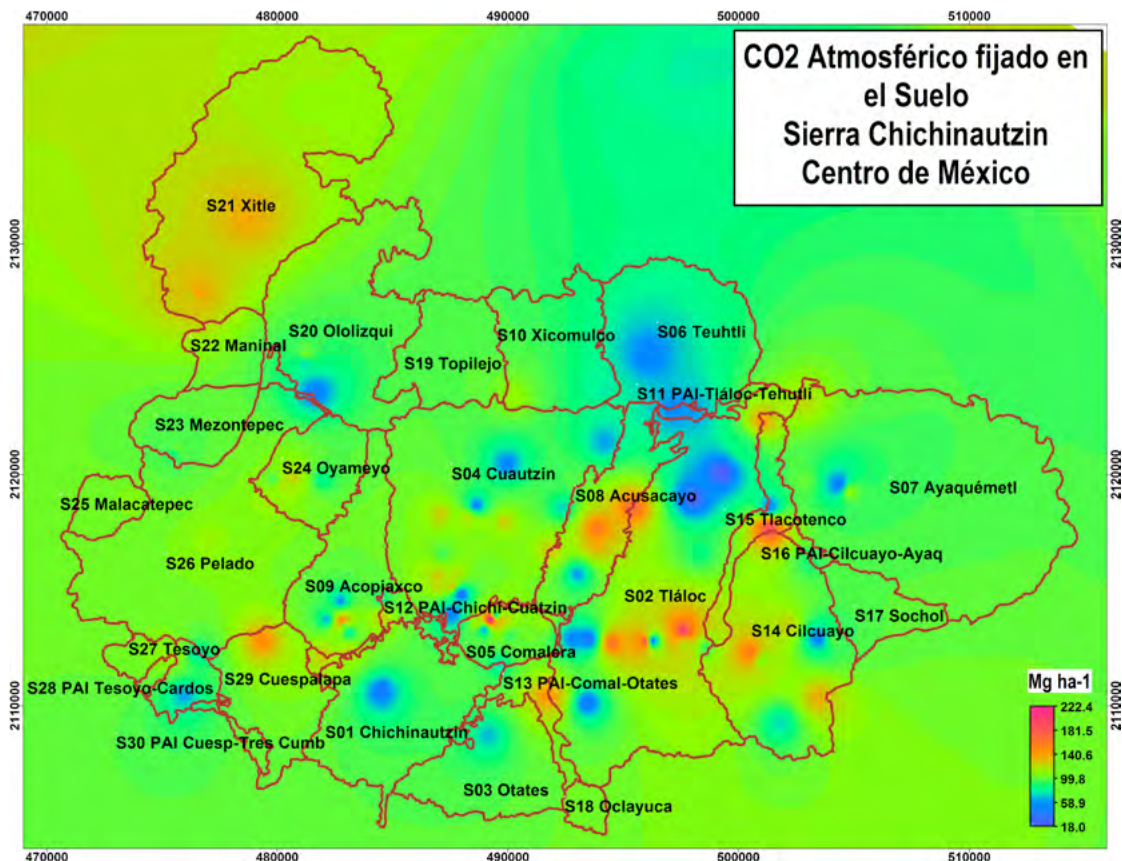


Figura 2. Distribución de valores (Mg ha^{-1}) de CO_2 atmosférico fijado en el suelo, Sierra Chichinautzin, Centro de México. Fuente: Elaboración propia.

8. El SMG *S01 Chichinautzin* (4.5%), con relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas inferiores de montaña de flujos lávicos de basalto y andesita, del Holoceno, COS medio de 80.2 Mg ha^{-1} y un intervalo y clase de, $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Bajo). 9. El SMG *S06 Teuhtli* (4.5%), con relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña medias de flujos lávicos de andesita y basalto, del Pleistoceno, COS medio de 72.9 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Bajo). 10. El SMG *S09 Acopiaxco* (3.1%), con relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña medias de flujos lávicos de andesita y depósitos piroclásticos del Pleistoceno, COS medio de 103.4 Mg ha^{-1} , un intervalo y clase de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Medio).

Los SMG: *S13 Planicie aluvial intermontana (PAI) Comalera-Otates*, *S12 PAI Chichinautzin-Cuautzin*, *S11 PAI Tláloc-Teuhtli*, *S30 PAI Cuespalapa-Tres Cumbres*, *S16 PAI Cilcuayo-Ayaquémetl* y *S28 PAI Tesoyo-Cardos*, ocupan en ese orden los menores valores de superficie del área de estudio (1.1 a 0.2%), tienen un relieve exógeno acumulativo de planicies aluviales intermontanas, de depósitos aluviales del Holoceno, COS medio de 80.2 a 112.5 Mg ha^{-1} , intervalos y clases de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Medio), y $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Bajo) (Figura 3).

Los niveles Muy Alto ($>200-223 \text{ Mg ha}^{-1}$) y Alto ($>150-200 \text{ Mg ha}^{-1}$) de COS, corresponden, en el primer caso, a una área muy pequeña (2.4 ha) del SMG *S05 Comalera*, en el segundo caso, a unas pequeñas áreas de los SMG *S08 Acusacayo* (51 ha), *S15 Tlacotenco* (45 ha) y *S14 Cilcuayo* (38 ha). El nivel Muy Bajo ($>018-050 \text{ Mg ha}^{-1}$) de COS está en tres SMG: *S02 Tláloc* (266 ha), *S06 Teuhtli* (26 ha) y *S01 Chichinautzin* (23 ha). La mitad del área de estudio (50.3%) tiene un intervalo y clase de COS de, $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$, esto es, un nivel Medio. La mitad restante del área de estudio (49.7%), tiene un intervalo y clase de COS de, $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$, es decir, nivel Bajo.

Los SMG que tienen menor tamaño (0.2 a 3.0% del área), presentaron una clase predominante de medio a bajo donde predomina una clase de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de lomerío de conos de escoria de andesita y basalto del Pleistoceno y endógeno volcánico acumulativo de laderas inferiores de montaña de flujos lávicos de basalto y andesita del Holoceno.

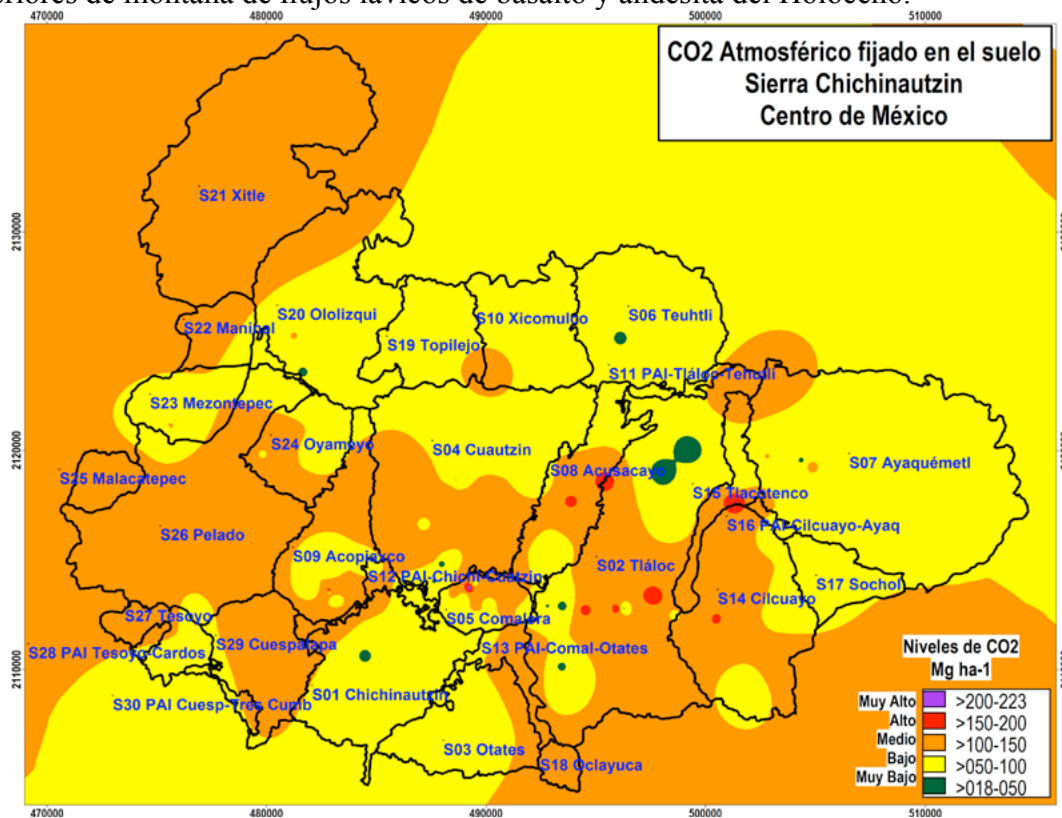


Figura 3. Distribución de niveles e intervalos de valores, de CO_2 atmosférico fijado en el suelo, Sierra Chichinautzin, Centro de México. Fuente: Elaboración propia.

Conclusiones

El intervalo de COS de $>100-150 \text{ Mg ha}^{-1}$, nivel Medio, se presenta en los SMG que tienen una superficie considerable dentro del área de estudio, estos son: S02, S09, S14, S21 y el S26, que se caracterizan por encontrarse en una clase de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas medias e inferiores de montaña de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Pleistoceno y Holoceno.

El intervalo de COS de $>050-100 \text{ Mg ha}^{-1}$, nivel Bajo, se presenta en los SMG que tienen también una superficie considerable dentro del área de estudio, es decir, en S01, S04, S06, S07 y el S20, con un relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas inferiores de montaña de flujos lávicos de basalto y andesita del Pleistoceno y Holoceno.

Las unidades morfogénicas S11, S12, S13, S16, S28 y S30, con relieve exógeno acumulativo de planicies aluviales intermontanas, de depósitos aluviales del Holoceno, presentaron niveles medios a bajos de COS, esto se debe a las actividades antrópicas que en ellas se realizan.

Literatura citada

- FAO, 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. World soil reports 96. Rome, 58 p.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 5ta. Edición. Serie Libros. Núm. 6. Ed. Instituto de Geografía, UNAM. México. 97p.
- Gomes, L.C., Faria, R.M., de Souza, E., Veloso, G.V., Schaefer, C.E.G.R., Filho, E.I.F., 2019. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. *Geoderma* 340, 337–350.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M., Ellert, B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74, 367–385.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1984. Cartas Edafológica, Uso de Suelo y Tipos de Vegetación, Milpa Alta (E14a49) y Amecameca (E14b41) a escala 1: 50,000. México.
- Jackson, M.L., 1964. Análisis químico de suelos (Traducido por J. Bertrán). Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. 662 p.
- Lal, R., Eckert, D. J., Fausey, N. R., Edeards, W. M. 1990. Conservation tillage in sustainable agriculture. pp.203-225. In: C. A. Edwards, R. Lal, P. Madden, R. H. Miller and G. House, Sustainable Agriculture Systems. Soil and Water Conservation Society, USA.
- López-Blanco J. 2009 1.6 Regionalización ambiental (biofísica) nacional, basada en la tipología de sus componentes naturales (unidades ambientales biofísicas) y mapa I.6.1. Mapa de unidades ambientales biofísicas (Escala 1:2,000,000), pp. 319-354 y Anexo Cartográfico. In SEMARNAT-INE-UNAM, Caracterización y Diagnóstico para el Programa de Ordenamiento Ecológico General del Territorio (POEGT). México.
- Martin del Pozzo, A. L. 1980. Vulcanología de la Sierra Chichinautzin. Tesis de Maestría en Ciencias (Geología). Facultad de Ciencias, UNAM, México. 131 p.
- Rodríguez-Gamiño, L. y López-Blanco, J. 2006. Caracterización de unidades biofísicas a partir de indicadores ambientales en Milpa Alta, Centro de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* 60:46-61
- Rodríguez-Gamiño, L. 2008. Determinación de indicadores ambientales en Milpa Alta, Distrito Federal. Tesis de Doctorado en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras-Instituto de Geografía, UNAM. México. 188 p.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002. 73 p.
- Stevenson, F.J., Cole, M.A., 1999. Cycles of Soils: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients, second ed. Wiley, New York (N.Y.).
- Swift, R. S., 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166, 858-871.
- Tapia-Varela, G. y López-Blanco, J. 2001. Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfogénicas a escala 1:100,000. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 19 (1):50-65.
- USDA. 2004. Soil Survey Laboratory Methods. Manual Soil Survey, USA.
- Vela-Correa, G., López-Blanco, J. y Rodríguez-Gamiño L. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, Centro de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Inst. de Geografía, UNAM.* 77:18-30
- Verstappen, H. Th. y Van Zuidam, R. A. 1991. The ITC system of geomorphologic survey: a basis for the evaluation of natural resources and hazards. ITC Publication 10, 89 p.
- Walkley A., Black I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

7.18. Carbono en suelo, en dos sitios de sucesión ecológica del bosque tropical seco de Álamos, Sonora.

Reyes-Hernández Mayte F.¹; Rivera-Díaz Miguel A.¹; Rojas-Robles Nidia¹; Sánchez-Mejía Zulia¹; Garatuza-Payán Jaime^{1,2} y Yépez Enrico A.^{1,2}

¹ Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

² Sede Regional Sur de Sonora, Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM-UNAM), Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

Autor para correspondencia: enrico.yopez@itson.edu.mx

Resumen

Los bosques tropicales secos son ecosistemas tropicales representativos de México, pero estos se encuentran altamente amenazados por las actividades antropogénicas. Es por ello que entender el efecto de estas actividades en el funcionamiento de estos bosques se vuelve complicado. Una de las características que nos ayuda a conocer los cambios que pueden presentarse en estos ecosistemas, son las variaciones del almacenamiento de carbono en el suelo, y cómo estas podrían cambiar en función de la estructura de la vegetación, la topografía y el clima de una región. El objetivo de este trabajo es hacer una comparación del contenido de carbono en el suelo mineral somero (% de C en 30 cm) y evaluar la posible influencia de la vegetación en este parámetro en 45 sitios con dos distintos estados sucesionales (Maduro y secundario) en el bosque tropical seco al sureste del estado de Sonora. Notablemente los atributos estructurales de la vegetación parecen tener una influencia importante en el %C en el suelo del bosque secundario, ya que obtuvimos una correlación positiva y significativa entre la densidad de la vegetación y el área basal, la cual podría estar relacionada con el rápido proceso de establecimiento y crecimiento de la vegetación secundaria después de una perturbación. Por otro lado, se observó que el %C en el bosque maduro no muestra ninguna influencia importante de la vegetación en nuestro análisis, lo que podría sugerir que el %C en el bosque maduro depende más de la acumulación crónica de C debido a la ausencia de perturbaciones que a la influencia de una vegetación en desarrollo.

Palabras Clave: *Biogeociencias, selva baja, Monitoreo, flash combustión*

Tropical dry forests are representative tropical ecosystems of Mexico, but they are highly threatened by anthropogenic activities. That is why understanding the effect of these activities on the functioning of these forests becomes complicated. One of the characteristics that helps us to know the changes that can occur in these ecosystems are the variations of carbon storage in the soil, and how these could change depending on the structure of the vegetation, the topography and the climate of a region. The objective of this work is to make a comparison of the carbon content in the shallow mineral soil (% of C in 30 cm) and to evaluate the possible influence of the vegetation on this parameter in 45 sites with two different successional stages (mature and secondary) in the tropical dry forest in the southeast of the state of Sonora. Notably, the structural attributes of the vegetation seem to have an important influence on the %C in the soil at the secondary forest, since we obtained a positive and significant correlation between the density of the vegetation and the basal area, which could be related to the rapid establishment and growth of secondary vegetation after a disturbance. On the other hand, it was observed that the %C in the mature forest does not show any important influence of the vegetation in our analysis, which could suggest that the %C in the mature forest depends more on the chronic accumulation of C due to the absence of disturbances than to the influence of developing vegetation.

Keywords: *Biogeosciences, lowland forest, monitoring, flash combustion*

Introducción

Las selvas secas o bosque tropical seco (BTS) es el tipo de ecosistemas tropicales muy representativo de México. Este ecosistema tiene mayor cobertura en la vertiente del Pacífico, se extiende desde Sonora y Baja California Sur hasta la depresión central de Chiapas y en la vertiente del Golfo de México desde Tamaulipas hasta la península de Yucatán (Dirzo & Ceballos, 2010). El territorio mexicano tiene una superficie potencial de 226, 898 km² de BTS, sin embargo, es un ecosistema altamente amenazado por actividades antropogénicas, teniendo como resultado paisajes fragmentados (CONABIO, 2021).

Entender el efecto de las actividades antropogénicas en estos bosques es complicado dada la heterogeneidad espacial que existe por los remanentes de bosque maduros y parches de bosques secundarios en regeneración (Álvarez-Yépez et al., 2018). Los cambios en la estructura del ecosistema se ven reflejados en la cantidad de C almacenado, por lo que es necesario conocer las variaciones de la concentración de C en todos los reservorios del bosque (Nevescanin-Moreno et al., 2017) y cómo estos pueden cambiar en función de la estructura de la vegetación, la topografía y el clima de una región. Una estrategia para evaluar estos cambios en los ecosistemas es el establecimiento de sitios de monitoreo intensivo de carbono (SMIC) que permitan tener estimaciones directas de flujos de C y los cambios en los almacenes del mismo en un rango de escalas temporales y espaciales (Birdsey et al., 2013). Los datos proporcionados por los SMIC ayudan a las estimaciones de parámetros o probar modelos de procesos del intercambio de C y son esenciales para las estimaciones de flujos de C y bases de datos para sensores remotos (Dai *et al.*, 2014). Entre los parámetros que destacan se encuentra el suelo, su composición y características.

El objetivo de este trabajo es hacer una comparación del contenido de carbono en el suelo mineral somero (% de C en 30 cm) en dos condiciones de bosque tropical seco (bosque maduro y secundario) y evaluar la posible influencia de la vegetación en este parámetro.

Métodos

La zona de estudio se localiza dentro de los terrenos de la Reserva Monte Mojino (ReMM) y Naturaleza y Cultura Internacional (NCI)/Naturaleza y Cultura Sierra Madre, A.C. (NCSM), los cuales se ubican en el Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), al sureste del estado de Sonora. La precipitación media anual está en el rango de los 600 a 700 mm. La estación seca comprende de cinco a ocho meses del año, presentando lluvias invernales. Las temperaturas medias fluctúan de 18 a 24 °C. Los principales suelos presentes son Litosol, Feozem y Regosol, los cuales se caracterizan por ser rocosos, arenosos y con materia orgánica respectivamente.

Los puntos de muestreo se localizan en el rancho “El Guayabo” dentro de la ReMM, en este sitio se establecieron 18 conglomerados de tipo Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) basados en los conglomerados tipo programa de inventario y análisis forestal (FIA) del servicio forestal de USA (Hollinger, 2008). En esta zona se muestrearon dos sitios con estados de sucesión contrastantes. Un bosque secundario (BS), el cual fue transformado y cuenta con una regeneración de poco más de 40 años y un bosque maduro (BM), que no ha sido desmontado, y la extracción de vara (i.e. *crotón sp.*) y el pastoreo ha sido limitado. Cada conglomerado tiene un área de 1.25 ha y están constituidos por 4 rodales/sitios de 17.84 m de radio (~0.1 ha), para el muestreo de suelo se utilizaron solamente 2 o 3 de los sitios de cada conglomerado dependiendo de las condiciones para la colecta, el criterio principal fue tomar sitios en donde se pudo excavar una trinchera de 30 cm de profundidad. En total se muestrearon 29 sitios en el bosque maduro y 16 en el sitio secundario.

Los valores de densidad, área basal de la vegetación y el % de C en suelo para el bosque maduro fueron tomados de Nevescanin-Moreno et al 2017, mientras que los atributos de la vegetación y los valores del % de C del sitio secundario se llevaron a cabo en una colecta posterior en 2019, pero

siguiendo los mismos protocolos. El % de C se determinó en un Analizador Elemental *Flash* 2000 (*Thermo Scientific*) alojado en la Sede Regional Sur de Sonora del Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM <https://www.langem.org/>). Para tal fin, se pesaron 15 mg de suelo con una balanza micro-analítica (Sartorius MSE2) previamente secado a temperatura ambiente y tratado en un molino de balines después de haberse tamizado en una malla de 2 mm. Durante el análisis las muestras se quemaron instantáneamente en el reactor del *Flash* 2000 a 950 °C usando oxígeno como agente oxidante para producir CO² para después separar este gas por cromatografía y acarrear la alícuota de gas al analizador de NIR del instrumento.

Para llevar a cabo los geoprocesos fue necesario el uso de un modelo digital de elevación (DEM, por sus siglas en inglés) y un *software* de sistemas de información geográfica (QGIS 3.18.2-Zürich). El DEM que cubre el área interés, se adquirió de un repositorio de la NASA (<https://urs.earthdata.nasa.gov/users/new> 'Shuttle Radar Topography Mission'). Éste provee datos en formato ráster de toda la Tierra con altitud en metros, resolución espacial de 30 m, sistema de referencia en coordenadas geográficas (latitud/longitud) y unidades de referencia angular. Después de acotar el DEM a la región de interés, se re proyectó la capa con sistema de referencia de coordenadas de origen 'WGS 84 Geográfico', asignándole el sistema de referencia métrico 'WGS 84/UTM zone 12N'. El método de remuestreo empleado fue 'Vecino más próximo' y la resolución de salida 30 m. Vectorizando las coordenadas UTM y con el DEM como fuente, fue posible extraer los datos de altitud en metros para cada punto de muestreo.

La pendiente del terreno se calculó a partir del DEM, expresada en grados y utilizando la fórmula de Horn. El aspecto u orientación de las laderas se estimó con el DEM, devolviendo valores azimutales de 0 a 360° en sentido de las manecillas del reloj, donde 0° representa el Norte, 90° el Este, 180° el Sur y 270° el Oeste. Mediante el vector de coordenadas y un procedimiento de extracción aplicado a las capas ráster de pendientes y aspectos, fue posible obtener los valores puntuales para cada parámetro. Como el aspecto es impar como variable, ya que es circular, creamos dos variables linealizadas "nortness" = $\cos(\text{aspecto en radianes})$ y "eastness" = $\sin(\text{aspecto en radianes})$ (Bojórquez et al 2019).

Para indagar sobre la influencia de la estructura del bosque o la topografía en el % de C se construyó una matriz de correlación de Pearson utilizando el paquete *corrplot* en R, ya que con esta herramienta podemos crear un correlograma para resaltar las asociaciones entre las variables y expresar de manera visual (colores) los coeficientes de correlación.

La expresión gráfica de la región de estudio se tomó de la plataforma Google Earth (<https://www.google.com/intl/es-419/earth/>) utilizando Rancho el Guayabo como referente y consultado en Agosto de 2021. Para interpolar espacialmente los valores observados del % de C utilizamos el método de inferencia espacial de Kriging. Esta técnica Geoestadística con la herramienta *Surfer* (<https://www.goldensoftware.com/products/surfer>), utilizando el método de creación de malla ráster mediante Kriging ordinario, planteado de manera que nos da el mejor estimador lineal no sesgado con una varianza mínima. El procedimiento para lograr un mapa de sombras (*hillshading*) se hizo a través del modelo digital de elevaciones (DEM) descrito anteriormente, emulando una altitud solar de 45° y acimut de 315°, empleando el programa para Sistemas de Información Geográfica QGIS V. 3.18.2-Zürich.

Resultados y Discusión

Los atributos estructurales de la vegetación y el porcentaje de carbono promedio de los conglomerados de acuerdo a los rodales muestreados en cada conglomerado del bosque maduro (BM) y bosque secundario (BS) se muestran en la Cuadro 1.

Cuadro 1. Promedios y desviación estándar del área basal, densidad de árboles y porcentaje de carbono por conglomerado.

Conglomerado	Sucesión	Carbono	Área Basal	Densidad de árboles
		%	m2/ha	# tallos / ha
1	BM	2.5 (0.5)	26.8 (4.4)	1079 (232)
2	BM	3.0 (1.3)	23.4 (5.7)	1185 (476)
3	BM	2.2 (0.5)	21.1 (2.5)	1157 (274.6)
4	BM	3.1 (1.4)	23.4 (6.8)	1332 (107.8)
5	BM	1.9 (0.3)	23.6 (1.8)	1438 (213.8)
6	BM	1.6 (0.5)	26.3 (4.6)	517 (70.8)
7	BM	2.2 (0.2)	24.2 (7.7)	1308 (57.9)
8	BM	3.2 (0.9)	25.9 (2)	1789 (411.2)
9	BM	2.9 (0.4)	22.8 (8.1)	1253 (125.6)
10	BM	1.3 (0.1)	20.6 (3.8)	1582 (151.3)
11	BM	1.8 (0.1)	18.4 (3.5)	1709 (358.9)
<hr/>				
1	BS	1.7 (0.9)	19.0 (5.3)	426 (307.1)
2	BS	4.0 (1.4)	21.7 (11)	738 (411.5)
3	BS	1.9 (0.5)	26.2 (1)	634 (263)
4	BS	1.2 (n/a)	29.0 (n/a)	795 (n/a)
5	BS	1.2 (1.7)	28.1 (7.2)	461 (179.6)
6	BS	2.7 (1.0)	28.1 (1.6)	778 (52.3)
7	BS	0.9 (0.4)	25.4 (1.3)	430 (41)

De acuerdo al análisis de la matriz de correlación (Figura 1), se observa que los atributos estructurales de la vegetación podrían tener una influencia importante en el contenido de carbono en el suelo en el bosque secundario, ya que se muestra una correlación positiva y significativa entre la densidad de la vegetación y el área basal (Figura 1), ésta marcada influencia de la vegetación podría estar relacionada al rápido proceso de establecimiento y crecimiento de la vegetación secundaria después de una perturbación mayor. Así mismo, uno de los criterios de exposición parecería estar siendo influyente en este sitio de bosque secundario, pero como se menciona arriba, un estudio puntual para indagar sobre esa posibilidad está pendiente. Notablemente, el % de C el bosque maduro no muestra ninguna influencia importante en nuestro análisis, lo que podría sugerir que el % de C en el bosque maduro depende más de la acumulación de C debido a la ausencia de perturbaciones que a la influencia de una vegetación en desarrollo.

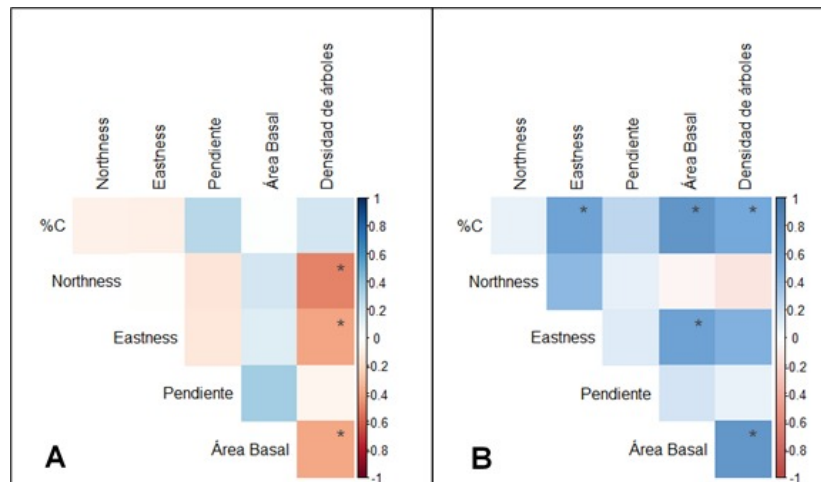


Figura 1. Análisis de correlación de Pearson para el bosque tropical seco maduro (A), y el bosque tropical seco secundario (B). La graduación de colores en la paleta expresa si la correlación es positiva o negativa y su intensidad. Los asteriscos indican si el vapor de p en la correlación es menor que 0.05.

La estructura de la vegetación y la topografía de los dos sitios con diferente grado de sucesión del BTS de Álamos Sonora muestran diferencias importantes, lo que sugiere que estas características podrían estar influenciando el contenido de carbono que hay en el suelo. Sin embargo, los % de C y los rangos de variación son similares en ambos sitios (2.3 ± 0.6 maduro y 1.9 ± 1.0 secundario; Cuadro 1) y las concentraciones son similares a lo reportado en Jaramillo et al (2003) para bosques secos en lomeríos y cerca de arroyos en Chamela Jalisco. Por otro lado, similar al resultado de Jaramillo et al, (2003) nuestro análisis espacial sugiere que la topografía podría ejercer un efecto en el % de C (Fig. 2). Ya que los valores más altos de % de C tienden a estar en los lomeríos altos mientras que las partes más bajas y planas muestran una tendencia a menores concentraciones de C. Un análisis más detallado de la influencia de la topografía en el futuro para probar si la topografía es un parámetro influyente en el % de C sería útil para análisis espaciales más amplios sobre los controles del % de C en suelos en ecosistemas estacionales como el BTS.

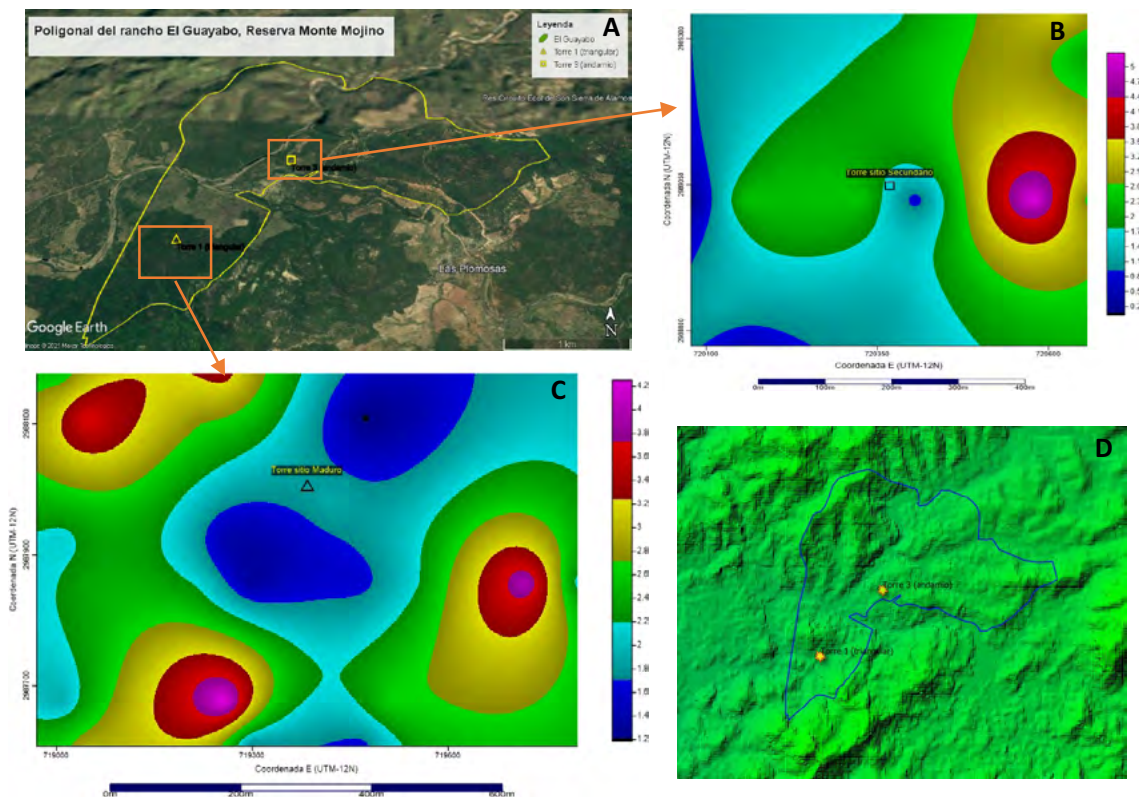


Figura 2. (A) Poligonal del rancho El Guayabo, dentro de la Reserva Monte Mojino, en Álamos Sonora, la imagen original fue tomada de la plataforma Google Earth. Las figuras (B) y (C) muestran la interpolación Geoestadística del % de C en el área general de muestreo del bosque secundario y maduro respectivamente. La imagen (D) resalta la topografía con la técnica de sombras (*hillshade*) en el área general de estudio.

Estrategias futuras para indagar sobre los posibles controles biofísicos en la acumulación de carbono en el suelo tendrán que considerar variables edafoclimáticas y biológicas (Sandoval Aguilar et al., 2015), los patrones de descomposición (Sandoval Aguilar et al., 2017) y acumulación de carbono (Rojas-Robles et al. 2020) y distinguir entre los efectos de perturbaciones crónicas y los eventos extremos (Bojórquez et al., 2021).



Agradecimientos:

Los recursos financieros para los análisis elementales dependieron del Apoyo de CONACYT al Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía y para el trabajo de campo al Fondo SEP-CONACYT (CB-2016-286494-T-2986) y el programa PROFAPI ITSON. Agradecemos a Nature Culture International (NCI) y CONANP por el acceso a la Reserva Monte Mojino y al Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui.

Literatura citada

- Álvarez-Yépiz, J., Martínez-Yrizar, A. Búrquez, A., & Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256, 355-366.
- Bojórquez, A., Martínez-Yrizar, A., & Álvarez-Yépiz, J. C. (2021). A landscape assessment of frost damage in the northmost Neotropical dry forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 308, 108562.
- Birdsey, R., Angeles-Perez, G., Kurz, W. A., Lister, A., Olguin, M., Pan, Y., & Johnson, K. (2013). Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD+. *Carbon Management*, 4(5), 519-537.
- CONABIO. (2021). Ecosistemas de México; Extensión y distribución. Recuperado Agosto 2021, <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/selvaSeca>
- Dai, Z., Birdsey, R. A., Johnson, K. D., Dupuy, J. M., Hernandez-Stefanoni, J. L., & Richardson, K. (2014). Modeling carbon stocks in a secondary tropical dry forest in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(4), 1-15
- Dirzo, R., & Ceballos, G. (2010). Las selvas secas de México: un reservorio de biodiversidad y laboratorio viviente. En G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury Creel, & R. Dirzo, Diversidad, amenazas y áreas 44 prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México (págs. 13-20). Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Jaramillo, V., Kauffman, J., Rentería-Rodríguez, L., Cummings, D., & Ellingson, L. (2003). Biomass, Carbon, and Nitrogen Pool in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems*, 6, 609-629.
- Hollinger, D. (2008). Defining a Landscape-Scale Monitoring Tier for the North American Carbon Program. En C. Hoover, Field Measurements for Forest Carbon Monitoring (págs. 3-16). Springer Science.
- Nevescanin-Moreno L., Yépez E.A., Villanueva-Hernández D., González-Pelayo M.A., Johnson K., Garatuza-Payán J., Vargas R. 2017 Reservorios de carbono en un bosque tropical seco en el noroeste de México Paz, F. y R. Torres (editores). 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. 479-484 p.
- Rojas-Robles N.E., Garatuza-Payan J., Álvarez-Yepiz J.C., Sánchez- Mejía Z.M., Vargas R., Yépez E.A., 2020. Environmental controls on carbon and water fluxes in an old-growth tropical dry forest *J. of Geophysical Research – Biogeosciences*, 125, e2020JG005666
- Sandoval-Aguilar M; De los Santos-Villalobos S., Peláez-Álvarez Abigail; Coyotl-Barrios Tanya; Garatuza-Payan J. y Yépez E. A. 2015 Función microbiana asociada al carbono en sitios de sucesión ecológica de un bosque tropical seco. En: Paz F, Wong-González J (eds) Estado Actual del Conoc. Del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono, Texcoco, Estado de México, México, ISBN: 978-607-96490-2-9 pp 356–362
- Sandoval-Aguilar M., Yépez E. A., de los Santos-Villalobos S., Robles-Zazueta C. A., Garatuza-Payán J., 2017. Respiración de suelo y descomposición en sitios de sucesión ecológica dentro de un bosque tropical seco. Paz, F. y R. Torres (editores). 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. 61-73 p.

7.19. Dinámica de la producción de hojarasca en dos sitios de bosque tropical seco con diferente estado de sucesión ecológica en el noroeste de México

Vásquez-Martínez A.S.¹; Vargas-Terminel M.L.¹; Álvarez-Yépiz J.C.¹; Sanchez-Mejia Z.M.¹; Garatuza-Payan J.¹ y Yépez Enrico A.¹

¹Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur, 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

*Autor para correspondencia: enrico.yepetz@itson.edu.mx

Resumen

La producción de hojarasca juega un papel fundamental en la dinámica y función de los ecosistemas de los bosques tropicales secos (BTS), siendo una importante expresión de la productividad primaria. El objetivo del presente trabajo fue analizar la dinámica temporal y espacial de la producción de hojarasca en un BTS en Álamos, Sonora. Se seleccionaron dos sitios con distinto grado de sucesión ecológica: bosque maduro caracterizado por la ausencia de desmontes y pastoreo limitado; y un sitio en sucesión secundaria que fue transformado y en regeneración desde hace 40 años. Para la recolección de hojarasca, se instalaron veinte trampas de caída de hojarasca colocadas al azar para recolectar la producción mensual de hojarasca durante cinco temporadas completas de crecimiento. La producción de hojarasca anual fue similar en el bosque maduro (2.7-4.64 Mg/ha/año) comparado con el bosque secundario (2.15-3.53 Mg/ha/año) pero varió entre los años. El pico de caída de hojarasca ocurre al final de la temporada de lluvias (octubre) mientras que, los valores más bajos suceden en los meses más secos (diciembre a mayo).

Palabras clave: *Álamos, Sonora, producción de hojarasca, monitoreo largo plazo, productividad primaria, sucesión ecológica.*

Abstract

Litter production plays a fundamental role in the dynamics and function of tropical dry forest (TDF) ecosystems, being an important expression of primary productivity. The objective of this study was to analyze the temporal and spatial dynamics of litter production in a TDF in Álamos, Sonora. Two sites with different degrees of ecological succession were selected: mature forest characterized by the absence of clearing and limited grazing; and a site in secondary succession that was transformed and in regeneration for 40 years. For litter collection, twenty randomly placed litterfall traps were installed to collect monthly litter production for five complete growing seasons. Annual litter production was similar in mature forest (2.7-4.64 Mg/ha/year) compared to secondary forest (2.15-3.53 Mg/ha/year) but varied between years. The peak of litterfall occurs at the end of the rainy season (October), while the lowest values occur in the driest months (December to May).

Keywords: *Álamos, Sonora, litter production, long-term monitoring, primary productivity, ecological succession.*

Introducción

La distribución más norteña del BTS en América ocurre en el estado de Sonora en México (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2017). Por la gran cantidad de servicios ecosistémicos que provee se ha vuelto atractivo para el humano, ocasionando la modificación del paisaje a través de desmontes para la agricultura y el establecimiento de zacate buffel para la ganadería, especialmente en las partes bajas (Búrquez-Montijo *et*

al., 2002; Castellanos-Villegas *et al.*, 2010). El abandono de estas tierras ha llevado al desarrollo de los bosques secundarios.

La producción de hojarasca se define como la cantidad de material vegetal que cae al suelo por unidad de área y tiempo (Ewel, 1976). Proceso por el cual se reincorpora una gran cantidad de nutrientes al suelo a través de la acumulación de la hojarasca y su posterior descomposición, contribuyendo a la recuperación y conservación de áreas degradadas manteniendo la fertilidad del suelo (Campos *et al.*, 2017). Además juega un papel fundamental en la dinámica y función de estos ecosistemas, siendo clave en el ciclo del carbono y una importante expresión de la producción primaria neta (Melillo *et al.*, 1993). El tiempo y la producción de hojarasca están fuertemente regulados por factores abióticos y bióticos, como la disponibilidad de agua, temperatura, radiación solar, nutrientes del suelo (Martínez-Yrizar and Sarukhán 1990; Lopes *et al.*, 2015), características de la vegetación como la composición florística, la etapa de sucesión de la vegetación, la estructura y edad del bosque (Ewel 1976; Schilling *et al.* 2016).

El 95% de la deposición de las hojas en estos bosques ocurre en temporada seca (Pezzini *et al.*, 2014), como estrategia para evitar la pérdida de agua por transpiración y así protegerse del estrés hídrico que caracteriza a estos ecosistemas. Por lo tanto, la producción de hojarasca en los BTS está negativamente correlacionada con la precipitación anual, estacional y mensual (Lawrence, 2005).

Pocas investigaciones han estudiado la diferencia de la producción de hojarasca entre las etapas sucesionales de estos bosques. En un estudio realizado en un BTS brasileño (Souza *et al.*, 2019), se obtuvo 4-4.5 Mg/ha/año de producción de hojarasca, reportando mayor producción en bosques primarios que en las etapas tempranas e intermedias del bosque. Así mismo, Lawrence (2005), en los BTS del sur de México observó que las variaciones estacionales en la producción de hojarasca eran superiores en los bosques secundarios y maduros viejos.

Por lo tanto, se espera que en las diferentes etapas de sucesión varíe la cantidad y el tiempo de producción de hojarasca, siendo más pronunciada en el bosque maduro.

Considerando que los BTS se regeneran naturalmente después del abandono de tierras destinadas a actividades antropogénicas, el estudiar los patrones de hojarasca a escalas temporales y espaciales a lo largo de un gradiente sucesional contribuye a la comprensión de la recuperación funcional del ecosistema.

El objetivo del presente estudio es analizar la dinámica temporal y espacial de la producción de hojarasca en dos sitios de monitoreo del BTS: un bosque maduro (BM) y bosque secundario (BS).

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El monitoreo de la caída de hojarasca se llevó a cabo en dos sitios del BTS: Un bosque maduro (BM), caracterizado por la ausencia de desmontes, pastoreo limitado y el impacto por extracción de vara no fue crónico; y un bosque secundario (BS) que fue transformado y cuenta con una regeneración de poco más de 40 años) ubicados dentro de la reserva ecológica privada Monte Mojino manejada por Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) que a su vez se encuentra dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC) a cargo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). El Área Natural Protegida se ubica en el suroeste del estado de Sonora, México entre los paralelos 26° 52.9' y 27° 12.4' y los meridianos 108° 28.9' y 109° 03.0'. En la zona, la temperatura media anual es 23.1°C y la precipitación media anual es de 729 mm/año (1927-2015), donde el 70% ocurre entre los meses de junio a octubre (Bojórquez *et al.*, 2019).

Precipitación

La precipitación se obtuvo de una estación meteorológica ubicada en el BM, la cual está equipada con un pluviómetro de balancín (TE525- L, Texas Electronics Inc., Dallas, Texas, E.U.A.). Después se realizó una sumatoria mensual que cubriera el periodo de mediciones de 2015 a 2020.

Mediciones de hojarasca

Para cuantificar la hojarasca se utilizó el método utilizado por Velez-Ruiz *et al.* (2020). Los datos incluyeron cinco temporadas de crecimiento completas asociadas a las temporadas de lluvias influenciadas por el sistema del monzón de Norteamérica. El diseño experimental consistió en la instalación de 20 trampas, distribuidas al azar en cada sitio de estudio, las trampas fueron elaboradas de malla sintética con un diámetro de 0.5 m, suspendidas a 75 cm del suelo. Una vez al mes se realizó la colecta de las muestras en bolsas de papel. Posteriormente en el laboratorio, se retiraron insectos y ramas de 2 cm de diámetro y se procedió a colocar las muestras en un horno a 65°C durante 48 horas para obtener su peso seco en gramos mediante una balanza digital. Después para el cálculo de la cantidad de producción de hojarasca por unidad de área, se dividió el peso seco entre el área de la trampa (0.19 m²).

Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

Para la estimación de NDVI, se utilizaron los datos de 2015-2020 del satélite LANDSAT 8 de Google Earth Engine (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017).

Análisis estadístico

Para comparar la producción anual de hojarasca entre los sitios de estudio se realizó una prueba de t-student. Posteriormente mediante una prueba ANOVA de mediciones repetidas se evaluaron las diferencias de la producción mensual de hojarasca a través del tiempo. Si el ANOVA fue significativo, se procedió a realizar la prueba de comparación múltiple de Holm-Sidak para conocer si existen diferencias entre el tiempo y los sitios. Los datos fueron transformados a logaritmo natural para cumplir con los requerimientos de normalidad y homogeneidad de varianza (test de Shapiro-Wilk).

Resultados y Discusión

La producción mensual y anual de hojarasca no varió significativamente entre los sitios ($p > 0.05$; cuadro 1, Figura 1), sin embargo, sí varió significativamente entre los años para cada sitio ($p < 0.001$). Aun así, los valores más bajos fueron registrados para el BS, mientras que, los valores más altos se observaron en el BM (Figura 1), pudiéndose relacionar con la edad sucesional, la estructura de la vegetación e intensidad del uso de la tierra asociado a la agricultura y ganadería de cada sitio (Lawrence, 2005; Schilling *et al.*, 2016; Morffi-Mestre, 2020). El máximo valor anual de hojarasca se presentó en 2016 y el valor mínimo en 2019, siendo mayor la productividad para el BM (Cuadro 1).

Cuadro 1. Producción de hojarasca anual durante cinco años consecutivos en dos etapas sucesionales del bosque tropical seco de Álamos, Sonora.

Año	Precipitación (mm)	Hojarasca (g m ⁻² año ⁻¹)	
		Bosque maduro	Bosque secundario
2015	805.0	394.5	296.3
2016	733.1	463.7	353.4
2017	579.8	*	*
2018	856.7	360.7	286.8
2019	614.2	270.0	215.3
2020	447.2	323.9	247.1

*En este año no fue posible realizar una colecta sistemática de hojarasca.

**No hubo diferencias estadísticas significativas en la producción anual de hojarasca entre tipos de bosque.

La producción anual de hojarasca del BM y BS varió entre 2.7-4.64 Mg/ha/año y 2.15-3.53 Mg/ha/año, con un promedio de 3.62 y 2.80 Mg/ha/año, respectivamente. Estos valores de producción anual de hojarasca en el BM se encuentran dentro de los rangos (3.95-6.58 Mg/ha/año) reportados por estudios previos (Martínez-Yrizar *et al.*, 1990; Souza *et al.*, 2019) para BTS maduros (Cuadro 2). Por otra parte, los valores del BS se encuentran por debajo del rango (3.75-6.17 Mg/ha/año) obtenidos para sitios en sucesión secundaria del BTS (Souza *et al.*, 2019; Morffi-Mestre, 2020) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de producción de hojarasca reportados en la literatura para diferentes etapas sucesionales de BTS.

Ubicación	Tipo de bosque	Producción (Mg/ha/año)		Fuente
		Secundario	Maduro	
Sonora, Mx.	Deciduo	2.15-3.53	2.7-4.64	Este estudio
Jalisco, Mx.	Deciduo		3.95-6.58	Martínez-Yrizar <i>et al.</i> , 1990
Jalisco, Mx.	Deciduo	1.30-2.65		Anaya <i>et al.</i> , 2012
Yucatán, Mx.	Subdeciduo	4.94-6.17		Morffi-Mestre, 2020
Brasil	Deciduo	3.75-4.18	4.1-5.06	Souza <i>et al.</i> , 2019

La producción mensual de hojarasca mostró variaciones estacionales para los dos estados de sucesión del BTS, alcanzando su punto máximo al comienzo de la estación seca (Octubre) en ambos casos. La menor producción de hojarasca se observó durante la primavera (Marzo-Mayo) después del pico de producción en el otoño (Octubre-Diciembre), es notable que la producción de hojarasca muestre patrones estacionales uniformes entre los diferentes años de estudio (Figura 1).

Durante todo el periodo de estudio, la producción de hojarasca parece presentar una correspondencia con la precipitación y con los valores de NDVI, en donde, los valores más altos coinciden con los valores más bajos de precipitación y NDVI (Figura 1). Como era de esperarse, en estos ecosistemas estacionalmente secos, los picos de caída de hojarasca le siguen a los picos de verdor medidos con el NDVI. La diferencia entre estos picos parece variar entre 1 y 2 meses en los diferentes años.

Por otra parte, estudios sobre el papel del estrés hídrico en la variación estacional de la producción de hojarasca en el BTS, han reportado el pico de caída de hojarasca al comienzo de la estación seca como estrategia para evitar la pérdida de agua por transpiración (Pineda *et al.*, 2011; de Queiroz *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2020). Por lo que, las variaciones estacionales de la producción de hojarasca fueron consistentes con las etapas sucesionales, indicando que este proceso ecológico responde a los factores climáticos, como la precipitación.

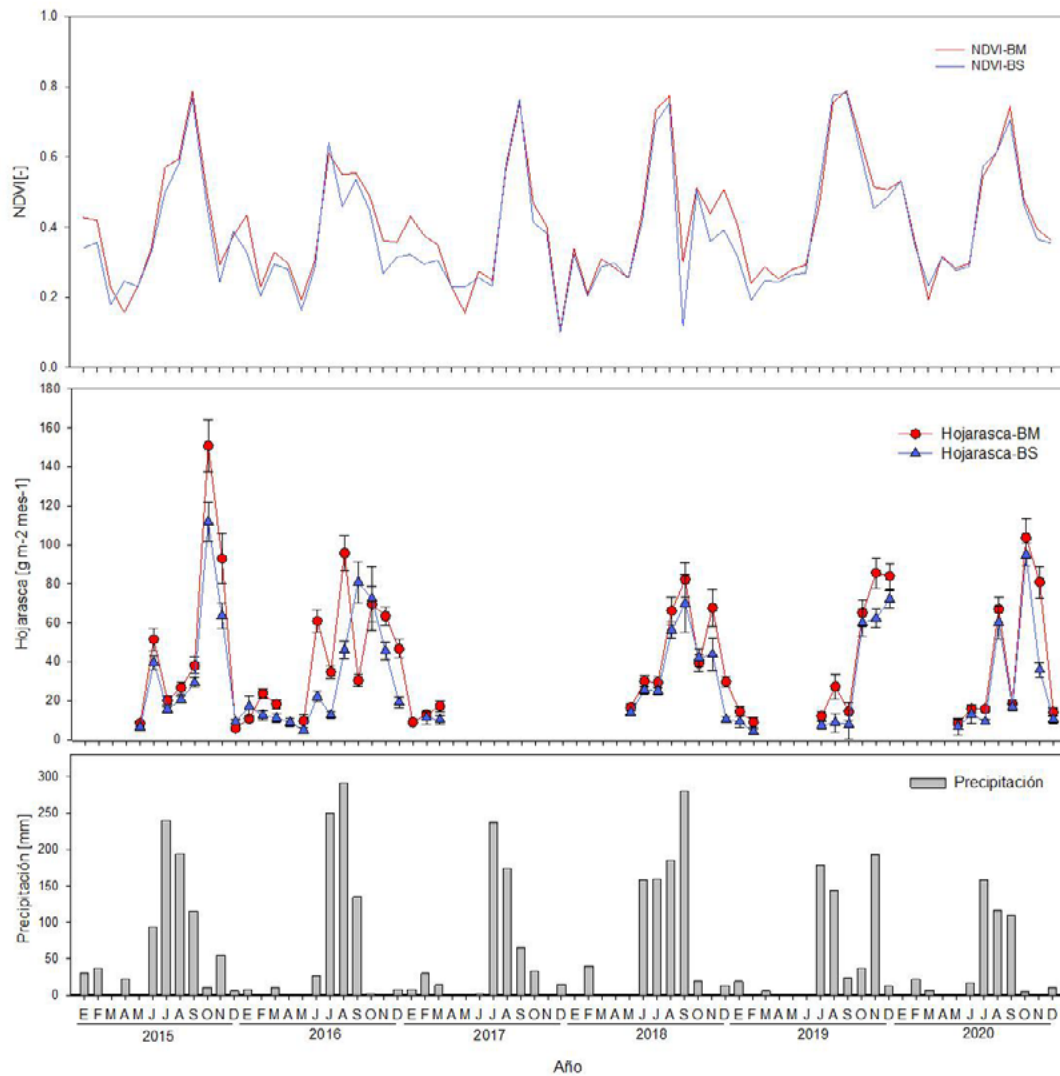


Figura 1. Dinámica estacional de la producción de hojarasca en dos estados de sucesión ecológica del bosque tropical seco de Álamos, Sonora. La producción mensual de hojarasca no es estadísticamente significativa entre sitios pero si entre años.

Conclusión

La producción de hojarasca anual fue similar en el BM (2.7-4.64 Mg/ha/año) comparado con el BS (2.15-3.53 Mg/ha/año). El pico de caída de hojarasca ocurre al final de la temporada de lluvias (octubre) mientras que, los valores más bajos suceden en los meses más secos (marzo a mayo). Estos resultados sugieren que la producción de hojarasca está regulada fuertemente por la disponibilidad de agua y en menor medida por la etapa de sucesión de la vegetación, la estructura y edad del bosque.

Monitorear y evaluar a largo plazo la producción de hojarasca en diferentes estados sucesionales, permite estimar la productividad primaria, evaluar la fenología, los ciclos biogeoquímicos y la capacidad de los bosques para recuperarse después de la presencia de actividades antropogénicas. Además, el identificar los factores que influyen la productividad de hojarasca puede ayudar a comprender de mejor manera la respuesta de estos bosques al cambio climático, y así contribuir al diseño de estrategias más efectivas para su conservación y su manejo sostenible.

Agradecimientos

El financiamiento para este proyecto fue por parte del Programa de Fomento y Apoyo a la Investigación (PROFAPI) del Instituto Tecnológico de Sonora. Se agradece el acceso a la reserva Monte Mojino manejada por Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) y al Personal Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC) a cargo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP).

Literatura citada

- Álvarez-Yépez, J. C., Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Teece, M., Yépez, E. A., & Dovciak, M. (2017). Resource partitioning by evergreen and deciduous species in a tropical dry forest. *Oecologia*, *183*(2), 607-618.
- Álvarez-Yépez, J. C., Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., & Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, *256*(3), 355-366.
- Anaya, C. A., Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A., & García-Oliva, F. (2012). Large rainfall pulses control litter decomposition in a tropical dry forest: evidence from an 8-year study. *Ecosystems*, *15*(4), 652-663.
- Bojórquez, A., Álvarez-Yépez, J. C., Búrquez, A., & Martínez-Yrizar, A. (2019). Understanding and predicting frost-induced tropical tree mortality patterns. *Global change biology*, *25*(11), 3817-3828.
- Búrquez-Montijo, A., Miller, M. E., & Martínez-Yrizar, A. (2002). Mexican grasslands, thornscrub, and the transformation of the Sonoran Desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). *Invasive exotic species in the Sonoran region*.
- Campos, A., Cruz, L., & Rocha, S. (2017). Mass, nutrient pool, and mineralization of litter and fine roots in a tropical mountain cloud forest. *Science of The Total Environment*, *575*, 876-886.
- Castellanos-Villegas, A. E., Bravo, L. C., Koch, G. W., Llano, J., López, D., Méndez, R., ... & Yanes, G. (2010). Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. *Diversidad biológica del estado de Sonora. Universidad Nacional Autónoma de México, México DF*, 157-186.
- de Queiroz, M. G., da Silva, T. G. F., Zolnier, S., de Souza, C. A. A., de Souza, L. S. B., Neto, A. J. S., ... & Ferreira, W. P. M. (2019). Seasonal patterns of deposition litterfall in a seasonal dry tropical forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, *279*, 107712.
- Ewel, J. J. (1976). Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *The Journal of Ecology*, *293*-308.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, *202*, 18-27.
- Lawrence, D. (2005). Regional-Scale Variation in Litter Production and Seasonality in Tropical Dry Forests of Southern Mexico 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, *37*(4), 561-570.
- Lopes, M. C. A., Araújo, V. F. P., & Vasconcellos, A. (2015). The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, *75*, 703-708.
- Martínez-Yrizar, A., & Sarukhán, J. (1990). Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in Mexico over a five-year period. *Journal of Tropical Ecology*, *6*(4), 433-444.
- Melillo, J. M., McGuire, A. D., Kicklighter, D. W., Moore, B., Vorosmarty, C. J., & Schloss, A. L. (1993). Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, *363*(6426), 234-240.
- Morffí-Mestre, H., Ángeles-Pérez, G., Powers, J. S., Andrade, J. L., Huechacona Ruiz, A. H., May-Pat, F., ... & Dupuy, J. M. (2020). Multiple Factors Influence Seasonal and Interannual Litterfall Production in a Tropical Dry Forest in Mexico. *Forests*, *11*(12), 1241.
- Pezzini, F. F., Ranieri, B. D., Brandão, D. O., Fernandes, G. W., Quesada, M., Espírito-Santo, M. M., & Jacobi, C. M. (2014). Changes in tree phenology along natural regeneration in a seasonally dry tropical forest. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, *148*(5), 965-974.
- Pineda-García, F., Paz, H., & Tinoco-Ojanguren, C. (2011). Morphological and physiological differentiation of seedlings between dry and wet habitats in a tropical dry forest. *Plant, cell & environment*, *34*(9), 1536-1547.
- Schilling, E. M., Waring, B. G., Schilling, J. S., & Powers, J. S. (2016). Forest composition modifies litter dynamics and decomposition in regenerating tropical dry forest. *Oecologia*, *182*(1), 287-297.
- Souza, S. R., Veloso, M. D., Espírito-Santo, M. M., Silva, J. O., Sánchez-Azofeifa, A., e Brito, B. G. S., & Fernandes, G. W. (2019). Litterfall dynamics along a successional gradient in a Brazilian tropical dry forest. *Forest Ecosystems*, *6*(1), 1-12.
- Velez-Ruiz, A. M., Nevescanin-Moreno, L., Vargas-Terminel, M. L., Flores-Espinoza, A. R., Álvarez-Yépez, J. C., & Yépez, E. A. (2020). Data on litterfall production and meteorology at an old-growth tropical dry forest in northwestern Mexico. *Data in brief*, *31*, 105723.

7.20. Almacén de carbono en el suelo de plantaciones forestales de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México

García-Martínez, R.¹; Hernández-Soto, F. N.¹; García-Urbina J.¹; De la Cruz-Santiago M.¹; Emeterio-Moreno, J.¹; Colín-Velázquez, M. K.¹

¹ División de Ingeniería Forestal, Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo. Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.

Autor para correspondencia: rene.garcia.martinez@hotmail.com

Resumen

Entre los componentes de los ecosistemas terrestres, el suelo tiene la capacidad de almacenar cantidades considerables de carbono orgánico (COS). El objetivo de esta investigación fue determinar la cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo de cuatro plantaciones de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo. Las localidades estudiadas fueron: Rincón de Guadalupe (*P. ayacahuite*), Lomas del Rincón de Guadalupe (*P. pseudostrobus*), San Miguel Tenex-tepec (*P. patula*) y El Potrero (*P. patula*). Para ello, se recolectó, en cada plantación, una muestra compuesta de suelo a una profundidad de 0-30 cm. El análisis químico del suelo incluyó las variables: pH, materia orgánica (MO) y carbono orgánico (COS). El rango obtenido de pH fue de 6.2 a 6.7. La plantación del Rincón de Guadalupe (*Pinus ayacahuite*) presentó el menor contenido de MO (4.5%) y COS (2.6%) mientras que los valores máximos se encontraron en El Potrero (6.2% MO y 3.5 % de CO). La cantidad calculada de COS almacenado en cada plantación fue: Rincón de Guadalupe (70.2 Mg ha⁻¹), Loma del Rincón de Guadalupe (81 Mg ha⁻¹), San Miguel Tenex-tepec (94.5 Mg ha⁻¹) y El Potrero (97.2 Mg ha⁻¹). Estos son los primeros datos que se generan en la región de estudio y servirán de referencia para la evaluación de los servicios ambientales que brindan las plantaciones forestales en la cuenca hidrográfica.

Palabras clave: *suelos forestales, servicios ambientales, cambio climático, carbono orgánico del suelo.*

Abstract

Among the components of terrestrial ecosystems, the soil has the capacity to store considerable amounts of organic carbon (SOC). The aim of this research was to determine the amount of organic carbon stored in the soil of four pine plantations in the Amanalco-Valle de Bravo watershed. The studied localities were: Rincón de Guadalupe (*P. ayacahuite*), Lomas del Rincón de Guadalupe (*P. pseudostrobus*), San Miguel Tenex-tepec (*P. patula*) and El Potrero (*P. patula*). For this, a sample composed of soil at a depth of 0-30 cm was collected in each plantation. The chemical analysis of the soil included the variables: pH, organic matter (OM) and organic carbon (SOC). The pH range obtained was 6.2 to 6.7. The Rincón de Guadalupe plantation (*Pinus ayacahuite*) presented the lowest OM (4.5%) and SOC (2.6%) content, while the maximum values were found in El Potrero (6.2% OM and 3.5% OC). The calculated amount of SOC stored in each plantation was: Rincón de Guadalupe (70.2 Mg ha⁻¹), Loma del Rincón de Guadalupe (81 Mg ha⁻¹), San Miguel Tenex-tepec (94.5 Mg ha⁻¹) and El Potrero (97.2 Mg ha⁻¹). These are the first data generated in the study region and will serve as a reference for evaluating the environmental services provided by forest plantations in the watershed.

Keywords: *forest soils, environmental services, climate change, soil organic carbon.*

Introducción

El suelo de las plantaciones forestales tiene el potencial de almacenar cantidades considerables de carbono orgánico. Esto se debe a que la cosecha de los árboles se realiza después varios años de su establecimiento. Por ejemplo, para plantaciones de *Eucalyptus grandis* el turno de corta es mayor a 10 años (Trujillo-Ubaldo *et al.*, 2018).

La reserva de C del suelo consta de dos componentes relacionados pero distintos: carbono orgánico y carbono inorgánico (Lal, 2016). El COS es el almacén más grande de C en la tierra (Doetterl *et al.*, 2016). Depende del aporte y descomposición constante de biomasa. La MO de los suelos del mundo contiene de cuatro a seis veces más carbono que el que se encuentra en toda la vegetación del mundo, por lo tanto, juega un papel crítico en el balance global de carbono, un balance que controla en gran medida el cambio climático global (Weil y Brady, 2017).

Una plantación forestal comercial es el establecimiento y manejo de especies forestales en terrenos de uso agropecuario o terrenos que han perdido su vegetación forestal natural (CONAFOR, 2017). Estos sistemas productivos, además de la madera, brindan servicios ambientales como la captura y almacén de carbono. En una población vegetal, la capacidad para almacenar carbono en forma de biomasa aérea varía en función de la composición florística, la edad y la densidad de población de cada estrato por comunidad vegetal (Schulze *et al.*, 2000). Las plantaciones forestales, además de árboles, la vegetación presente está compuesta por especies herbáceas y arbustivas, que en conjunto aportan materia orgánica al suelo. En el suelo, el nivel del C está directamente relacionado con la cantidad de materia orgánica (Ontl y Schulte, 2012) y la fertilidad del suelo generalmente esta dado como una función del contenido de COS (Szalai *et al.*, 2016). Entonces una mayor concentración de COS mejora la fertilidad del suelo de estos sistemas productivos.

El objetivo de este estudio fue determinar la cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo de cuatro plantaciones forestales establecidos dentro de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México. Esta información es importante porque en la región no existen estudios previos que nos permita valorar los servicios ambientales que brindan estos sistemas productivos en cuando a su capacidad de almacenar carbono orgánico en el suelo.

Metodología

Delimitación Geográfica

La zona de influencia del trabajo comprende la cuenca hidrológica Valle de Bravo-Amanalco que se encuentra el sur del Estado de México y abarca una superficie total de 61,593 ha; entre los municipios que la conforman se encuentra Amanalco, Valle de Bravo, Donato Guerra y Villa de Allende (Gutiérrez-Hermosillo, 2020). El clima es templado subhúmedo, temperatura media anual de 18.8 °C y precipitación de 1000 mm anuales (INEGI, 2020a). El suelo es tipo andosol (INEGI, 2020b), derivado de ceniza volcánica (Meza-Pérez y Geissert-Kientz, 2005); en la fracción fina dominan los materiales amorfos del tipo alofano y ferrihidrita, que tienen una alta capacidad de retención de fosfatos (Alcalá de Jesús *et al.*, 2009).

Plantaciones forestales

El trabajo de investigación se realizó en cuatro plantaciones establecidas en el municipio de Amanalco, Estado de México (Cuadro 1).

Cuadro 1. Plantaciones de especies de pino evaluadas en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México.

Localidad	Especie	Edad de la plantación
Rincón de Guadalupe	<i>Pinus ayacahuite</i>	16 años.
Loma del Rincón de Guadalupe	<i>Pinus pseudostrobus</i>	6 años
San Miguel Tenextepec	<i>Pinus patula</i>	15 años
El potrero	<i>Pinus patula</i>	4 años

Muestreo de suelo

En cada plantación forestal se tomaron 10 muestras de suelo (profundidad de 0 a 30 cm); con ellas, se conformó una muestra compuesta por localidad.

Variables de respuesta

El pH se midió en una solución agua-suelo, relación 2:1 (Weil y Brady, 2017). La MO y COS se cuantificaron por el método de Walkley-Black (Sleutel *et al.*, 2007).

La cantidad de carbono almacenado en el suelo se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{Carbono (Mg ha}^{-1}\text{)} = PS * DA * CO$$

Donde: **PS** = Profundidad de muestreo (cm), **DA**= Densidad aparente del suelo (0.9 Mg m⁻³), **CO** = Concentración de Carbono Orgánico (%)

Resultados y discusión

Variables químicas del suelo

Los resultados del análisis químico del suelo se muestran en el Cuadro 2. El pH del suelo afecta, principalmente, la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Los elementos en el suelo están disponibles en un intervalo de pH de 5.5-6.5 (Porta *et al.*, 2019), por lo tanto, los resultados obtenidos en la presente investigación indican que no existen restricciones en la absorción de macro y micronutrientes. En plantaciones aguacateras de Villa de Allende, Estado de México se reporta un pH de 5.8 en la capa superficial del tipo de suelo (García-Martínez *et al.*, 2021).

Cuadro 2. Análisis químico del suelo de cuatro plantaciones forestales en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México.

Localidad	pH	Materia Orgánica (%)	Carbono Orgánico (%)
Rincón de Guadalupe	6.3	4.5	2.6
Loma del Rincón de Guadalupe	6.7	5.1	3.0
San Miguel Tenextepec	6.2	6.0	3.5
El potrero	6.3	6.2	3.6

El contenido de materia orgánica en el suelo de los ecosistemas forestales suele ser mayor que en ecosistemas agrícolas. En general el contenido de MO en suelos agrícolas es de 2 %, mientras que en los bosques los valores alcanzan hasta 5 % (Osman, 2013). En esta investigación los valores variaron desde 4.5 % hasta 6.2 %. Los valores bajos se asociaron en predios que anteriormente tenían vocación agrícola, mientras que los valores altos son terrenos que siempre han tenido orientación forestal.

Almacén de carbono en el suelo

La cantidad de carbono orgánico almacenado en el suelo se observa en la Figura 1. El suelo de las plantaciones de *Pinus patula* mostraron los valores más altos en el almacén de carbono orgánico.

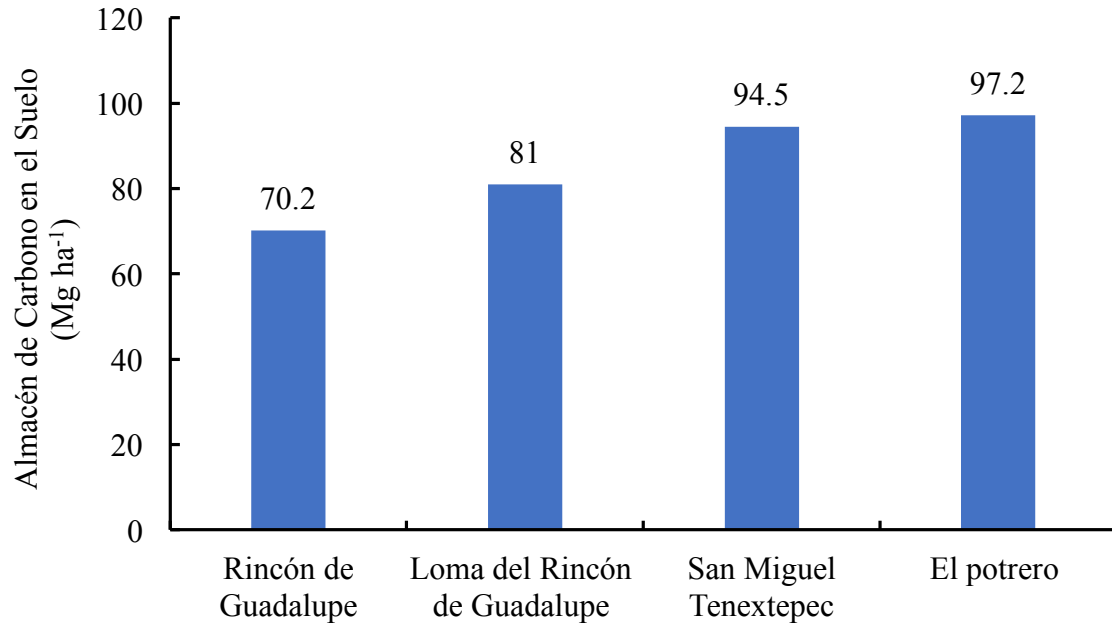


Figura 1. Carbono almacenado en el suelo de plantaciones forestales de pino en la cuenca Amanalco – Valle de Bravo, Estado de México.

La acumulación de carbono depende de la cantidad de biomasa que se acumula en el suelo y la velocidad con la que se descompone. Esta biomasa no solo proviene de los árboles, también contribuyen las herbáceas y los arbustos presentes en el predio. Por otro lado, es necesario tener un parámetro de referencia inicial del contenido de carbono en el suelo para poder evaluar los cambios a través del tiempo, pues las plantaciones más longevas tendrían mayor almacén de carbono en el suelo. Es de esperar que las plantaciones establecidas en suelos con vocación forestal presenten mayor contenido de carbono orgánico comparado con las plantaciones establecidas en suelos con vocación agrícola. Los análisis indican que cuando hay un cambio de uso de suelo agrícola a forestal ocurre una ganancia de COS de 7 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en regiones de clima templado (Izaurre *et al.*, 2001).

Conclusión

Las plantaciones forestales de pino, además de producir madera, también ofrecen servicios ambientales como la captura y almacén de carbono. Los árboles establecidos permiten recuperar la fertilidad del suelo en terrenos que se utilizaban para la agricultura o áreas forestales degradadas. Los resultados observados en esta investigación indican que la cantidad de COS almacenado en las plantaciones de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, varía de 70 a 97 Mg ha⁻¹ y dada la corta edad de los árboles, existe el potencial para incrementar la cantidad de C almacenado en el suelo.

Literatura citada

- Alcalá-de Jesús, M., C. Hidalgo-Moreno y Ma. del C. Gutiérrez-Castorena. 2009. Mineralogía y retención de fosfatos en andisoles. *Terra Latinoamericana* 27(4): 275-286.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2017). Plantaciones forestales comerciales. Comisión Nacional Forestal. <https://www.gob.mx/conafor/documentos/plantaciones-forestales-comerciales-27940>
- Doetterl, S., Berhe, A., E., N., Wang, Z., Sommer, M., Fiener, P. 2016. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Science Reviews*, 154, 102-122. doi:<http://dx.doi.org.access.biblio.colpos.mx/10.1016/j.earscirev.2015.12.005>
- García-Martínez, R.; Cortés-Flores, J. I.; López-Jiménez, J.A.; Etchevers-Barra, J.D.; Carrillo-Salazar, J.A.; Saucedo-Veloz, C. 2021. Rendimiento, calidad y comportamiento poscosecha de frutos de aguacate 'Hass' de huertos con diferente fertilización. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícola*, 12(2): 205-2018. <https://cienciasagricolas.inifap.gob.mx/editorial/index.php/agricolas/article/view/2232/3883>
- Gutiérrez-Hermosillo, F. 2020. Los ejidos de la parte alta de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo protegen, defiende y manejan sus territorios. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C.
- INEGI. 2020a. Climatología. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>
- INEGI. 2020b. Edafología. <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>
- Izaurrealde, R. C.; Rosenberg, N. J. and Lal, R. 2001. Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring, and degraded lands. *Adv. Agron.* 70(1):1- 75.
- Lal, R. 2016. Soil health and carbon management. *Food and energy security*. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Meza-Pérez, E.; Geissert-Kientz, D. 2006. Estabilidad de estructura en andisoles de uso forestal y cultivados. *Terra latinoamericana*, 24(2): 163-170.
- Ontl, T., Schulte, L. 2012. Soil Carbon Storage. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 35. Obtenido de <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/soil-carbon-storage-84223790>
- Osman, K. T. 2013. *Soils. Principles, properties, and management*. Springer. London, England. 271 p.
- Porta, J.; López-Acevedo, M. y Poch, R. M. 2019. Edafología. Uso y protección de suelos. 4ª edición. España. 619 p.
- Schulze, E., Wirth, C., Heimann, M. 2000. Managing forest after Kyoto. *Science*, 289 (5487), 2058-2059.
- Sleutel, S., S. de Neve, B. Singier, and G. Hofman. 2007. Quantification of organic carbon in soils: a comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38(19-20):2647-2657
- Szalai, Z., J. Szabó, J. Kovacs, E. Mészáros, G. Albert, C. Centeri, B. Szabó, B. Madarász, D. Zacháry and G. Jakab. 2016. Redistribution of Soil Organic Carbon Triggered by Erosion at Field Scale Under Subhumid Climate, Hungary. *Pedosphere*, 26(5), 652-665. doi:[http://dx.doi.org.access.biblio.colpos.mx/10.1016/S1002-0160\(15\)60074-1](http://dx.doi.org.access.biblio.colpos.mx/10.1016/S1002-0160(15)60074-1)
- Trujillo-Ubaldo, E.; Álvarez-López, P.S.; Valdovinos-Chávez, V.R.; Benítez-Molina, G.; Rodríguez-Molina, L.U. 2018. Turnos forestales en plantaciones maderables de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, en Balancán, Tabasco.
- Weil, R. R. and N.C. Brady. 2017. *The nature and properties of soils*. 15a edition. England, Pearson.

7.21. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: marco teórico general

Paz Fernando¹, Velázquez Alma S.², Covaleda Sara³, Matus Francisco⁴, Hidalgo Claudia⁶, Báez Aurelio⁵ y Etchevers Jorge⁶

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

² Facultad de Ciencias. Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México

³ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁴ Laboratorio de Conservación y Dinámica de Suelos Volcánicos, Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

⁵ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío-INIFAP, Guanajuato, México

⁶ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México 56230, México.

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La modelación de la distribución del carbono orgánico del suelo (COS) se analiza usando las clases de carbono órgano-mineral y particulado. Con base a la conceptualización de uno o múltiples almacenes de cada clase del carbono, se plantean los límites entre la relación del carbono total (C_t) y el particulado (C_p) y se introducen dos modelos que cumplen con los límites establecidos. Adicionalmente, con el uso de la relación C_t - C_p para las fracciones particuladas que se obtienen por dispersión del suelo, mediante ultrasonido, se establece un criterio objetivo para definir la saturación completa del COS. Para revisar los patrones que se plantean, los planteamientos teóricos se aplican a dos casos estudio, obteniéndose buenos resultados.

Palabras clave: *relación carbono total – carbono particulado, saturación de almacenes, multi-capacidad de almacenes, límites y modelos.*

Abstract

Soil organic carbon (SOC) distribution modeling is analyzed using the organo-mineral and particulate carbon classes. Based on the conceptualization of one or multiple compartments of each carbon class, the limits between the relationship of total carbon (C_t) and particulate matter (C_p) are proposed and two models are introduced that comply with the established limits. Additionally, with the use of the C_t - C_p relationship for the particulate fractions obtained by the dispersion of the soil using ultrasound, an objective criterion is established to define the complete saturation of the SOC. The theoretical approaches are applied to two case studies to review the proposed patterns, obtaining good results.

Key words: *total carbon - particulate carbon relation, compartment saturation, multi-capacity compartments, limits and models.*

Introducción

La modelación del carbono orgánico de los suelos permite proyectar cambios asociados a los usos del suelo y manejos (Lal, 2009), por lo que resulta en una tarea crítica para el avance del conocimiento.

Aunque existe muchos esquemas para definir almacenes del COS, el fraccionamiento físico usando energía de ultrasonido (Christensen, 1992) es un método que no provoca perturbaciones del suelo por cambios en su química y bioquímica. En lo particular, los complejos órgano-minerales primarios:

arcilla, limo y arena (Christensen, 2001), además de la materia orgánica particulada (MOP) de la fracción $< 2000 \mu\text{m}$ define almacenes diferentes (Paz *et al.*, 2014 y 2016).

Las partículas órgano-minerales y MOP de los suelos tienen diferencias substanciales en su formación, persistencia y funcionamiento (Lavalle *et al.*, 2019; Cotrufo *et al.*, 2019), por lo que pueden usarse para definir dos clases o almacenes del carbono orgánico de los suelos (COS).

En el contexto de los límites para absorber COS (saturación), se ha planteado que los suelos pueden saturarse al incrementarse el carbono de ingreso al suelo (Hassink, 1977; Carter *et al.*, 2003), lo que se observa como un comportamiento asintótico hacia una línea recta horizontal, de la relación entre el carbono de ingreso y el COS total o asociado a la fracción arcilla + limo u otro compartimento físico, químico o bioquímico (Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2007 y 2008).

El concepto de saturación de los suelos tiene hipótesis implícitas difíciles de validar con las técnicas experimentales usadas. Por ejemplo, la obtención de una relación asintótica al incrementar el ingreso de carbono al suelo, no implica necesariamente saturación, ya que puede deberse a que la tasa de ingreso de carbono (C) es mayor que su tasa de absorción en el suelo y no que algún almacén de C del suelo esté saturado. Esto es similar al concepto usado en hidrología, en donde el escurrimiento del suelo puede ser resultado de que el suelo está saturado de agua o porque la tasa de precipitación es mayor que la tasa de infiltración.

En esta contribución se presenta un marco teórico general para el caso del almacén órgano-mineral y particulado del suelo, el cual puede usarse para definir en forma simple y, experimentalmente determinada, el concepto de saturación de los suelos, para evitar hipótesis implícitas en los procedimientos actuales.

Materiales y Métodos

Modelo COLPOS

El modelo COLPOS (Paz *et al.*, 2014 y 2016), Figura 1, muestra relaciones lineales entre el tamaño de las fracciones (f) del suelo (T_f) y el carbono orgánico (acumulado) asociado a la fracción (C_f), para el caso de suelos dispersados totalmente usando ultrasonido. El suelo está compuesto por un almacén órgano-mineral (subíndice m), uno particulado (subíndice p) y una fracción de carbono orgánico inerte (COI). La fracción arcilla más limo está asociada al límite de $50 \mu\text{m}$ (T_{50}) y su concentración de carbono es C_{50} ; aunque en la literatura este límite está entre 20 a $63 \mu\text{m}$ (Lavalle *et al.*, 2019), el límite usado aquí, se comporta bien experimentalmente.

En la Figura 1a se muestra el modelo general con un patrón bilineal, uno para la parte órgano-mineral con una pendiente q de la relación lineal y otro para la parte órgano-mineral + particulada con pendiente r . Para la consideración de sólo la parte órgano-mineral, la Figura 1b muestra una relación lineal. El carbono orgánico total (C_t) está compuesto por el total órgano-mineral (C_m) y el particulado (C_p), Figura 1: $C_t = C_m + C_p$. Es importante señalar que la clase o almacén C_p que se muestra en la Figura 1a está compuesta de carbono órgano-mineral y particulado, a diferencia de la clase C_m que sólo contiene carbono órgano-mineral.

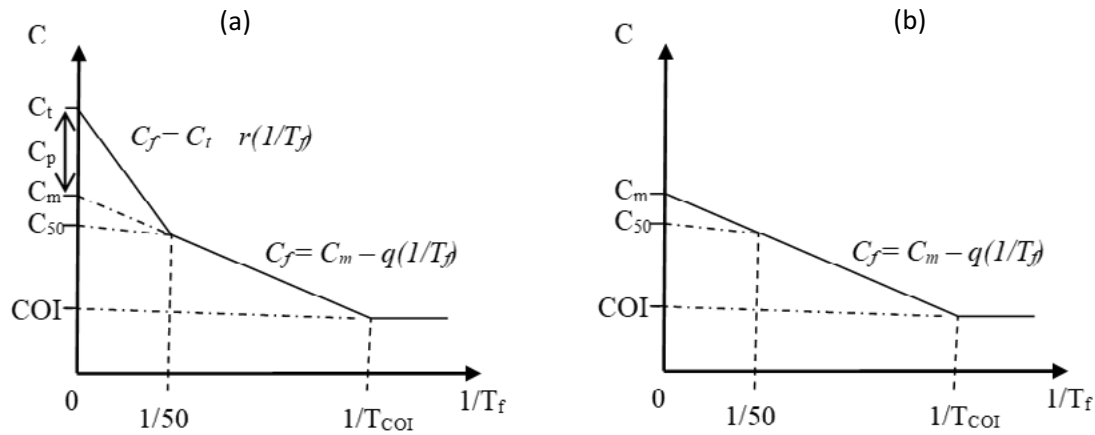


Figura 1. Distribución del carbono orgánico por fracciones (C_f), con relación al tamaño de las fracciones (T_f) del modelo COLPOS: (a) caso órgano-mineral y particulado y (b) solo órgano-mineral.

Límites de los almacenes órgano-mineral y particulado

Para desarrollar un modelo de la distribución del COS por los almacenes previamente definidos, es posible utilizar los desarrollos de Budyko (1958) y Boughton (1987) para hidrología, en los que la precipitación es C_t y, el escurrimiento superficial, C_p . C_m corresponde con lo que está en el almacén órgano-mineral. La Figura 2 muestra la división de C_t (como equivalente al C de ingreso) en un almacén órgano-mineral y uno particulado. 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). Para un suelo dado, bajo cualquier tipo de uso, manejo, clima o tipo, hay dos límites que puede cumplir la distribución del COS:

- (a) Cuando el almacén órgano-mineral está saturado ($C_m = C_{SM}$), todo el carbono se va al almacén particulado, Figura 2a, lo que implica que $C_t = C_p$.
- (b) Cuando el almacén órgano-mineral está vacío ($C_m = 0$), Figura 2b, primero es necesario llevarlo hasta la saturación ($C_p = 0$) y, después, todo el carbono orgánico entrante se va al almacén particulado, lo que define la línea recta $C_p = C_t - C_{SM}$, Figura 2b.

Las dos líneas rectas que se muestran (pendientes de 45 grados) en la Figura 2, definen los límites que debe cumplir (quedar dentro de los límites) cualquier relación entre C_t y C_p .

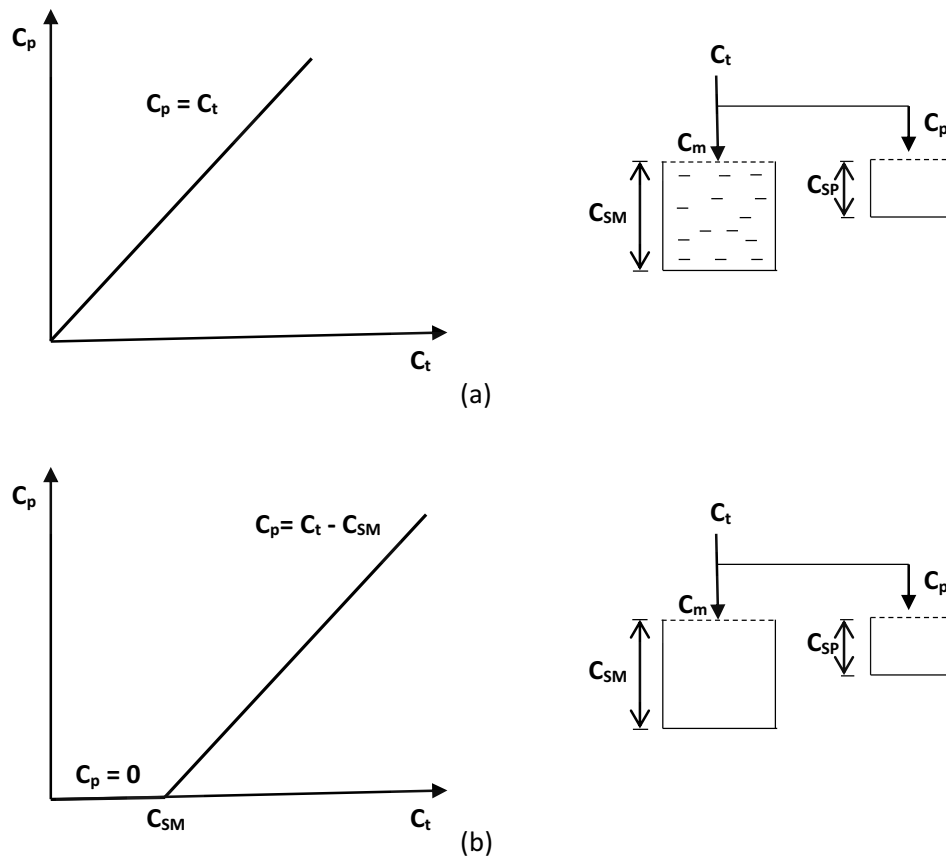


Figura 2. Relación entre C_p y C_t para un esquema de dos almacenes. (a) almacén órgano-mineral saturado y (b) vacío.

En términos de razones para límites tipo Budyko, las relaciones (1) y (2) muestran las condiciones a cumplir por las relaciones C_t y C_p :

Límite superior:

$$\frac{C_m}{C_{SM}} = \frac{(C_t - C_p)}{C_{SM}} \rightarrow 1, \text{ cuando } \frac{C_t}{C_{SM}} \rightarrow \infty \quad (1)$$

Límite inferior:

$$\frac{C_m}{C_{SM}} = \frac{(C_t - C_p)}{C_{SM}} \rightarrow 0, \text{ cuando } \frac{C_t}{C_{SM}} \rightarrow 0 \quad (2)$$

El uso de razones, relaciones (1) y (2), no es un requerimiento crítico, ya que como se muestra en la Figura 2 se pueden usar las variables C_t y C_p . Cabe destacar que ambos planteamientos dan los mismos resultados.

El caso en donde el almacén órgano-mineral tiene diferentes niveles de llenado, se muestra en la Figura 3, en donde las líneas rectas se desplazan sobre el eje C_t para los parámetros definidos, desde la situación en donde $C_{SM} = C_{SM0} = 0$, hasta el caso en donde el almacén está totalmente saturado ($C_m = C_{SM}$).

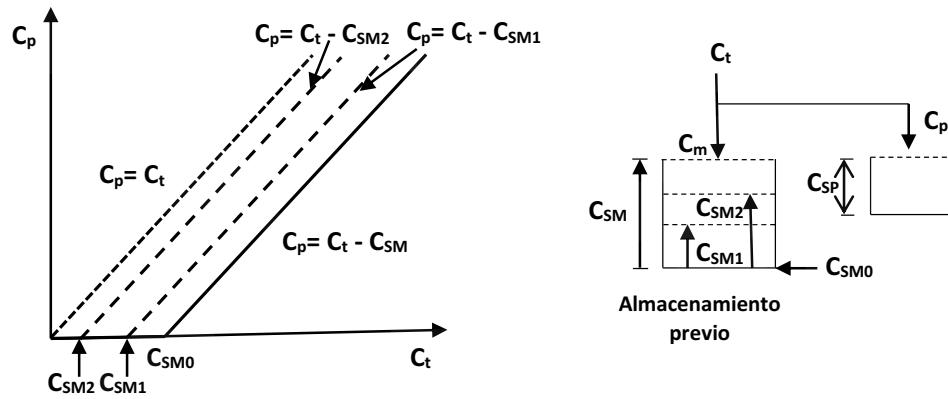


Figura 3. Relación entre C_p y C_t para un esquema de dos almacenes, donde el almacén órgano-mineral tiene diferentes niveles de llenado.

Almacenes múltiples órgano-minerales

La Figura 4 muestra el caso en el que la fracción órgano-mineral consta de dos almacenes, por lo que es necesario llenar el más pequeño (*min*) y después el más grande (*max*). El valor de C_p se refiere al total de los dos almacenes. Al inicio el almacén *min* se encuentra vacío y después de llenarse forma una relación lineal oblicua, cuya pendiente es función del tamaño del almacén, en relación al total. Cuando continúa el llenado del segundo almacén hasta su nivel máximo, se obtiene una línea recta a 45 grados, en donde todo el C_t se vuelve C_p . La proyección de la línea a 45 grados hasta el eje C_t corta en el punto $C_{SM,prom}$, que es el promedio ponderado de los tamaños (proporciones con relación al total) multiplicados por las saturaciones potenciales de los almacenes.

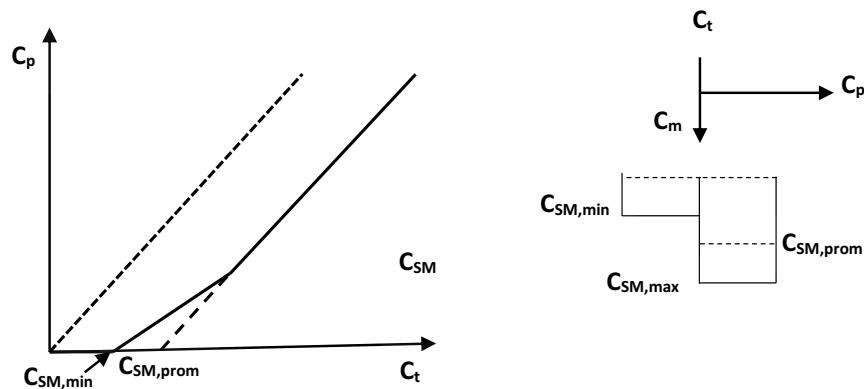


Figura 4. Relación entre C_p y C_t para un esquema de dos conjuntos de almacenes, donde el almacén órgano-mineral es representado por dos almacenes.

Usando un esquema similar al de la Figura 4, en la Figura 5 presenta el caso en el que la fracción órgano-mineral está compuesta por tres (Figura 5a) y seis almacenes (Figura 5b), como ejemplo. Lo que se puede observar en esta figura es que, a medida que el número de almacenes se incrementa, la relación multi-lineal entre C_t y C_p se aproxima a una relación no lineal continua.

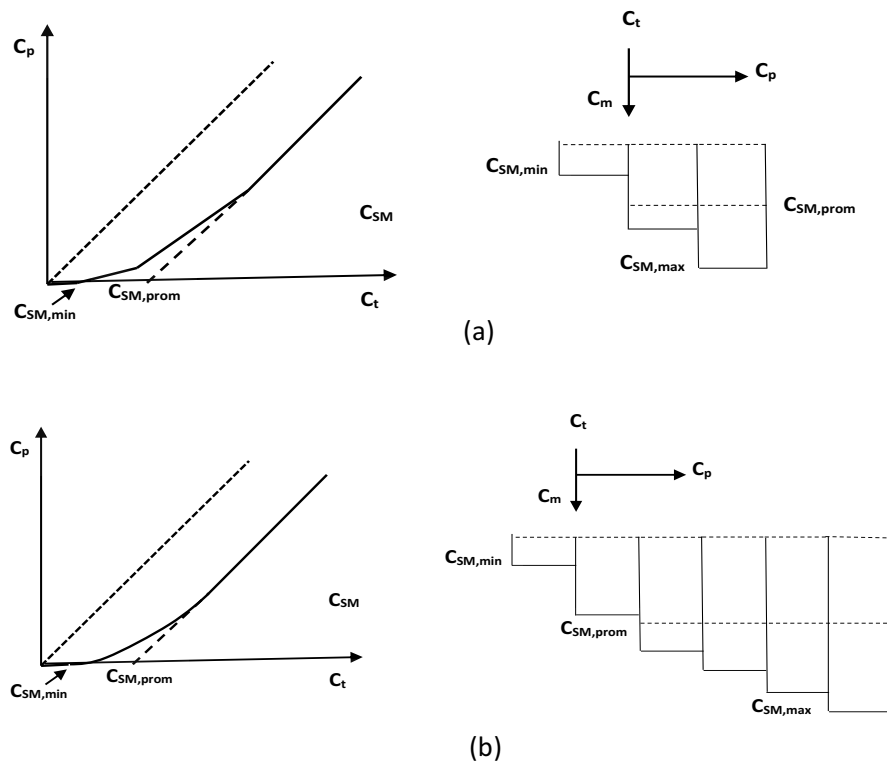


Figura 5. Relación entre C_p y C_t para un esquema de dos conjuntos de almacenes, en donde el almacén órgano-mineral se representa por: (a) tres almacenes y (b) seis almacenes.

Al igual que el caso de un solo almacén órgano-mineral de la Figura 3, para la relación no lineal (multi-lineal con un número grande o infinito de almacenes), el desplazamiento de ésta en el eje de C_t es función del llenado previo de los almacenes (Figura 6).

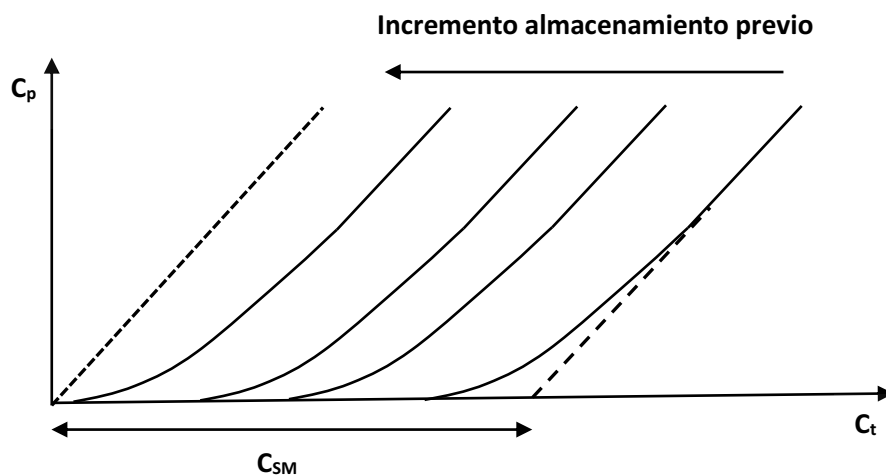


Figura 6. Relación entre C_p y C_t para un esquema de almacenes múltiples, donde el almacén órgano-mineral tiene diferentes niveles de llenado.

Modelos de la relación entre C_t y C_p

La situación de la relación C_t y C_p (totales) se muestra en la Figura 7, para el caso de cronosecuencias o experimentos de largo plazo, en donde las mediciones empíricas deben ajustarse a un modelo que cumpla los límites definidos por las relaciones (1) y (2).

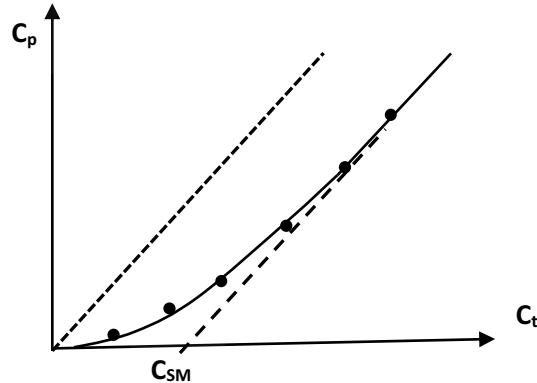


Figura 7. Relación experimental entre C_p y C_t y ajuste de modelo no lineal para el caso de cronosecuencias o experimentos de largo plazo.

Aunque hay diversas funciones matemáticas que cumplen los límites establecidos, presentan problemas como en el caso del límite de la Figura 2b (línea horizontal y a 45 grados). Con el uso de análisis dimensional y conocimiento hidrológico, Fu (1981) planteó una relación de un parámetro w de ajuste, en la que C_{SM} representa el sitio en particular:

$$C_p = (C_t^w + C_{SM}^w)^{\frac{1}{w}} - C_{SM} \quad (3)$$

Zhang *et al.* (2004) reproducen la derivación de Fu en el idioma inglés, ya que la de Fu está en chino.

Otro modelo que cumple los límites es el modelo expo-lineal propuesto por Paz (2009):

$$C_p = \frac{k}{m} \ln (1 + \exp[m(C_t - C_{SM})]) \quad (4)$$

donde $k = 1$ (línea de 45 grados) puede dejarse como constante y m es un parámetro de ajuste empírico.

Casos estudio para los análisis

Para analizar la propuesta de marco teórico que se presenta en el actual estudio, se analizan dos casos de suelos, el primero, que corresponde a un gradiente de perturbación de bosques de pino-encino y otros usos del suelo, en un andosol en Atécuaro, Michoacán, descrito por Covalada *et al.* (2011) y, el segundo, una cronosecuencia de Francia, de un bosque de pino convertido a cultivo de maíz, descrito por Balesdent *et al.* (1998). En ambos casos, los suelos se dispersaron mediante el uso de ultrasonido, hasta llegar a la separación total del suelo. Paz *et al.* (2014 y 2016) analizan estos casos estudio en el contexto del modelo COLPOS.

Resultados y Discusión

Para el caso del andosol del gradiente de perturbación, la Figura 8 muestra la relación entre C_p y C_t para muestras del suelo. Los valores que se observan en la Figura 8 corresponden a diferentes fracciones del C_p y no a diferentes valores en una secuencia temporal, como en el caso de la Figura 7.

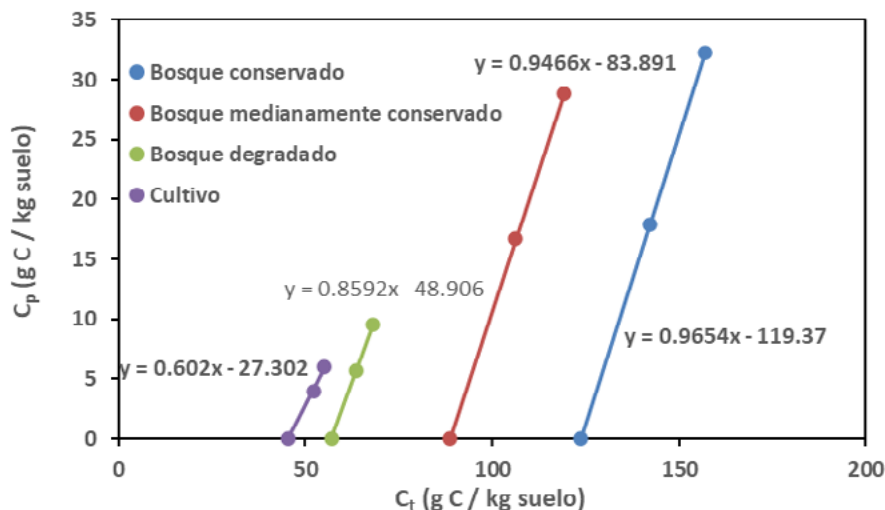


Figura 8. Relación experimental entre C_p y C_t de las fracciones de C_p para andosoles con diferentes grados de perturbación y uso del suelo.

En forma similar al caso de los andosoles, la Figura 9 muestra la relación entre C_t y C_p para la cronosecuencia de bosque a cultivo de maíz.

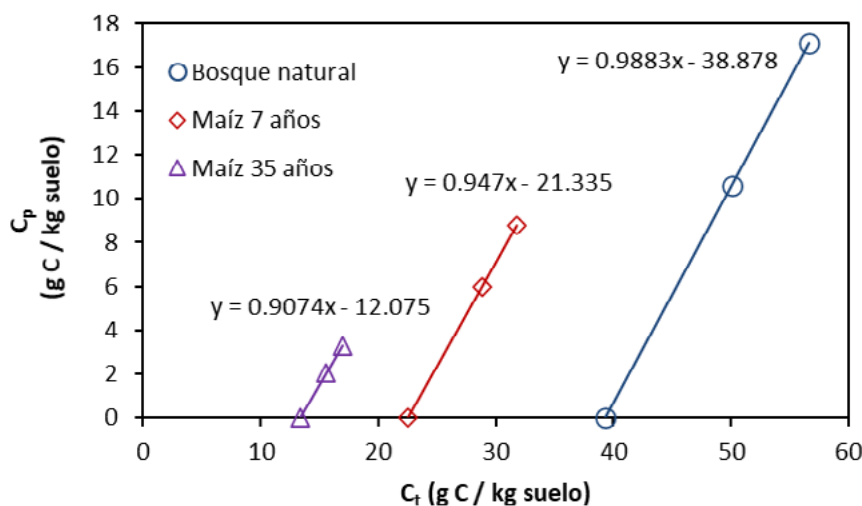


Figura 9. Relación experimental entre C_p y C_t de las fracciones de C_p para una cronosecuencia de bosque a cultivo de maíz.

Las figuras 8 y 9 muestran que, a medida que la vegetación está menos perturbada (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:

$$C_p = -A + BC_t \quad (5)$$

donde los parámetros A y B están definidos como;

$$\frac{A}{B} = C_{50} \quad (6)$$

$$B = \frac{C_p}{C_t - C_{50}} = \frac{C_t - C_m}{C_t - C_{50}} \quad (7)$$

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 $C_{SM} = C_{50}$.

La determinación de B requiere de conocer tres valores experimentales: C_t , C_p y C_{50} o C_t , C_m y C_{50} . Del análisis de los datos experimentales de Covalada *et al.* (2011), Matus *et al.* (2011) y Báez *et al.* (2011), que se discuten en Paz *et al.* (2014 y 2016), la Figura 10 muestra que la relación entre C_{50} y C_m tiene poca dispersión y puede usarse para reducir el número de parámetros requeridos, a dos.

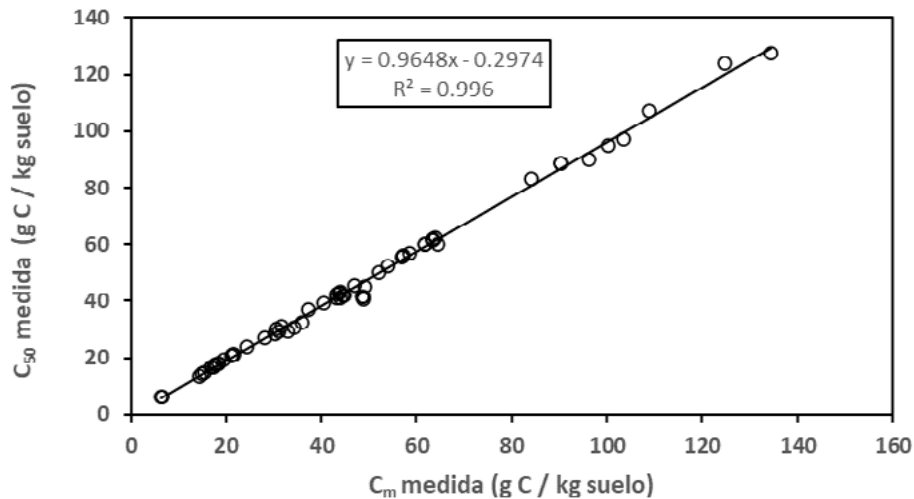


Figura 10. Relación experimental entre C_m y C_{50} para diferentes suelos y usos del suelo en México.

Finalmente, la Figura 11 muestra el ajuste del modelo de Fu, relación (3), para el caso del gradiente de perturbación en andosoles, en donde no se utilizó el dato del bosque conservado, ya que rompe el patrón del modelo.

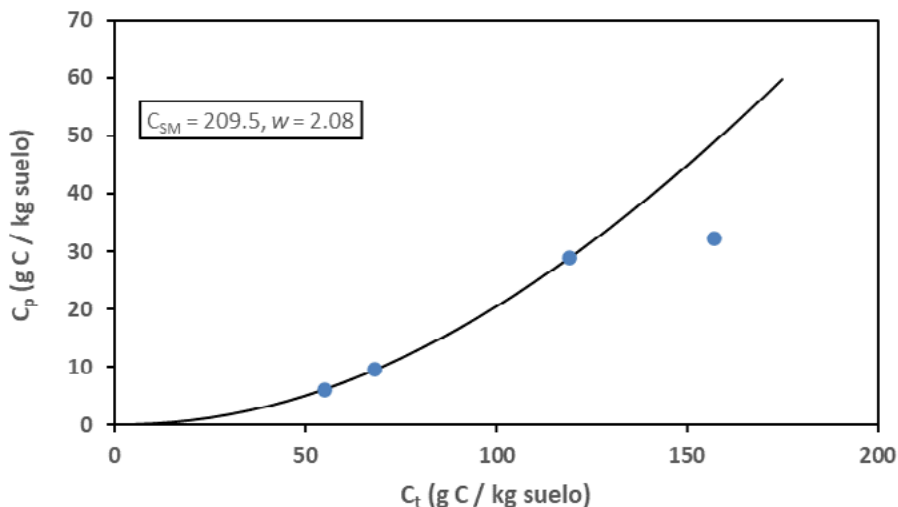


Figura 11. Ajuste del modelo de Fu a la secuencia de perturbación en andosoles.

Conclusiones

El marco teórico general que se introduce en el presente trabajo, permite definir la relación entre el carbono orgánico total (C_t) y el particulado (C_p), para lo cual se requiere conocer la saturación potencial del almacén órgano-mineral (C_{SM}). En esta dirección, el análisis de las relaciones entre C_t y C_p por fracciones, del almacén particulado, define la pendiente (B) de la relación; cuando es cercana a 1.0, el suelo está saturado completamente y C_{SM} está definida.

En otro trabajo complementario de los autores (Paz *et al.*, 2021) se define un esquema para estimar la pendiente B en función de la textura del suelo y de C_t y C_{50} .

Literatura citada

- Báez, A., C. Hidalgo, F. Matus, C. Prat y J. Etchevers. 2011. Fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. pp. 61-79. En: Gallardo J. A. (ed.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. Red POCAIBA. SiFyQA, Salamanca, España.
- Balesdent, J., E. Besnard, D. Arrouays and C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil* 201:49-57
- Boughton, W.C. 1987. Evaluating partial areas of watershed runoff. *J. Irrig. Drain. Eng.* 113: 356-366
- Budyko, M.I., 1958. The Heat Balance of the Earth's Surface. pp. 144-155. *Natl. Weather Serv., U.S. Dept. of Commer., Washington, D.C.* <https://doi.org/10.1080/00385417.1961.10770761>
- 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
- Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Christensen, B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353.
- Cotrufo, M.F., M.G. Ranalli, M.L. Haddix, J. Six and E. Lugato. 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience* 12:989-994
- Covalada, S., J. F. Gallardo, F. Garcia-Oliva, H. Kirchmann, C. Prat, and M. Bravo. 2011. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use and Management* doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x
- Fu, B.P., 1981. On the calculation of the evaporation from land surface (in Chinese). *Sci. Atmos. Sin.* 51: 23-31. http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTOTAL-DQXK198101002.htm
- 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
- Lal, R. 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science* 60:158-169
- Lavallee, J.M., J.L. Soong and M.F. Cotrufo. 2019. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.14859
- Matus, F., E. Garrido, C. Hidalgo, F. Paz, J. Etchevers, C. Merino y A. Báez. 2016. Carbon saturation in the silt and clay particles in soils with contrasting mineralogy. *Terra Latinoamericana* 34:311-319
- Matus, F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, and J. Etchevers. 2011. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292.
- Paz, F., 2009. Myths and fallacies about the curve number hydrological method of the SCS/NRCS. *Agrociencia* 43: 521-528. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952009000500007
- Paz Pellat, F., S. Covalada y J. D. Etchevers. 2014. Distribución del carbono orgánico en los diferentes tamaños de partículas del suelo: modelo simple de cinética lineal. *Terra Latinoamericana* 32:127-142
- Paz, F., S. Covalada, 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 *et al.* 2021. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: saturación potencial
- 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
- Stewart, C.E., A.F. Plante, K. Paustian, R.T. Conant and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:379-392
- Zhang, L., Hickel, K., Dawes, W.R., Chiew, F.H.S., Western, A.W., Briggs, P.R., 2004. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resour. Res.*, 40, W02502. doi:10.1029/2003WR002710.

7.22. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: saturación potencial

Paz-Pellat Fernando¹; Velázquez Alma S.²; Covalada Sara³; Matus Francisco⁴; Hidalgo Claudia⁶; Báez Aurelio⁵ y Etchevers Jorge⁶

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

² Facultad de Ciencias. Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México

³ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁴ Laboratorio de Conservación y Dinámica de Suelos Volcánicos, Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

⁵ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío-INIFAP, Guanajuato, México

⁶ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México 56230, México.

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La parametrización del modelo de fraccionamiento del carbono orgánico total de los suelos requiere del conocimiento del potencial de saturación de los almacenes. Orientados al objetivo de definir y estimar el nivel de saturación del carbono orgánico de los suelos, se revisan diferentes esquemas conceptuales que se usan en la literatura, para analizar sus limitaciones. Con el uso de una base de datos de fraccionamiento físico por ultrasonido de suelos mexicanos y un conjunto de valores de suelos cercanos a su saturación, se analizaron los patrones asociados a los esquemas conceptuales de saturación usados en la literatura, para clarificar su invalidez y replantear el problema de evaluación en función de la estimación de la pendiente B (0-1, donde 1 es saturación) de las fracciones particuladas, en función de la total. Las curvas iso-pendientes B planteadas permiten estimar su valor con el dato de textura y la razón entre el carbono orgánico total y el de la fracción arcilla más limo, lo que define una relación entre estos almacenes de carbono en función de la textura del suelo. Esta metodología de estimación requiere validarse con más datos para hacerla operativa.

Palabras clave: *textura, almacenes del carbono orgánico, partición del carbono total, pendiente B, relación carbono total/carbono arcilla más limo.*

Abstract

The parameterization of the partition model of the total organic carbon of the soils requires the knowledge of the saturation potential of the compartments. Oriented to the objective of defining and estimating the level of organic carbon saturation in soils, different conceptual schemes used in the literature are reviewed to analyze their limitations. Using a database of physical fractionation by ultrasound of Mexican soils and a set of values of soils close to their saturation, the patterns associated with the conceptual saturation schemes used in the literature are analyzed to clarify their invalidity and rethink the estimation problem based on the estimation of the slope B (0-1, where 1 is saturation) of the particulate fractions as a function of total carbon. The iso-slope curves B proposed allow estimating their value with the texture data and the ratio between the total organic carbon and that of the clay plus silt fraction, which defines a relationship between these carbon compartments as a function of the soil texture. This estimation methodology requires validation with more data to make it operational.

Key words: *texture, organic carbon compartments, total carbon partition, slope B, total carbon / clay plus silt carbon ratio.*

Introducción

La estabilización del carbono orgánico de los suelos (COS) puede asociarse a mecanismos físicos, químicos o bioquímicos (Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2008), los cuales tienen una capacidad limitada para almacenar carbono (C), por lo que contrasta con los modelos de cinéticas de primer orden que asumen que existe una relación lineal entre el COS y el carbono de ingreso (C_i) al suelo (Paustian *et al.*, 1997).

La saturación del C orgánico de los suelos se ha planteado a partir del análisis de experimentos en campo. Hassink (1997) analizó dos suelos, uno de ellos con cultivo de largo plazo y, el otro, en pastizales naturales aledaños, concluyendo que dado que el carbono en la fracción arcilla más limo (límite de 20 μm) entre ambos usos del suelo eran similares, esa fracción del COS estaba saturada. El análisis de diferentes suelos con vegetación de largo plazo, supuestos como saturados, fue utilizado por Hassink (1997) para establecer una relación entre la masa de la fracción arcilla más limo ($M_{\text{arc+lim}}$) con su contenido de carbono ($C_{\text{arc+lim}}$). Este tipo de relación la utilizaron Angers *et al.* (2011) para definir el déficit de saturación de carbono (saturación menos actual) en los suelos de Francia, lo que permitió establecer áreas con mayor potencial de secuestro de carbono.

Aunque es posible conceptualizar diversos compartimentos del suelo en términos físicos, químicos o bioquímicos (Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2008), en este trabajo se utilizarán los fraccionamientos físicos (Christensen, 1992 y 2001) por dispersión de los suelos con ultrasonido (Covaleda *et al.*, 2011; Matus *et al.*, 2011). El uso del fraccionamiento físico es congruente con el planteamiento de que la dinámica de los cambios del COS es función de la accesibilidad y no de la recalcitrancia de la materia orgánica (Dungait *et al.*, 2012).

La fracción del suelo menor a 2000 μm , se fraccionó por energía de ultrasonido para generar fracciones de partículas primarias (arcilla, limo, arena; por ejemplo) y materia orgánica particulada (fracción arena), lo cual se usó para analizar sus concentraciones (C_f) y patrones con relación al tamaño de las fracciones $f(T_f)$ del suelo.

La saturación potencial de la fracción órgano-mineral (C_{SM}) es un parámetro clave para modelar la relación entre el carbono orgánico total (C_t) y el particulado (C_p) y así establecer un criterio objetivo para determinar el nivel de saturación (órgano-mineral y total) de los suelos (Paz *et al.*, 2021). En este trabajo se plantean metodologías para estimar C_{SM} en los suelos.

Materiales y Métodos

Enfoques para determinar la saturación del carbono orgánico de los suelos

De acuerdo con los análisis de Hassink (1997), para el caso de suelos con vegetación de largo plazo, saturados o cercanos a la saturación, es posible establecer una relación lineal entre $M_{\text{arc+lim}}$ y $C_{\text{arc+lim}}$, Figura 1, usando los valores más altos (supuestos como saturados). Diferentes autores (Hassink, 1997; Matus y Maire, 2000; Six *et al.*, 2002; Feng *et al.*, 2013) han utilizado este tipo de análisis, con resultados diferentes de las constantes de la relación lineal, poniendo en duda la existencia de una relación universal.

La relación entre $M_{\text{arc+lim}}$ también ha sido utilizada por Carter *et al.* (2003) para asociarla al carbono orgánico total (C_t) y carbono total órgano-mineral (C_m). Rühlmann (1999) planteó una relación no lineal entre $M_{\text{arc+lim}}$ con C_t usando diferentes argumentos con relación a la capacidad de absorción de carbono de la fracción órgano-mineral y la reducción de su área superficial.

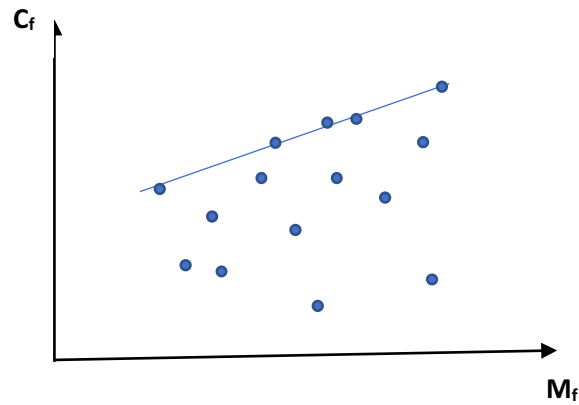


Figura 1. Relación hipotética entre la masa de fracción (arcilla más limo) y el carbono orgánico de la fracción (C_{arcilim} , C_m o C_t), donde se establece una relación lineal con los valores máximos (saturación) y la masa de la fracción.

Una forma que evita hipotetizar que la saturación de carbono está asociada a su valor máximo, es el análisis de la relación el carbono de ingreso al suelo (C_i) y el almacén total, o de sus compartimentos de carbono (Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2007 y 2008; Gulde *et al.*, 2008; Feng *et al.*, 2014), Figura 2.

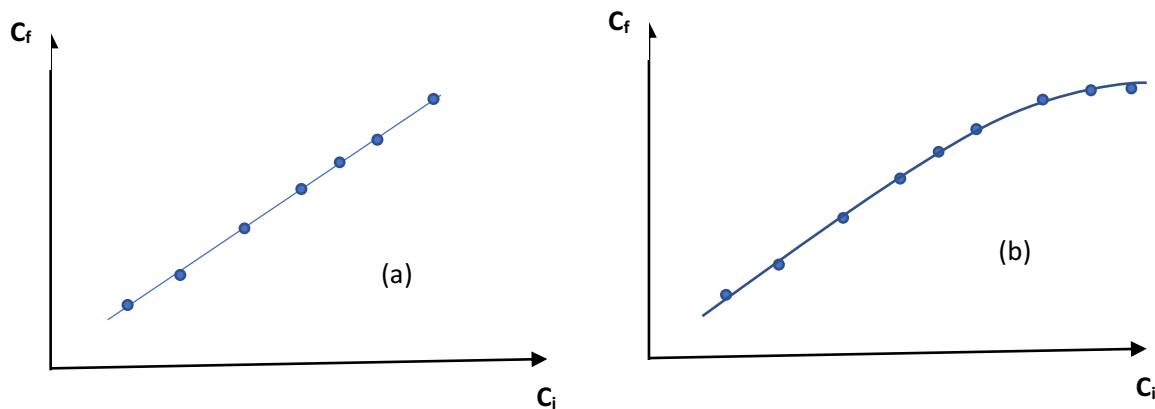


Figura 2. Relaciones hipotéticas entre el carbono de ingreso al suelo (C_i) y el carbono de la fracción (total o de un compartimento): (a) no saturación y (b) saturación.

Para un modelo de cinética lineal, la relación entre el ingreso del carbono y el carbono de los almacenes es de tipo lineal (Paustian *et al.*, 1997), Figura 2a, lo que implica que el carbono no se satura y crece indefinidamente al incrementarse los ingresos. Para un modelo de saturación del carbono, Figura 2b, la relación es asintótica, tendiendo a que, al incrementarse los ingresos, el carbono en la fracción no se incrementa y permanece constante. Hassink y Whitmore (1997) y Stewart *et al.* (2007 y 2008) presentan modelos matemáticos para los casos que se muestran en la Figura 2.

Diversos autores (Hassink, 1997; Carter *et al.*, 2003; Gulde *et al.*, 2008; Feng *et al.*, 2014) plantean que la saturación del carbono orgánico en los suelos se da en forma progresiva, saturándose primero las fracciones órgano-minerales y después el carbono orgánico particulado, definiendo una jerarquía de saturación (Gulde *et al.*, 2008). Por ejemplo, Matus *et al.* (2016) muestra que primero se satura la fracción arcilla antes que la fracción limo.

Una forma alternativa a la que se muestra en la Figura 2, para definir el concepto de saturación, es utilizar el carbono total (C_t) como subrogado de C_i (Stewart *et al.*, 2008). Así, la relación de C_t con

compartimentos (físicos, químicos o bioquímicos) puede analizarse para revisar si éstos se saturan (Stewart *et al.*, 2008).

Modelo de distribución del carbono orgánico por fracciones físicas del suelo

De acuerdo con el modelo COLPOS (Paz *et al.*, 2014 y 2016b), Figura 3, las relaciones entre el tamaño de las fracciones (f) del suelo (T_f) y el carbono orgánico (acumulado) asociado a la fracción (C_f), son de tipo lineal (suelos dispersados totalmente usando ultrasonido). De acuerdo con el modelo, el suelo está integrado por un almacén órgano-mineral (subíndice m), uno particulado (subíndice p) y una fracción de carbono orgánico inerte (COI), por lo que $C_t = C_m + C_p$. La fracción arcilla más limo está asociada al límite de $50 \mu\text{m}$ (T_{50}) y su concentración de carbono es C_{50} ; aunque en la literatura este límite está entre 20 y $63 \mu\text{m}$ (Lavalley *et al.*, 2019), el límite usado se comporta bien experimentalmente.

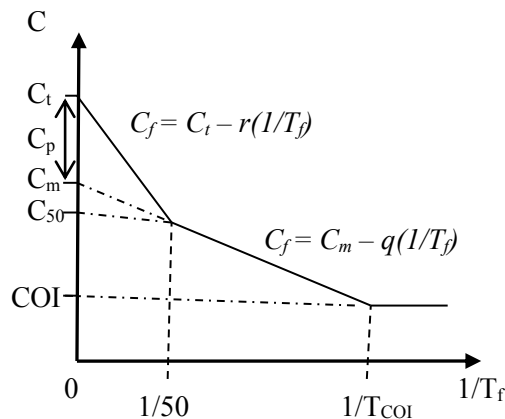


Figura 3. Distribución del carbono orgánico por fracciones (C_f) con relación al tamaño de las fracciones (T_f) del modelo COLPOS.

De acuerdo con la Figura 3, los patrones de distribución del carbono orgánico conforman dos clases generales: solo carbono órgano-mineral y carbono órgano-mineral más particulado. La disimilitud entre el carbono órgano-mineral y el particulado, se basa en sus diferencias dinámicas y estructurales (Lavalley *et al.*, 2019).

Modelo de la relación C_t versus C_p

Paz *et al.* (2021) plantearon un modelo de partición del carbono orgánico total en los compartimentos órgano-mineral y particulado. La Figura 4 muestra los límites que debe cumplir un modelo (línea discontinua).

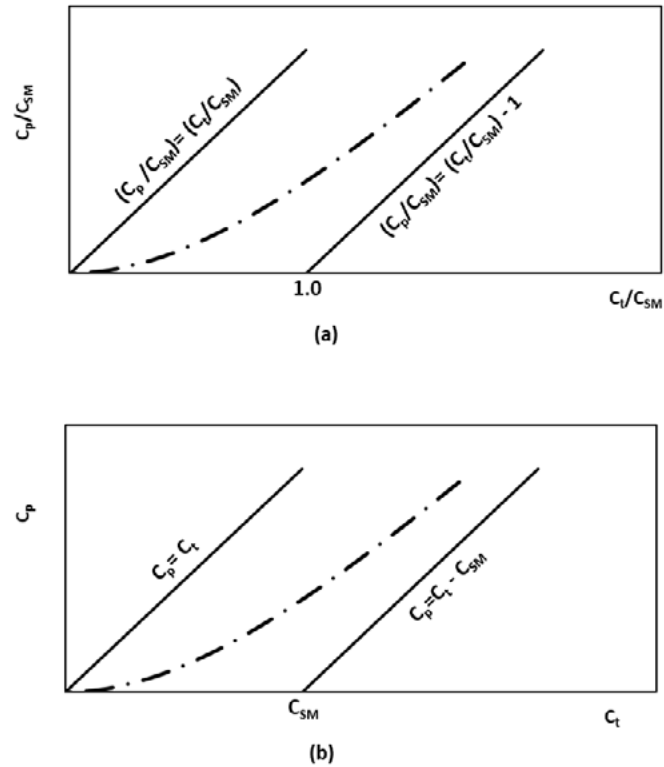


Figura 4. Límites a cumplir de modelo de partición del del carbono orgánico total en sus compartimentos órgano-mineral y particulado: (a) formato de razones y (b) formato de almacenes.

En términos de un suelo particular, fraccionamiento físico, la relación entre el carbono orgánico particulado y el total esta dado por:

$$C_p = BC_t - A \quad (1)$$

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 carbono, por lo que $A=C_{SM} = C_{50}$. De lo anterior, B es una medida objetiva del grado de saturación (órgano-mineral y total) del suelo, lo cual define la saturación ($B \rightarrow 1$) cuando $C_m \rightarrow C_{50}$.

Casos de estudio para análisis

Con el objetivo de analizar patrones asociados a la saturación del carbono, se utilizó un conjunto de mediciones de fraccionamientos físicos con ultrasonido, de suelos mexicanos (Covaleda *et al.*, 2011; Matus *et al.*, 2011 y Báez *et al.*, 2011), datos que se analizan en Paz *et al.* (2014 y 2016b). Adicionalmente, se consideró un pequeño conjunto de mediciones de datos de fraccionamientos de suelos saturados, o cercanos a su saturación, de diferentes fuentes publicadas en la literatura, solo como contexto de los patrones de los suelos mexicanos analizados.

Resultados y discusión

Para conceptualizar en forma correcta la saturación de los almacenes de carbono orgánico, es importante comparar variables bajo la misma base. Por ejemplo, en la Figura 5a se muestra la relación entre C_t (subrogado de C_i) con C_{50} (arcilla más limo) para diferentes usos del suelo en andosoles

(Covaleda *et al.*, 2011). Del concepto de saturación (Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2007 y 2008), la Figura 5a muestra un patrón de saturación a partir de alrededor de 150 g C / kg suelo, en donde el comportamiento es asintótico a una línea horizontal. Ahora bien, si se compara únicamente la fracción órgano-mineral, el patrón de la Figura 5b muestra que no se presenta saturación, por lo que es importante comparar relaciones entre comportamientos (cinéticos) similares y no entre dos patrones diferentes de comportamiento (ver Figura 3).

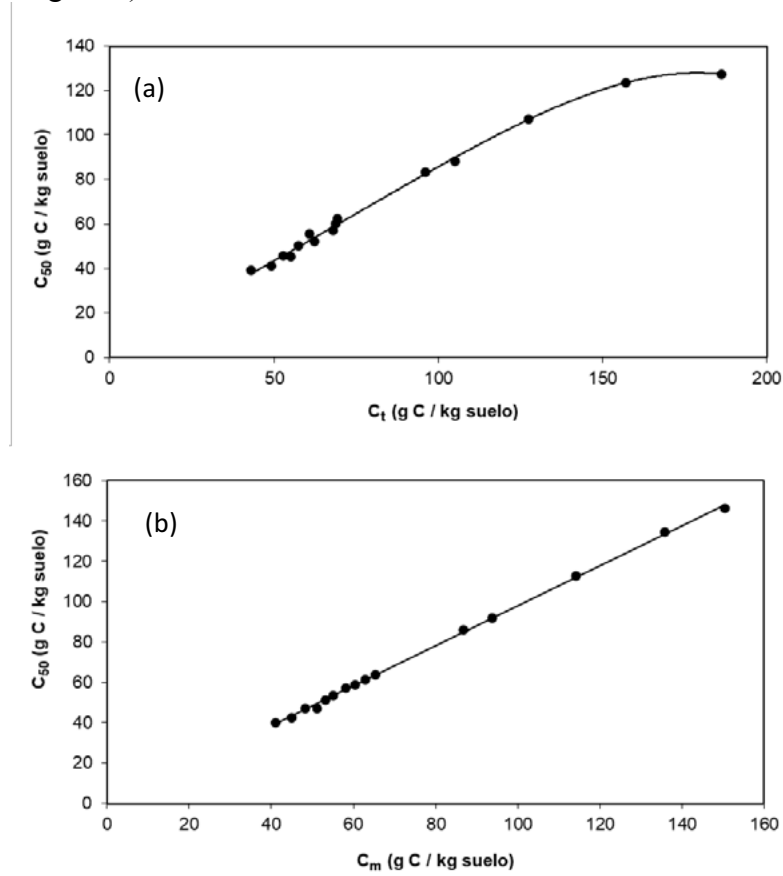


Figura 5. Patrones entre almacenes del carbono orgánico de suelos andosoles con diferentes usos del suelo: (a) patrón asintótico entre C_t y C_{50} y (b) patrón lineal entre C_m y C_{50} . Adaptado de Paz *et al.* (2012).

La relación entre el carbono orgánico total y el de la fracción arcilla más limo (límite de 50 μm) se muestra en la Figura 6, para los suelos mexicanos analizados.

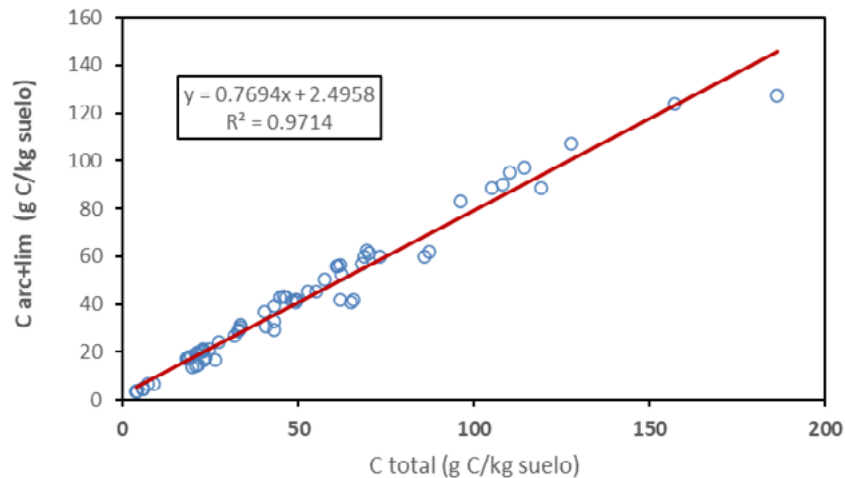


Figura 6. Relación entre C_t y $C_{arc+lim}$ para los suelos mexicanos analizados.

Aun cuando se ha planteado la relación entre el carbono orgánico total y el de la fracción arcilla más limo, como de tipo universal (Paz *et al.*, 2014 y 2016b; Matus, 2021), la Figura 6 muestra poca dispersión en la relación lineal, lo que justifica esta propuesta. No obstante, como se discute más adelante, el patrón lineal de la Figura 6 es función de la masa de la fracción arcilla más limo, por lo que no es universal.

Con el uso de datos publicados en la literatura, de los que se obtuvo un valor de $B > 0.98$, este conjunto se utilizó para establecer una referencia de cercanía a la saturación en los análisis siguientes. La Figura 7a muestra los patrones entre la masa de la fracción arcilla más limo, con relación al carbono orgánico de esta misma fracción y la Figura 7b con relación al carbono orgánico total. En la Figura 7 se observa el resultado erróneo de confundir valores máximos del carbono con saturación.

Paz *et al.* (2016a) establecieron una relación matemática entre la masa de la fracción arena (recíproco de la fracción arcilla más limo) y el carbono orgánico total, para los suelos de México, para grupos de vegetación. Paz *et al.* (2021) utilizaron las relaciones matemáticas establecidas para estimar las ganancias máximas de COS para los suelos mexicanos, en función de los grupos de vegetación definidos.

La discusión sobre el establecimiento de relaciones entre la saturación y la textura de los suelos, está sesgada por la falta de uso de medidas objetivas de la saturación del carbono orgánico, por lo que es necesario reposicionar el problema en forma correcta. Un valor alto del COS no tiene una relevancia objetiva particular, salvo la idea de que, entre mayor es el valor del COS, más cerca esta de la saturación. Este concepto es dependiente del tipo de suelo y su capacidad de absorción de materia orgánica.

Una medida correcta (visión desde la fracción órgano-mineral del carbono del suelo) es utilizar una relación de la textura con respecto a C_{50}/C_t o C_t/C_{50} , tal como se muestra en la Figura 8. Aunque no hay suficientes datos para los valores bajos de $M_{arc+lim}$, un posible ajuste, para cada clase de B, es una función tipo Gaussiano o similar.

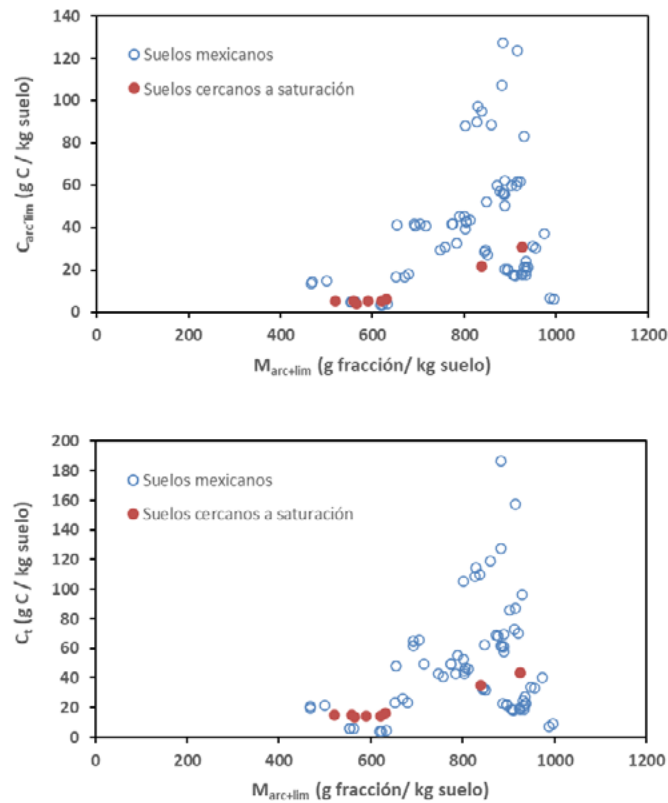


Figura 7. Relación entre la masa de la fracción arcilla más limo con respecto a: (a) $C_{arc+lim}$ y (b) C_t de los suelos mexicanos analizados, más subconjunto de datos cercanos a la saturación.

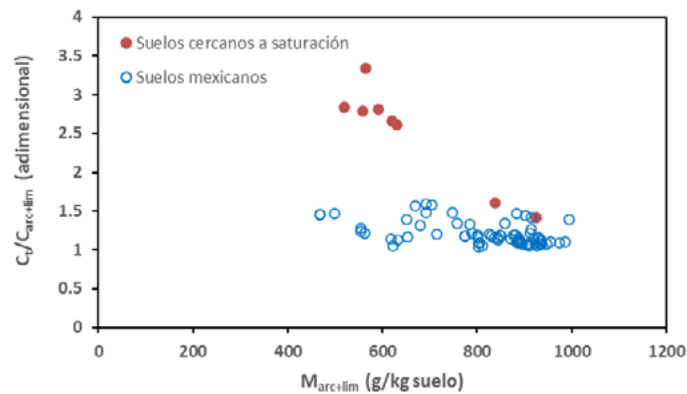


Figura 8. Relación entre la masa de la fracción arcilla más limo con respecto a $C_t/C_{arc+lim}$ de los suelos mexicanos analizados, más subconjunto de datos cercanos a la saturación.

Un espacio para analizar los patrones asociados a valores de la pendiente B es el definido entre $1000 - M_{arc+lim}$ (fracción arena) y la razón $C_t/C_{arc+lim}$, Figura 9, en donde esta razón se seleccionó para mostrar que los valores más saturados son los mayores.

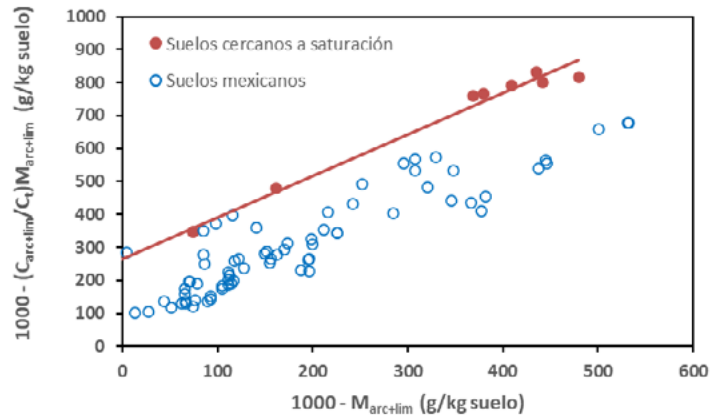


Figura 9. Relación entre $1000 - M_{arc+lim}$ (fracción arena) y la razón $C_t/C_{arc+lim}$ de los suelos mexicanos analizados, más subconjunto de datos cercanos a la saturación.

Aunque la información que se muestra en la Figura 9 está incompleta (faltan valores para las masas de arena con valores mayores a 500 g/kg suelo), es posible definir tres relaciones matemáticas viables para una determinado valor o intervalo de B:

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

$$Y = a - b(\exp - cX) \quad (3)$$

$$Y = a + bX^c \quad (4)$$

Usando diferentes argumentos, se puede esperar que las constantes de las relaciones (2) a (4) estén relacionadas entre sí, por lo que estas relaciones pueden ser puestas en función de un solo parámetro y así resolverlas con el dato de la textura y la razón $C_t/C_{arc+lim}$, para determinar a qué curva de valor B pertenece el punto. Por ejemplo, el modelo de la relación (3) puede ponerse como: $Y = A+B[1-\exp(-CX)]$, y plantearse como $Y = (A+B)-B\exp(-CX)$, lo que implica que a y b , relación (3), están linealmente relacionados.

Usando las relaciones (2) y (3), por ejemplo, para el espacio definido en la Figura 9 y resolviéndola para $C_{arc+lim}$ en función de C_t se obtiene;

$$C_{arc+lim} = \left[\frac{1000(1-b)-a}{M_{arc+lim}} + b \right] C_t \quad (5)$$

$$C_{arc+lim} = \left[\frac{1000-a}{M_{arc+lim}} + \left(\frac{b}{M_{arc+lim}} \right) \exp\{-c(1000 - M_{arc+lim})\} \right] C_t \quad (6)$$

Lo que implica que las relaciones entre $C_{arc+lim}$ y C_t son función de la textura del suelo, ya que para cada valor de $M_{arc+lim}$ le corresponde una relación lineal cuya pendiente esta definida por las relaciones (5) o (6), o similares.

Conclusiones

La metodología genérica planteada permite estimar el nivel de saturación del carbono orgánico del suelo y parametrizar el modelo de partición de carbono orgánico con el valor de C_{SM} a estimar.

Para validar el esquema de modelación introducido, es necesario contar con una base de datos de texturas, todos los tipos de suelos, con cubrimiento completo, lo cual se realizará más adelante por los autores.

Literatura citada

- Angers, D.A., D. Arrouays, N.P.A. Saby and C. Walter. 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management* 27:448-452
- Báez, A., C. Hidalgo, F. Matus, C. Prat y J. Etchevers. 2011 fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. pp. 61-79. En: Gallardo J. A. (ed.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. Red POCAIBA. SiFyQA, Salamanca, España.
- 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
- Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Christensen, B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353.
- Covaleda, S., J. F. Gallardo, F. Garcia-Oliva, H. Kirchmann, C. Prat, and M. Bravo. 2011. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Trans Mexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use and Management* doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x
- Dungait, J.A.J., D.W. Hopkins, A.S. Gregory and A.P. Whitmore. 2012 Soil organic turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18:1781-1796
- Feng, W., A.F. Plante and J. Six. 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. *Biogeochemistry* 112:81-93
- Feng, W., M. Xu, M. Fan, S.S. Malhi, J.J. Schoenau, J. Six and A.F. Plante. 2014. Testing for soil carbon saturation behavior in agricultural soils receiving long-term manure amendments. *Can. J. Soil Sci.* 94:281-294
- 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
- Hassink, J. and A.P. Whitmore. 1997. A model of physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:131-139
- Lavallee, J.M., J.L. Soong and M.F. Cotrufo. 2019. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.14859
- Matus, F. 2021. Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulation in soils: a meta-analysis. *Scientific Reports* <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>
- Matus, F.J. y C.R. Maire. 2000. Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno. *Agricultura Técnica (Chile)* 60:112-126
- Matus, F., E. Garrido, C. Hidalgo, F. Paz, J. Etchevers, C. Merino y A. Báez. 2016. Carbon saturation in the silt and clay particles in soils with contrasting mineralogy. *Terra Latinoamericana* 34:311-319
- Matus, F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, and J. Etchevers. 2011. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292.
- Paustian, K., H. P. Collins and E. A. Paul. 1997. Management controls on soil carbon. pp: 15-49. In: E. A. Paul, K. H. Paustian, E. T. Elliot and C. Vernon (eds.). *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long Term Experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL
- Paz, F. 2012. ¿Dinámicas diferentes o saturación del carbono orgánico en los suelos? 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. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05. pp. 181-187.
- Paz Pellat, F., S. Covaleda y J. D. Etchevers. 2014. Distribución del carbono orgánico en los diferentes tamaños de partículas del suelo: modelo simple de cinética lineal. *Terra Latinoamericana* 32:127-142
- Paz Pellat, F., J. Argumedo Espinoza, C.O. Cruz Gaistardo, J.D. Etchevers y B. de Jong. 2016a. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310
- Paz, F., S. Covaleda, C. Hidalgo, J. Etchevers y F. Matus. 2016b. Modelación simple y operativa de la distribución del carbono orgánico por fracciones físicas en los suelos. *Terra Latinoamericana* 34:321-337
- Paz-Pellat, F., A.S. Velázquez-Rodríguez, J.D. Etchevers-Barra, C.I. Hidalgo-Moreno, M. Bolaños-González, B. de Jong, S. Covaleda-Ocón, M. Fuentes-Ponce, G. Vela-Correa, F. García-Oliva, Mario Guevara y R. Vargas. 2019. Capítulo 20: Suelos. En: F. Paz-Pellat, J.M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez. *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México. ISBN 978-607-96490-7-4 pp. 436-468
- Paz et al. 2021. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: marco teórico general. En estas mismas memorias.
- 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
- 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
- Stewart, C.E., A.F. Plante, K. Paustian, R.T. Conant and J. Six. 2008. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:379-392

7.23. Patrones de las relaciones C-N-P-S del fraccionamiento físico de los suelos

Paz-Pellat Fernando¹; Velázquez Alma S.²; Covalada Sara³; Matus Francisco⁴; Hidalgo Claudia⁶; Báez Aurelio⁵ y Etchevers Jorge⁶

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

² Facultad de Ciencias. Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México

³ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁴ Laboratorio de Conservación y Dinámica de Suelos Volcánicos, Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

⁵ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío-INIFAP, Guanajuato, México

⁶ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México 56230, México.

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

Se analiza el acoplamiento de los constituyentes de los suelos C-N-P-S en el fraccionamiento físico por ultrasonido, con relación a los patrones del modelo COLPOS, usando diversos estudios de caso publicados en la literatura. Los resultados muestran relaciones lineales entre las pendientes del modelo COLPOS para los elementos analizados, así como para pares y tripletes de estos elementos. El parámetro de saturación de un elemento, así como pares y tripletes, presenta relaciones lineales en algunos casos y en otros se presentó dispersión en las relaciones. Los resultados presentados soportan esquemas de modelación acoplada y simplificada; aunque es necesario realizar más análisis usando datos con dispersión completa de los suelos y más puntos (fracciones físicas) en las relaciones analizadas.

Palabras clave: *modelo COLPOS, sonicación, relaciones lineales entre pendientes q, relaciones entre saturación de los elementos, modelación acoplada y simplificada*

Abstract

The coupling of the soil constituents, C-N-P-S, in the physical fractionation by ultrasound, in relation to the patterns of the COLPOS model is analyzed in this work using various case studies published in the literature. The results show linear relationships between the slopes of the COLPOS model for the elements analyzed, as well as for pairs and triplets of these elements. The saturation parameter of an element, as well as pairs and triplets, presents linear relationships in some cases and in others there was dispersion in the relationships. The results presented support coupled and simplified modeling schemes; although it is necessary to carry out more analysis using data with complete dispersion of the soils and more points (physical fractions) in the analyzed relationships.

Key words: *COLPOS model, sonication, linear relationships between slopes q, relationships between element saturation, coupled and simplified modeling*

Introducción

Con la finalidad de modelar la dinámica del carbono orgánico de los suelos (COS), se han desarrollado múltiples modelos de tipo mecanicista (Manzoni y Porporato, 2009), muchos de los cuales consideran la interacción entre el COS y el nitrógeno orgánico de los suelos (NOS). Para aproximar la modelación entre múltiples nutrientes o elementos del suelo, se utiliza el enfoque de relaciones estequiométricas (Elsser, 2000), que permanecen relativamente constantes. Para los suelos hay múltiples

modelos basados en relaciones estequiométricas de C-N-P-S (Parton *et al.*, 1988; Bosatta y Agren, 1991; Manzoni *et al.*, 2012), en los que se utilizan las razones (*e.g.* C/N, C/P, C/S, etc.) entre los elementos.

En esta contribución se analizan los patrones de las relaciones C-N-P-S, producto de esquemas de fraccionamiento físico de los suelos utilizando técnicas de ultrasonido (Christensen, 1992, 2001).

Materiales y Métodos

Modelo COLPOS

En la Figura 1 se muestran relaciones lineales entre el tamaño de las fracciones (f) del suelo (T_f) y el carbono orgánico (acumulado) asociado a la fracción (C_f), para el caso de suelos dispersados totalmente usando ultrasonido, que es la base del modelo COLPOS (Paz *et al.*, 2014b y 2016). El suelo se conceptualiza como constituido por un almacén órgano-mineral (subíndice m), uno particulado (subíndice p) y una fracción de carbono orgánico inerte (COI). La fracción arcilla más limo está asociada al límite de 50 μm (T_{50}) y su concentración de carbono es C_{50} .

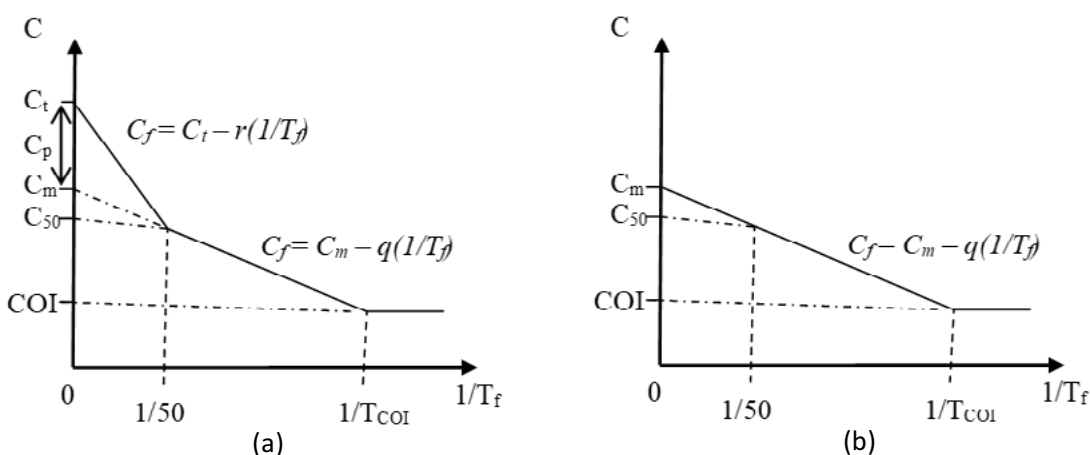


Figura 1. Distribución del carbono orgánico por fracciones (C_f) con relación al tamaño de las fracciones (T_f) del modelo COLPOS: (a) caso órgano-mineral y particulado y (b) solo órgano-mineral.

El modelo COLPOS presenta un patrón bilineal, uno para la parte órgano-mineral con una pendiente q de la relación lineal y otro para la parte órgano-mineral + particulada con pendiente r . Si solo se considera la parte órgano-mineral, la Figura 1b muestra una relación lineal. El carbono orgánico total (C_t) está constituido por el carbono total órgano-mineral (C_m) y el particulado (C_p), $C_t = C_m + C_p$. De la Figura 1 es necesario enfatizar que la clase o almacén ($C_t - C_{50}$) está compuesta de carbono órgano-mineral y particulado, a diferencia de la clase C_m que solo contiene carbono órgano-mineral.

Capacidad de almacenamiento de carbono orgánico de los suelos

El marco teórico introducido por Paz *et al.* (2021) plantea una relación entre C_p y C_t , Figura 2 (C_{SM} es el carbono órgano-mineral de saturación; Paz *et al.*, 2021b):

$$C_p = -A + BC_t \quad (1)$$

en donde los parámetros A y B están definidos como:

$$\frac{A}{B} = C_{50} \quad (2)$$

$$B = \frac{C_p}{C_t - C_{50}} = \frac{C_t - C_m}{C_t - C_{50}} \quad (3)$$

donde la relación A/B define el punto de intersección de las líneas rectas con el eje C_t .

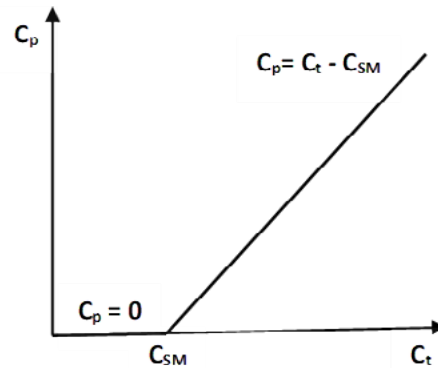


Figura 2. Relación entre el carbono orgánico total y el particulado

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 $C_{SM} = C_{50}$.

Casos estudio

Para analizar los patrones del modelo COLPOS extendido (Paz *et al.*, 2021a y b) se analizaron los datos de fraccionamiento físico con ultrasonido de varios casos de estudio:

- Fraccionamientos de C y N discutidos en Paz *et al.* (2014a) de Ferrasoles de tres regiones de Oaxaca, México. Los protocolos de muestreo y laboratorio se discuten en Matus *et al.* (2011).
- Fraccionamiento de C , N y P de terrenos con cultivos y pastizales naturales, en donde los cultivos se establecieron en pastizales y se midieron en cronosecuencias de larga duración. Tiessen y Stewart (1983) documentan los procesos de muestreo y laboratorio de estos datos.
- Fraccionamiento de C , N y S en suelos con cultivos con diferentes edades y manejos. Anderson *et al.* (1981) documentaron el muestreo y los procedimientos de laboratorio.
- Fraccionamiento de C , N , P y S en diferentes suelos con cultivos. Hinds y Lowe (1980) describen los muestreos y procedimientos de laboratorio.

En todos los casos, la separación física de los diferentes tamaños de partículas se llevó a cabo usando ultrasonido.

Resultados y discusión

Relaciones C y N : suelos de Oaxaca, México

En el caso de los suelos de Oaxaca, México, la separación de las partículas del suelo se realizó en forma apropiada, por lo que se puede ajustar el modelo de la Figura 1b usando las diferentes fracciones medidas. Para el caso del COS, Paz *et al.* (2014b y 2016) discuten los ajustes del modelo COLPOS, con resultados aceptables ($R^2 > 0.99$). Para el caso del N y la relación $C \times N$, la Figura 3 muestra los resultados.

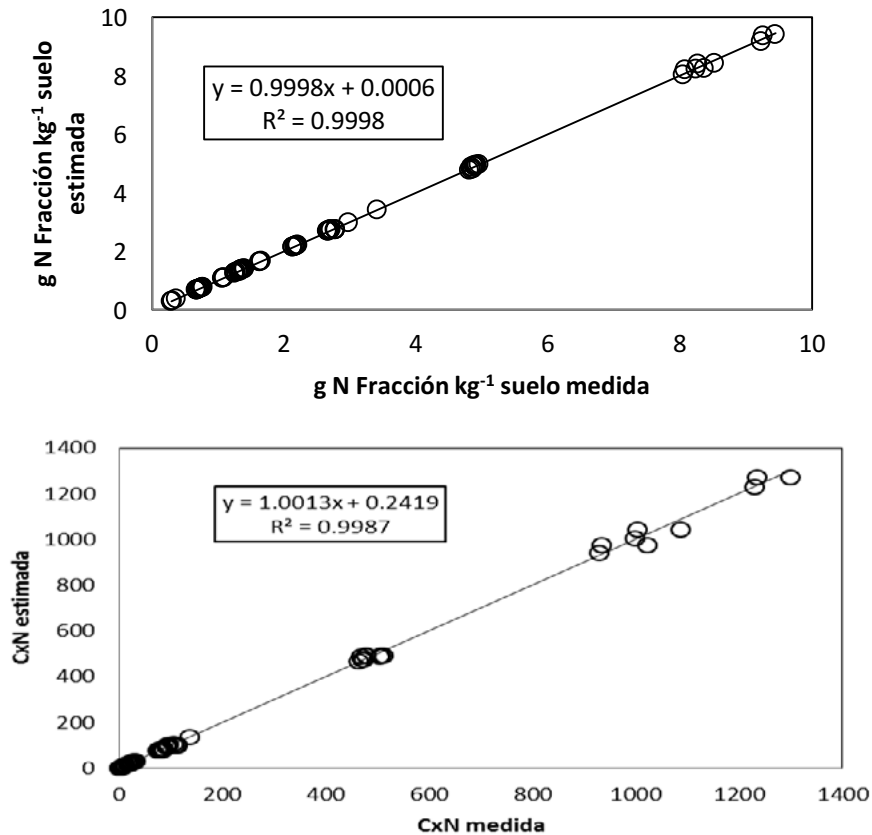


Figura 3. Ajustes del modelo COLPOS, fracciones órgano-minerales, para el N y CxN.

Cuando se utilizan razones (C/N) de los datos analizados, se observó una alta dispersión y patrones erráticos, por lo que no se consideraron en los siguientes análisis, solo productos de los elementos.

En la Figura 4 se muestran los patrones relacionados con el modelo COLPOS, en donde los resultados son similares al uso de C, N o CxN. Aunque en la Figura 4 los ajustes están segados por la falta de datos entre la fracción arcilla y la arcilla más limo, con datos en este intervalo (no mostrados) se obtienen relaciones similares.

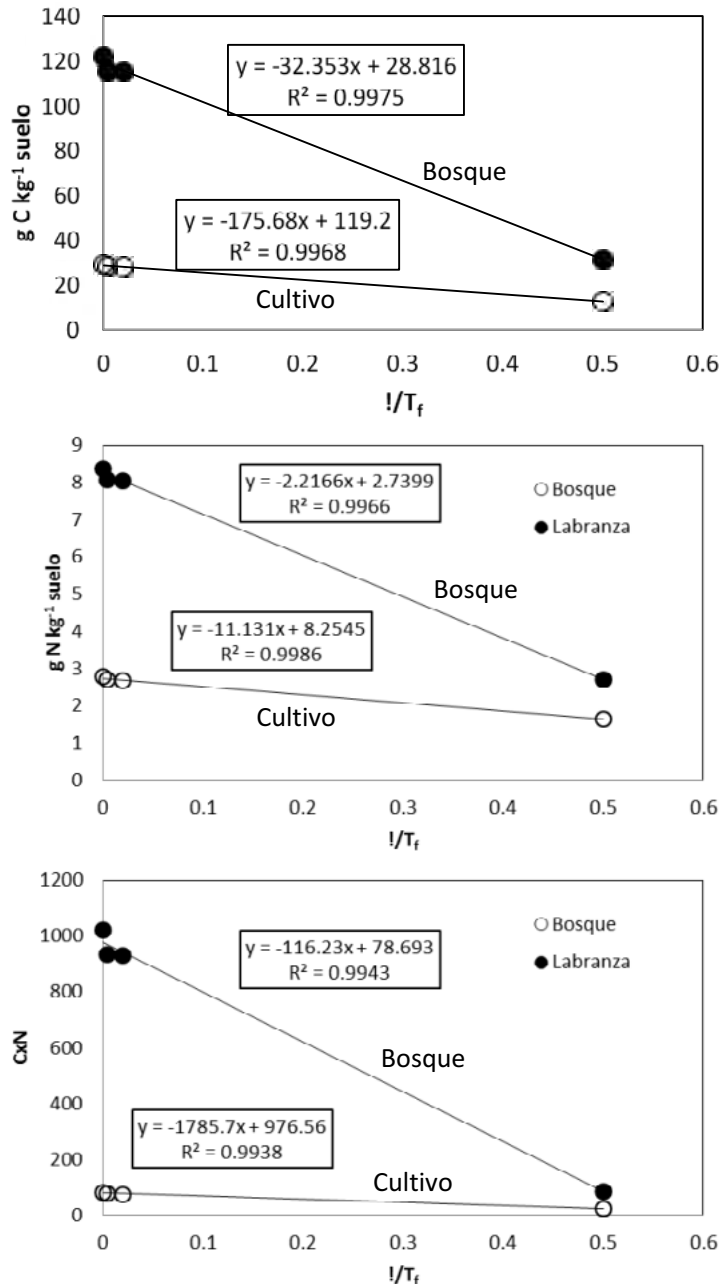


Figura 4. Patrones asociados al modelo COLPOS para C, N y CxN.

Relaciones C, N, P, S: otros suelos

El resto de los casos de estudio analizados (Hinds y Lowe, 1980; Anderson *et al.*, 1981; Tiessen y Stewart, 1983) muestran patrones en el modelo COLPOS, aún con dispersión no completa del suelo, los cuales se caracterizaron por funciones logarítmicas en las fracciones físicas < 50 μm (Paz *et al.*, 2014b y 2016). En la Figura 5 se muestran los patrones del suelo Amulet de Anderson *et al.* (1981), el cual tiene la mejor dispersión de los suelos analizados. Se observa en esta figura, que el patrón logarítmico es mínimo, pero no converge al patrón lineal que se espera con una dispersión completa. En el caso del S, los resultados son similares a C y N, pero por la escala no es posible apreciarlos adecuadamente.

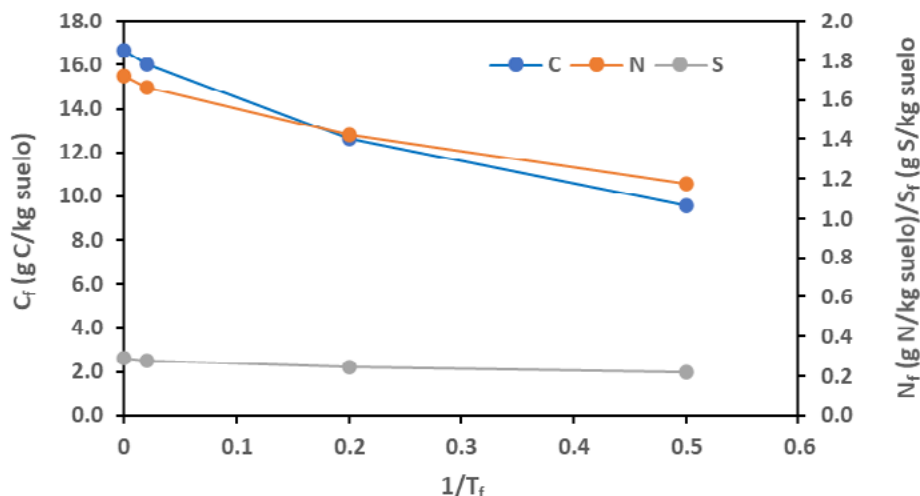


Figura 5. Patrones asociados al modelo COLPOS para C, N, S para el suelo Amulet de Anderson et al. (1981)

Con relación al nivel de saturación de C (N, P, S), la Figura 6 muestra los patrones de la cronosecuencia (pastizales a cultivos con diferentes edades) analizados por Tiessen y Stewart (1983), en donde la edad de cuatro años presenta un resultado diferente al esperado, lo cual puede ser producto de que este sitio no concuerda con el patrón de la cronosecuencia debido a factores diferentes, con relación a los otros sitios.

Los patrones de la Figura 6 para el C, N y Po (fosforo orgánico) son similares; aunque los valores del parámetro B difieren, por lo que se puede asumir que la saturación del suelo tiene diferentes valores para los diferentes nutrientes o elementos considerados, o bien, son resultado de errores en las determinaciones de laboratorio.

En lo general, las determinación de S mostró patrones más erráticos que el resto de los elementos analizados, por lo que en lo siguiente no se consideran los datos de dos suelos, que definían patrones incongruentes. Los resultados para los análisis de los datos de S muestran pocos datos, por lo que se debe tener cuidado en la interpretación de los patrones observados.

En la Figura 7 se presentan las relaciones de las pendientes q , Figura 1b, de diferentes elementos analizados, a partir de las cuales se observa que existen patrones lineales entre el modelo COLPOS (fracción órgano-mineral) de los elementos considerados. Esto implica que es posible modelar N, Po, S a partir del modelo COLPOS aplicado a C. Estas relaciones lineales permiten reducir la modelación de elementos múltiples y definen esquemas de modelación acoplados y simplificados.

En la Figura 8 se muestra el caso de pares (productos) de elementos y su relación con otros pares y, se observa que las relaciones son lineales y concuerdan con casos con más datos (no mostrados). La misma situación se presenta para tripletos de elementos, tal como se muestra en la Figura 9.

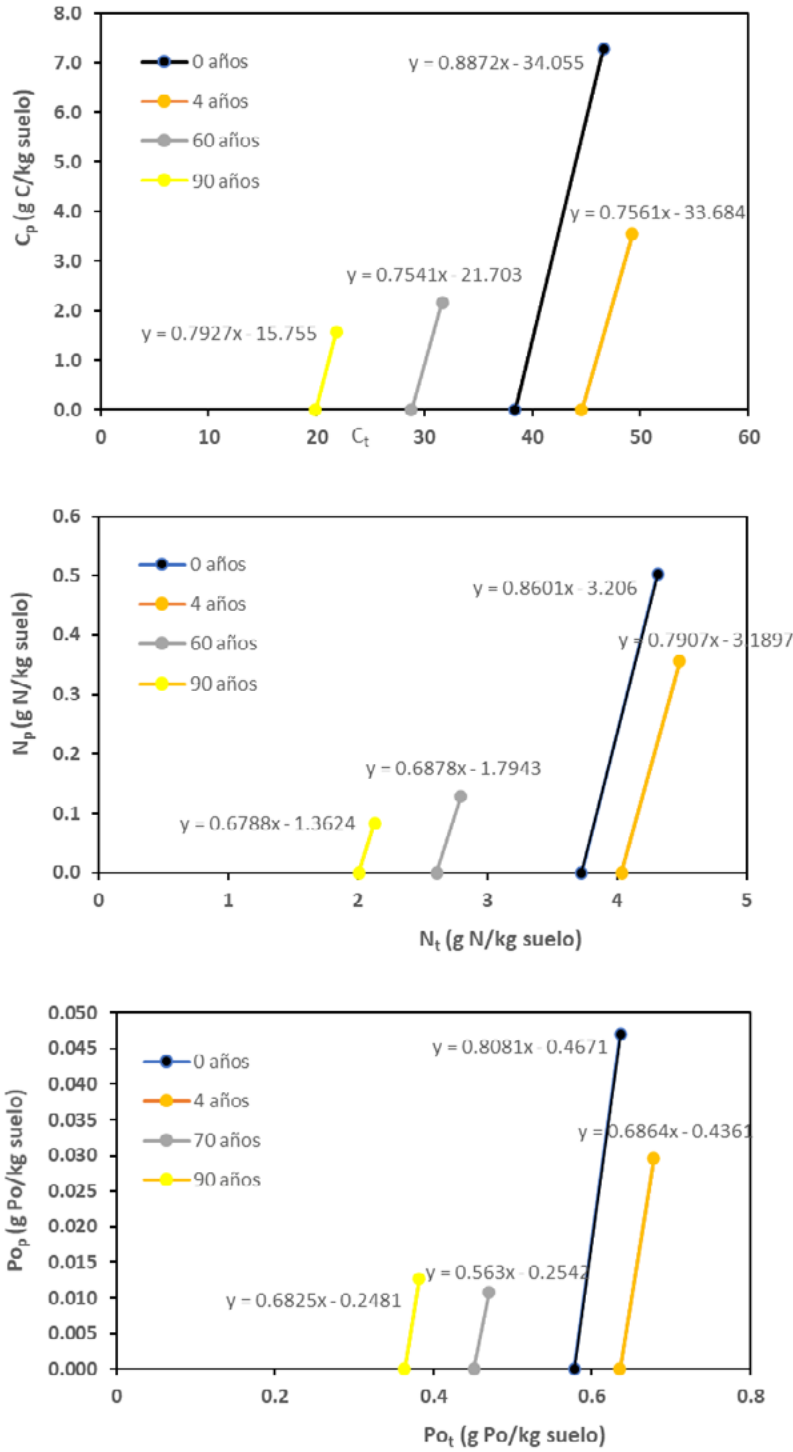


Figura 6. Patrones asociados a la saturación de C, N, Po para una cronosecuencia de pastizales a cultivos con diferentes edades (Tiessen y Stewart, 1983).

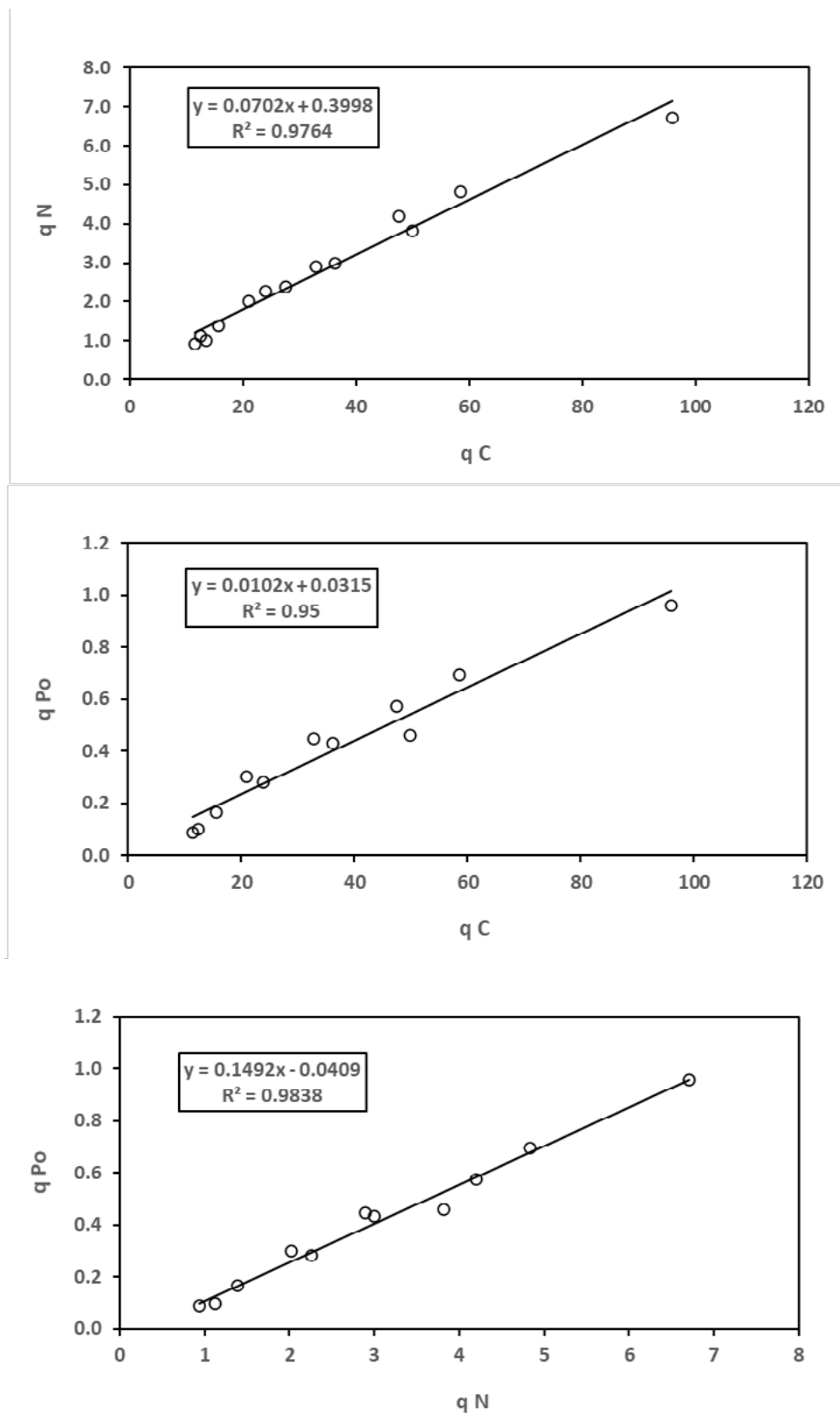


Figura 7. Relaciones entre las pendientes q del modelo COLPOS entre diferentes elementos.

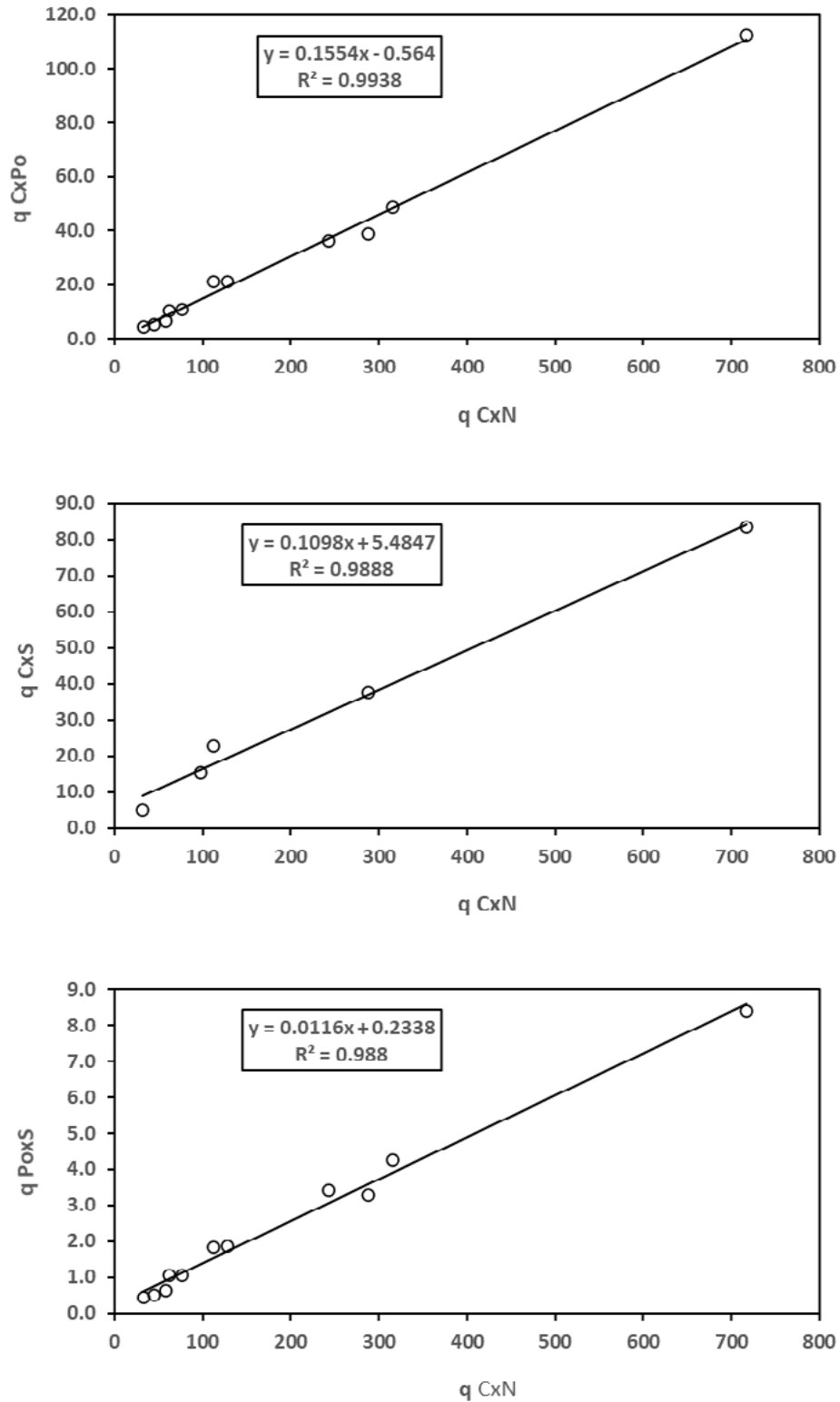


Figura 8. Relaciones entre las pendientes q del modelo COLPOS entre pares de diferentes elementos.

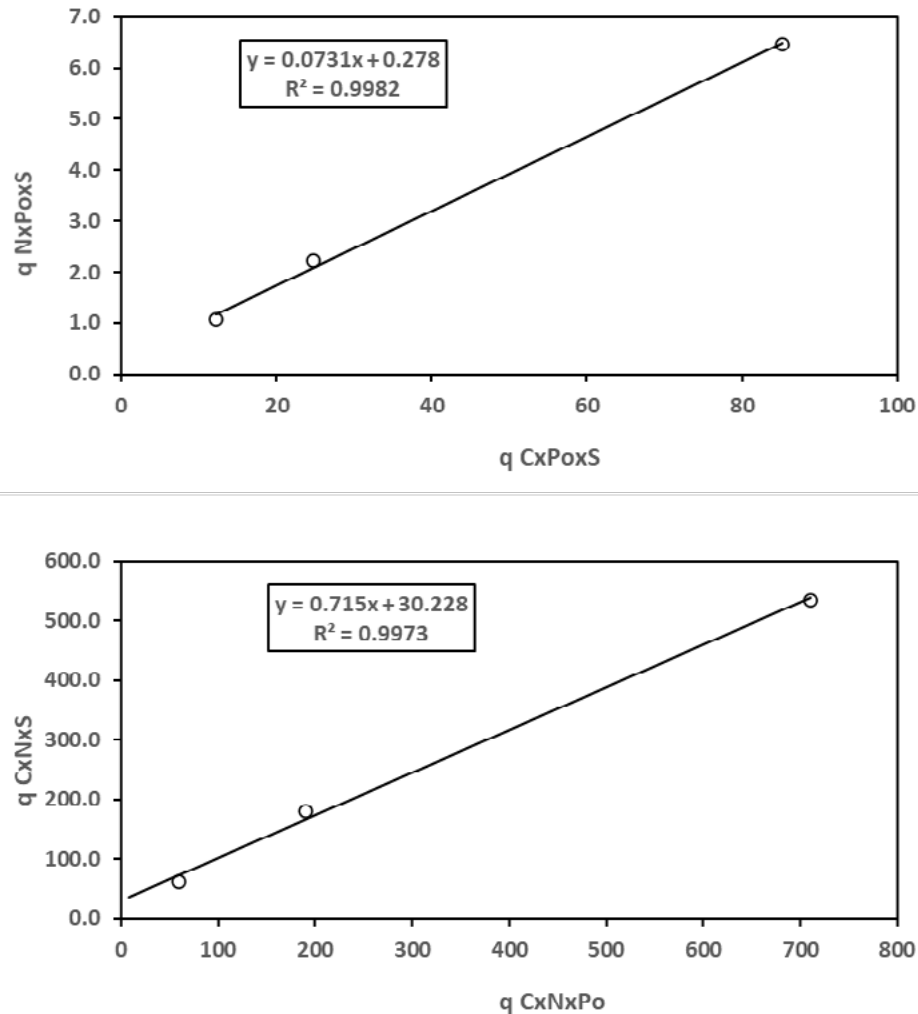


Figura 9. Relaciones entre las pendientes q del modelo COLPOS entre tripletes de diferentes elementos.

Finalmente, en la Figura 10 se muestran las relaciones entre los parámetros B de saturación de los elementos en los suelos, en donde un valor de $B = 1$ implica un suelo saturado. Los resultados de la Figura 10 corresponden a los casos en los que las relaciones estaban bien establecidas. Los casos diferentes a la Figura 10 mostraron patrones erráticos con relaciones relativamente pobres.

Las estimaciones de los parámetros B están sujetos a fuentes de error, ya que solo se usaron dos datos ($50\ \mu\text{m}$ y el total), por lo que es necesario revisar las relaciones con datos más completos, además del efecto de la energía de dispersión de los suelos.

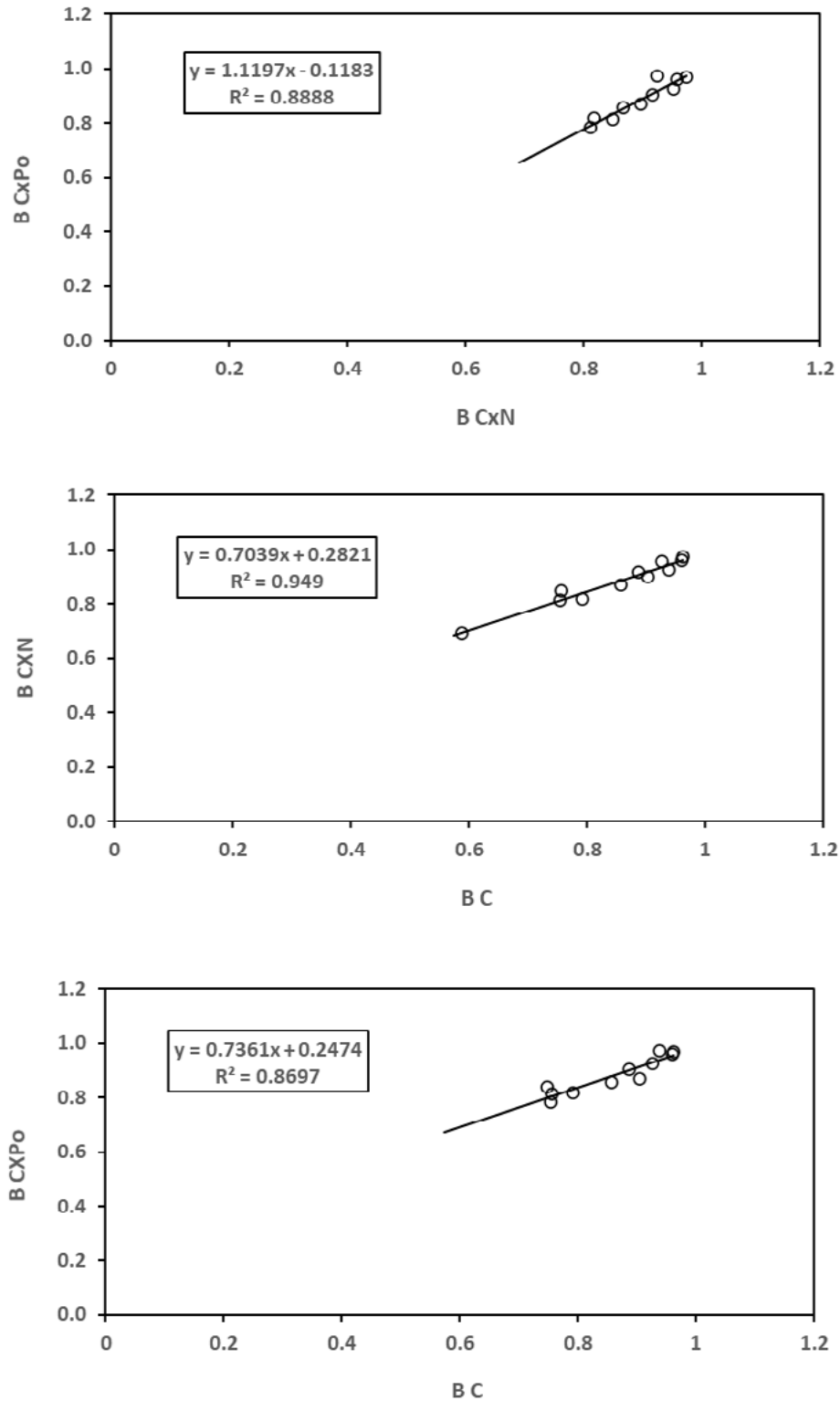


Figura 10. Relaciones entre los parámetros B de saturación de diferentes elementos.

Conclusiones

Los resultados de los patrones de la variación conjunta de C, N, P, S muestran relaciones lineales con respecto a los constituyentes de las fracciones físicas de los suelos, lo que permite esquemas de modelación acoplada y simplificada.

Para validar las relaciones es necesario analizar más datos, particularmente de casos en los que se lleve a cabo la dispersión total del suelo y cuenten con más puntos de medición en las diferentes fracciones físicas, para reducir la incertidumbre de estimación.

Literatura citada

- Anderson, D.W., S. Saggar, J.R. Bettany and J.W.B. Stewart. 1981. Particle size fractions and their use in studies of soil organic matter: I. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen, and sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:767-772
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1991b. Theoretical analysis of carbon and nutrient interactions in soils under energy-limited conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:728-733
- Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Christensen, B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science* 52: 345-353.
- Elseer, J.J. 2000. Ecological stoichiometry: from sea to lake to land. *Tree* 15:393-394
- Hinds, A.A. and L.E. Lowe. 1980. Distribution of carbon, nitrogen, sulphur and phosphorous in particle-size separates from gleysolic soils. *Can. J. Soil Sci.* 60:783-786ñ
- Manzoni, S. and A. Porporato. 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1355-1379
- Manzoni, S., P. Taylor, A. Richter, A. Porporato and G.I. Agren. 2012a. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist* doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x
- Matus, F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, and J. Etchevers. 2011. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292.
- 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., C. Hidalgo y J. Etchevers. 2014. Acoplamiento de la dinámica de distribución del carbono y nitrógeno por fracciones físicas en los suelos y su modelación. pp. 308-314. En: F. Paz y J. Wong (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-2-9.*
- Paz Pellat, F., S. Covalada y J. D. Etchevers. 2014. Distribución del carbono orgánico en los diferentes tamaños de partículas del suelo: modelo simple de cinética lineal. *Terra Latinoamericana* 32:127-142
- Paz, F., S. Covalada, 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, F. *et al.* 2021a. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: marco teórico general. Estas mismas memorias.
- Paz, F. *et al.* 2021b. Capacidad de los suelos para absorción de carbono orgánico: saturación potencial. Estas mismas memorias.
- Tiessen, H. and J.W.B. Stewart. 1983. Particle-size and their use in studies of soil organic matter: II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:509-514

7.24. Modelo general de la distribución de carbono orgánico en las unidades estructurales de los suelos

Paz Fernando¹, Velázquez Alma S.², Parsa Mayra², Covalada Sara³, Hidalgo Claudia⁴, Barrales Edgar⁴, Báez Aurelio⁵ y Etchevers Jorge⁴

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

² Facultad de Ciencias, Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México

³ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁴ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México 56230, México.

⁵ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío-INIFAP, Guanajuato, México

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La distribución del carbono orgánico del suelo, en función de las unidades estructurales del suelo (partículas primarias y secundarias o agregados), se ha planteado como una jerarquía que puede modelarse por una cinética de orden n , la cual se revisó para casos particulares y de modo general, definiendo un límite superior de orden $n = 2$ cuando el suelo está totalmente dispersado (partículas primarias: arena, limo, arcilla) o el agente cementante (carbono) no está disponible para enlazar las particular del suelo. El modelo general propuesto se ajustó a datos experimentales de un suelo de bosque de pino, con infestación de muérdago, en donde se realizó un tamizado en seco para determinar la distribución de carbono en función del tamaño de los agregados. También se analizaron los datos de la dispersión de suelos usando energía de ultrasonido. Los ajustes experimentales resultaron buenos ($R^2 > 0.99$). Lo anterior implica que el modelo puede ser usado en forma confiable.

Palabras clave: *agregados, partículas primarias, cinética de orden n , bosque de pino, muérdago.*

Abstract

The distribution of soil organic carbon, depending on the structural units of the soil (primary and secondary particles or aggregates), has been proposed as a hierarchy that can be modeled by a kinetics of n order, which was analyzed for particular cases. In general, defining an upper limit of order $n = 2$ when the soil is totally dispersed (primary particles: sand, silt, clay) or the cementing agent (carbon) is not available to bind the soil particles. The proposed general model was adjusted to experimental data of a pine forest floor, with mistletoe infestation, where a dry sieving was carried out to determine the carbon distribution as a function of the size of the aggregates. Also, the model was adjusted to data obtained of physical fractionation using ultrasound energy. The experimental adjustments were good ($R^2 > 0.99$). This implies that the model can be used reliably.

Key words: *aggregates, primary particles, n -order kinetics, pine forest, mistletoe*

Introducción

La distribución del carbono orgánico del suelo (COS) en función de las unidades estructurales del mismo (agregados y partículas primarias) generalmente se analiza mediante técnicas de fraccionamiento físico (Bronick y Lal, 2005). Así, la matriz del suelo se clasifica, en: (a) materia orgánica libre y ocluida en agregados, sin formar complejos órgano-minerales; (b) complejos órgano-minerales primarios (arcilla, limo, arena); y, (c) complejos órgano-minerales secundarios o agregados (Christensen, 2001).

El suelo, colectado *in situ* y perturbado por el muestreo, se analiza en laboratorio mediante un sistema de tamices en serie, a los cuales se les aplica energía a través de un proceso de agitación (ciclos por minuto), tanto en seco como en húmedo (Kemper y Rosenau, 1986). Después de la aplicación de energía, se evalúa la masa y el carbono (C) asociado a cada fracción que queda en cada uno de los tamices, para caracterizar la distribución de masas y C en cada tamaño de los agregados (tamaño de la malla del tamiz). Esta técnica permite obtener la distribución de masas y C, para un cierto nivel de energía aplicado.

En el caso de la caracterización de los complejos órgano-minerales primarios, se aplica energía de ultrasonido para la dispersión del suelo, hasta obtener partículas primarias (Christensen, 1992), además de materia orgánica particulada (MOP).

Para entender la dinámica de formación de agregados del suelo, Tisdall y Oades (1982) propusieron la teoría jerárquica de agregación que propone que los microagregados se forman por la agregación/aglomeración de partículas primarias y posteriormente, la agregación/aglomeración de microagregados, da lugar a la formación de agregados de mayor tamaño, definiendo una jerarquía de escalas de agregación. La agregación/aglomeración se lleva a cabo por la acción de agentes cementantes, en donde la materia orgánica del suelo (MOS) constituye uno de los más importantes. De acuerdo con el tiempo de permanencia, los cementantes pueden ser transitorios, temporales o persistentes. Los macroagregados se caracterizan por tener cementantes transitorios y temporales, a diferencia de los microagregados, que están formados por cementantes persistentes y estables. Este tipo de modelo conceptual caracteriza un proceso en cascada, que va de partículas primarias a secundarias, caracterizando cantidades “vestidas” (agregación), a diferencia del proceso de laboratorio, que analiza el proceso a través de cantidades “desnudas” (disgregación), términos utilizados en la teoría de procesos multifractales (Schertzer y Lovejoy, 1989). Paz *et al.* (2008, 2009 y 2010) discuten el uso de esta teoría para analizar la distribución espacial del C en los suelos de México.

En esta contribución se propone una teoría generalizada de procesos iterativos (en cascada) para modelar la distribución del C por tamaños de partículas primarias y secundarias (unidades estructurales) del suelo y se presenta un caso estudio para el análisis de agregados.

Materiales y Métodos

Modelo de la distribución del C en las unidades estructurales del suelo

Los patrones empíricos de la distribución del carbono orgánico (C_f) por tamaño (fracción f) de partículas primarias o secundarias ($1/T_f$) pueden caracterizarse por diferentes funciones matemáticas: $C = a(1/T)^b$, $C = a - b \ln(1/T)$ o $C = a - b(1/T)$, donde a y b son constantes. La Figura 1 muestra, por ejemplo, las tres relaciones matemáticas en función de la profundidad de la muestra de suelo, para el caso de un bosque secundario que se discute en Barrales-Brito *et al.* (2020). Del análisis de la Figura 1, resulta claro que no existe un modelo matemático único para caracterizar los patrones observados, lo que denota la necesidad de replantear el problema de modelación usando un enfoque de procesos, en donde se observan diferentes patrones. Esto es, puede existir un proceso único que genera patrones diferentes, en función de los valores de sus parámetros.

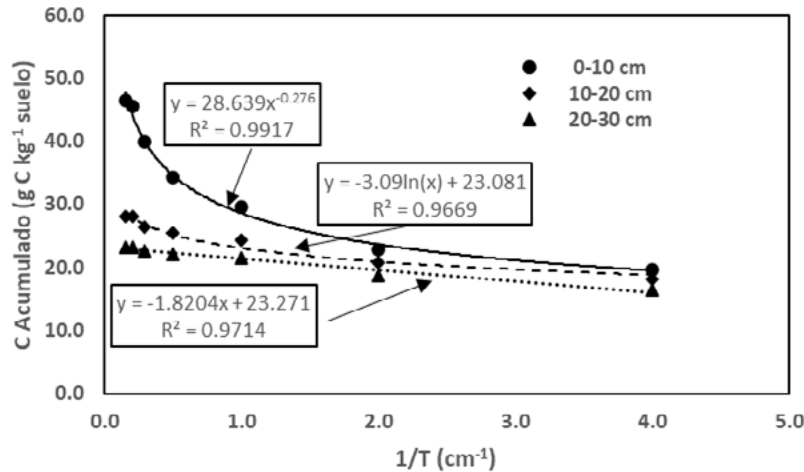


Figura 1. Patrones, funciones matemáticas, de un bosque secundario en función de muestras a diferentes profundidades.

Paz *et al.* (2014 y 2016) propusieron el modelo de la Figura 2 para la distribución del carbono órgano-mineral en partículas primarias, el cual es una relación lineal entre el carbono por fracción física f (C_f , g C/kg suelo) y el inverso del tamaño de la fracción ($1/T_f$, $1/\mu\text{m}$). En la Figura 2 no se considera la MOP (en la fracción arena). La distribución del C de la Figura 2 es acumulado para cada tamaño de las partículas primarias.

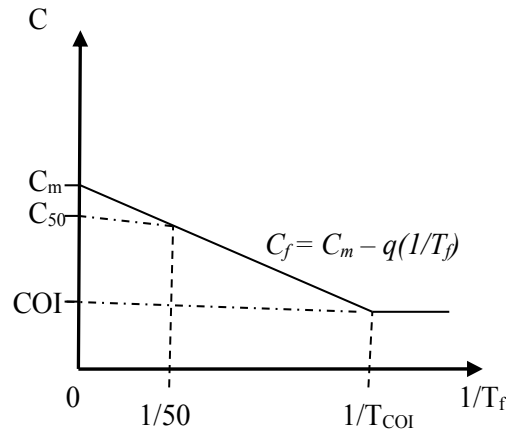


Figura 2. Modelo de la distribución del carbono (C) en función del tamaño de las partículas del suelo, donde C_f es el C asociado a la fracción f con tamaño de partícula T_f , COI es el carbono orgánico inerte asociado al tamaño T_{COI} y C_m es el total de C órgano-mineral (C total - C particulado). El parámetro q define la pendiente de la relación lineal.

Si se considera un proceso iterativo (cascada) de transformación del tamaño de las partículas primarias y secundarias, en función del C asociado, entonces se puede plantear una cinética de orden n del proceso, C en términos acumulados:

$$\frac{dT}{dC} = -k_n T^n \quad (1)$$

cuya solución general ($n \neq 1$) es:

$$\frac{1}{T^{n-1}} = \frac{1}{T_0^{n-1}} - k_n(n-1)C \quad (2)$$

donde T_0 es el tamaño de partícula asociada al carbono inicial (C_0).

Para analizar patrones en el formato de la Figura 1, la relación (2) puede ponerse como:

$$C = \left[\frac{1}{k_n(n-1)} \right] \left(\frac{1}{T_0} \right)^{n-1} - \left[\frac{1}{k_n(n-1)} \right] \left(\frac{1}{T} \right)^{n-1} \quad (3)$$

Para entender los patrones asociados a la cinética de orden n de la relación (1) se pueden analizar algunos casos particulares:

- Caso $n = 0$, $dT/dC = -k_0$:

$$C = \left(\frac{1}{k_0}\right) \left(\frac{1}{T_0}\right)^{-1} - \left(\frac{1}{k_0}\right) \left(\frac{1}{T}\right)^{-1} \quad (4)$$

- Caso $n = 1$, $dT/dC = -k_1 T$:

$$C = \left(\frac{1}{k_1}\right) \ln\left(\frac{1}{T_0}\right) - \left(\frac{1}{k_1}\right) \ln\left(\frac{1}{T}\right) \quad (5)$$

- Caso $n = 2$, $dT/dC = -k_2 T^2$:

$$C = \left(\frac{1}{k_2}\right) \left(\frac{1}{T_0}\right) - \left(\frac{1}{k_2}\right) \left(\frac{1}{T}\right) \quad (6)$$

Los resultados mostrados, orden n diferente, explican los patrones observados en las figuras 1 y 2, como provenientes de un mismo proceso.

Para el caso de las partículas primarias, $n = 2$, representa el límite de la distribución del C por tamaño de unidades estructurales en la dispersión completa del suelo (máxima energía aplicada, sin destrucción o abrasión de las partículas). Cuando los niveles de energía de sonicación aplicados al suelo no logran la dispersión completa del mismo, el patrón de distribución del C se aproxima uno logarítmico ($n = 1$).

Un patrón observado de la distribución del carbono con relación a la profundidad, es que n tiende a 2 al incrementarse ésta (Paz y Etchevers, 2016), Figura 1. Esta situación es producto de la reducción de C (agente cementante) al aumentar la profundidad del suelo. Así, n tiende al valor de 2 cuando se incrementa la energía aplicada al suelo o el C disminuye, cabe destacar que dicho C se asocia a la fracción arcilla, principalmente, por lo que es muy estable o de orden inerte (Figura 2).

Casos de estudio para la distribución del C en las unidades estructurales

Usando un proceso de fraccionamiento físico del suelo con energías de ultrasonido, Covaleta *et al.* (2011), Matus *et al.* (2011) y Báez *et al.* (2011), presentan datos experimentales para distintos usos del suelo y tipos de suelo en México, los cuales se han discutido en Paz *et al.* (2014 y 2016) para el ajuste del modelo de la Figura 2. En todos los casos el nivel de energía de ultrasonido seleccionado fue el óptimo para la dispersión completa de los suelos.

Parsa-Retana *et al.* (2019) presentan el análisis de datos experimentales de la distribución de agregados en los suelos de un bosque de *Pinus hartwegii* con diferentes niveles de infestación por muérdago (*Arceuthobium* sp.), en el Nevado de Toluca, Estado de México, para los que se realizó la disgregación del suelo con tamizado en seco (Kemper y Rosenau, 1986). Los resultados del tamizado en seco se truncaron usando como límite superior el tamiz más grande.

Resultados y Discusión

Para el caso de las partículas primarias, Paz *et al.* (2014 y 2016) muestran que el modelo de la Figura 2 se ajusta bien ($R^2 > 0.99$) a los datos experimentales, tal como se muestra en la Figura 3.

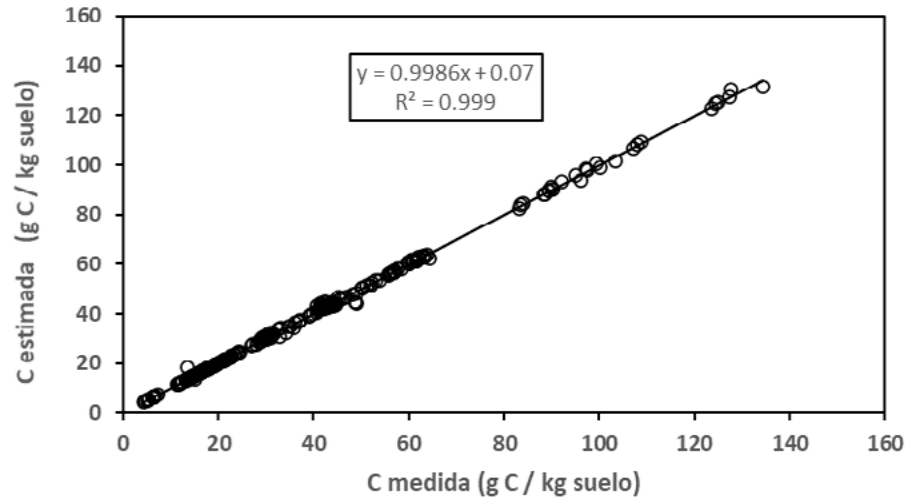


Figura 3. Ajuste del modelo lineal, Figura 2, de la distribución de C por tamaño de las partículas primarias de diferentes suelos.

Para el caso de los agregados de los sitios de bosques de pino con diferentes grados de infestación de muérdago, en diferentes valores del orden n del modelo, la Figura 4 muestra los resultados del ajuste de la relación (3) por regresión no lineal.

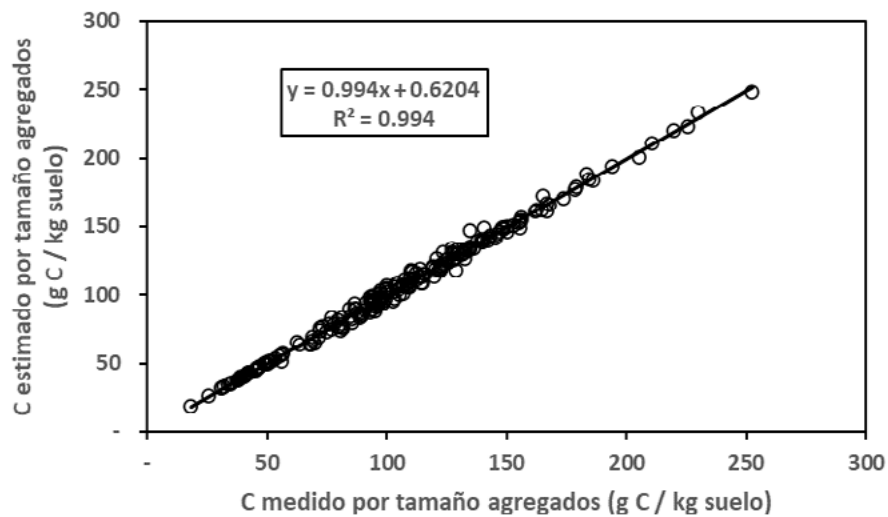


Figura 4. Ajuste del modelo de orden n para estimar el C asociado a diferentes tamaños de los agregados del suelo.

La Figura 5 muestra la distribución del C por tamaño de los agregados de un suelo de bosque sano, a la profundidad de 0-20 cm y 20-30 cm, en donde el orden n se incrementa con la profundidad, tal como se discutió antes.

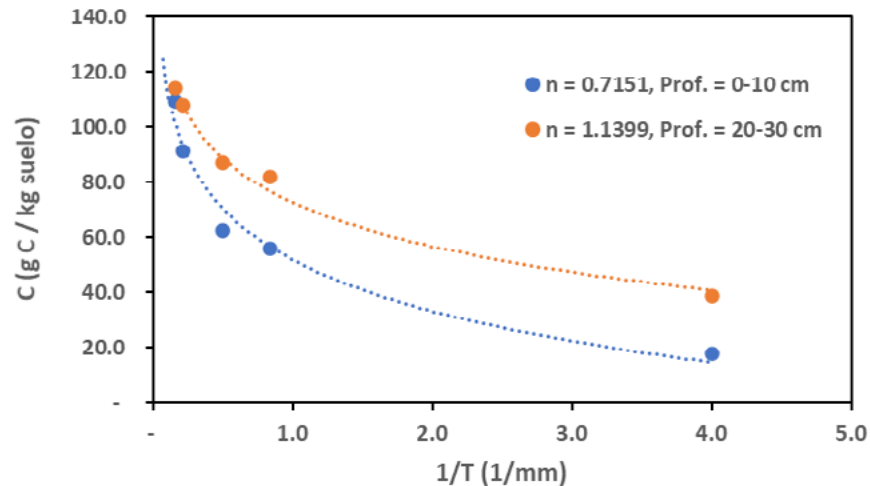


Figura 5. Distribución del C por tamaño de los agregados, a dos profundidades, de un suelo de bosque sano, donde se muestra el ajuste de modelos logarítmicos solo como referencia.

Conclusiones

El modelo de cinética de orden n propuesto para la distribución del carbono orgánico en función del tamaño de los agregados, muestra buenos ($R^2 > 0.99$) ajustes experimentales para el caso de partículas primarias y secundarias, por lo que puede usarse para realizar estimaciones confiables. El orden de la reacción se encuentra entre 0 y 2.

El paradigma de modelación utilizando la dinámica de procesos y no los resultados de éstos, para condiciones particulares, permite un esquema global de modelación que genera diferentes patrones en función de sus parámetros, permitiendo dar respuesta a la evidencia empírica observada. Como cualquier otro modelo, el enfoque utilizado puede ser validado.

Literatura citada

- Báez, A., C. Hidalgo, F. Matus, C. Prat y J. Etchevers. 2011 fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. pp. 61-79. En: Gallardo J. A. (ed.). *Materia Orgánica Edáfica y Captura de Carbono en Sistemas Iberoamericanos*. Red POCAIBA. SiFyQA, Salamanca, España.
- Barrales-Brito, E., F. Paz-Pellat, J. D. Etchevers-Barra, C. Hidalgo-Moreno y A. Velázquez-Rodríguez. 2020. Dinámica de carbono en agregados del suelo con diferentes tipos de usos del suelo en el monte Tláloc, Estado de México. *Terra Latinoamericana* 38:275-288
- Christensen, B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science* 20:1-90.
- Covaleda, S., J. F. Gallardo, F. Garcia-Oliva, H. Kirchmann, C. Prat, and M. Bravo. 2011. Land-use effects on the distribution of soil organic carbon within particle-size fractions of volcanic soils in the Transmexican Volcanic Belt (Mexico). *Soil Use and Management* doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00341.x
- Matus, F., C. Hidalgo, C. Monreal, I. Estrada, M. Fuentes, and J. Etchevers. 2011. Land use impacts on physical-based soil organic matter fractions on three hillside ferrasols in Mexico. *Chilean Journal of Agricultural Research* 71:283-292.
- Parsa-Retana, M., A. S. Velázquez-Rodríguez, A. R. Endara-Agramont y F. Paz-Pellat. 2019. Dinámica y modelación del carbono en agregados de suelos asociados a bosques infestados por muérdago enano. En: F. Paz, A. Velázquez y M. Rojo (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019*. Texcoco, Estado de México, México. ISBN en trámite. pp. 167-174.
- Paz-Pellat, F., C. Balbontín-Nesvara, J. Etchevers-Barra, M. Martínez-Menes y C. Ortiz-Solorio. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos 1. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26:183-191
- Paz Pellat, F., C. Balbontín Nesvara, J. Etchevers Barra, M. Martínez Menes y C. Ortiz Solorio. 2009. Análisis multifractal del carbono en los suelos 2. Divergencia de momentos estadísticos. *Terra Latinoamericana* 27:257-264
- 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., S. Covaleda y J. D. Etchevers. 2014. Distribución del carbono orgánico en los diferentes tamaños de partículas del suelo: modelo simple de cinética lineal. *Terra Latinoamericana* 32:127-142



- Paz, F., S. Covalada, 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, F. y J. Etchevers. 2016. Distribución a profundidad del carbono orgánico en los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 34:339-355
- Schertzer, D. and S. Lovejoy. 1989. Nonlinear variability in geophysics: multifractal analysis and simulation. pp. 49-63. *In*: L. Pietronero (ed.). *Fractals: physical origin and consequences*. Plenum. New York, NY, USA.
- Tisdall J. M and Oades J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.

7.25. Modelo para estimar la distribución de carbono asociado a la masa de los agregados de los suelos

Velázquez Alma S.¹, Paz Fernando², Parsa Mayra¹, Covalada Sara³, Hidalgo Claudia⁴, Barrales Edgar⁴, Báez Aurelio⁵ y Etchevers Jorge⁴

¹ Facultad de Ciencias. Campus El Cerrillo, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México

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

³ Kibeltik Clima y Medio Ambiente A.C. Calle Tlaxcala 48, Barrio Tlaxcala, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

⁴ Laboratorio de Fertilidad, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México 56230, México.

⁵ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Bajío-INIFAP, Guanajuato, México

Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La estructura del suelo, en particular de la distribución de los agregados, es determinante ante las pérdidas y ganancias de carbono orgánico, cuando se presentan fuerzas de impacto o rompimiento, como las provocadas por la lluvia o el manejo; de tal manera que su caracterización y modelación reviste gran importancia. Generalmente, la estabilidad estructural del suelo se caracteriza en función de la distribución de la masa de los diferentes tamaños de agregados, a partir de las cuales se han construido diversos índices de estabilidad. En el presente estudio, se plantea un modelo de cinética de orden n , que relaciona el carbono orgánico total del suelo, con la distribución de la masa del mismo, para determinar la distribución del C en los diferentes tamaños de agregados. Para la validación del modelo, se utilizaron diferentes bases de datos de referencia, que contaran con contenido de carbono total y distribución de agregados en suelo. El modelo propuesto para estimar la distribución del carbono en los agregados, conociendo solo el carbono total, bajo la hipótesis de que la distribución de las masas y carbono de los agregados es igual, resultó en buenos ajustes experimentales ($R^2 > 0.99$), permitiendo su uso en los casos en donde sólo se conoce el carbono total y la distribución de las masas de los agregados.

Palabras clave: *unidades estructurales del suelo, formación de suelo, cinética de orden n .*

Abstract

The soil structure, particularly the distribution of the aggregates, is decisive in the face of losses and gains of organic carbon, when impact or breaking forces occur, such as those caused by rain or management; in such a way that its characterization and modeling is of great importance. Generally, the structural stability of the soil is characterized as a function of the distribution of the mass of the different sizes of aggregates, from which various stability indices have been constructed. In the present study, a kinetic model of order n is proposed, which relates the total organic carbon of the soil, with the distribution of its mass, to determine the distribution of C in the different sizes of aggregates. For the validation of the model, different reference databases were used, which had total carbon content and distribution of aggregates in soil. The model proposed to estimate the distribution of carbon in the aggregates, knowing only the total carbon, under the hypothesis that the distribution of the masses and carbon of the aggregates is the same, resulted in good experimental adjustments, $R^2 > 0.99$, allowing its use in cases where only the total carbon and the mass distribution of the aggregates are known.

Key words: *aggregates, primary particles, n -order kinetics, pine forest, mistletoe*

Introducción

Las pérdidas y ganancias del carbono orgánico de los suelos (COS) ante perturbaciones o manejo, son dependientes de la estructura, en particular de la distribución de los agregados (partículas secundarias) y el carbono (C) asociados a éstos (Blanco-Canqui y Lal, 2004; Bronick y Lal, 2005; Ciric *et al.*, 2012), por lo que su caracterización y modelación reviste gran importancia.

Ante cualquier perturbación (niveles de energía aplicados), la estabilidad estructural del suelo cambia, ya que se trata de una propiedad que se asocia al rompimiento o conservación de los agregados y a las tasas de mineralización del C. Por lo general, la estabilidad estructural de los suelos se caracteriza en función de la distribución de la masa de los diferentes tamaños (T) de agregados, por lo que estas masas se han usado para construir diversos índices de estabilidad (Kemper y Rosenau, 1986; Baldock y Kay, 1987; Six *et al.*, 2000; Niewczas y Witkowska-Walczak, 2005; Nichols y Toro, 2011). La distribución de la masa de los agregados se determina, experimentalmente, por agitación mecánica de un conjunto en serie de tamices con diferentes tamaños de mallas, tanto en seco como en húmedo (Kemper y Rosenau, 1986).

La distribución del C por tamaño de los agregados y sus masas, se han analizado en forma empírica para definir sus patrones y asociar el concepto de estabilidad al C en los agregados (Paz *et al.*, 2012; Fuentes *et al.*, 2012; Báez *et al.*, 2012; Velázquez-Rodríguez *et al.*, 2012b). En lo particular, los tepetates (capas endurecidas de origen piroclástico, modificadas por procesos edafogénicos) constituyen un sustrato que puede estudiarse para entender el proceso de formación de los suelos, a partir de experimentos en los que se aplica materia orgánica o fertilizantes inorgánicos al material roturado, con la finalidad de habilitarlos a un uso agrícola, pecuario o forestal (Velázquez-Rodríguez *et al.*, 2012a y b) y, al mismo tiempo, analizar la formación de suelo y los compuestos orgánicos que actúan como agentes cementantes (Velázquez-Rodríguez *et al.*, 2012a). Las unidades estructurales de los tepetates son una mezcla de fragmentos y agregados (Báez *et al.*, 2012), por lo que representan un estadio inicial en la formación suelo, que al final está constituido solo de agregados.

La teoría jerárquica de la distribución de los agregados en los suelos (Tisdall y Oades, 1982) plantea que la formación de agregados se lleva a cabo siguiendo un patrón jerárquico de formación, que inicia con la formación de microagregados y culmina con los macroagregados, en donde los agentes cementantes, principalmente de origen orgánico, condicionan dicho patrón.

En el actual trabajo se presenta un modelo que relaciona el carbono orgánico total (C_t) del suelo, con la distribución de la masa del mismo, para determinar la distribución del C en los diferentes tamaños de agregados. Este esquema de modelación es importante para caracterizar la distribución de C en los agregados cuando solo se cuenta con el C_t (e.g. Velázquez-Rodríguez *et al.*, 2012b).

Materiales y Métodos

Modelo de la distribución del C en la masa de los agregados del suelo

Algunos autores (Paz *et al.*, 2012; Fuentes *et al.*, 2012; Báez *et al.*, 2012; Velázquez-Rodríguez *et al.*, 2012b) han propuesto modelos potenciales para describir la distribución de la masa (M) y el carbono (C) en los agregados, en un formato de acumulados, que asemeja una distribución de probabilidad acumulada, después de normalizarse (0-1). Estos modelos pueden ser definidos como:

$$C_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (1)$$

$$M_f = A \left(\frac{1}{T_f} \right)^{-B} \quad (2)$$

donde A y B son constantes del ajuste estadístico, C_f es carbono en la fracción f de los agregados de tamaño T_f y M_f es la masa de la fracción. Para el caso de la masa de los agregados, Baldock y Kay (1987) plantearon una relación potencial a la ecuación (2), pero en función de T_f .

Los modelos empíricos de las ecuaciones (1) y (2) pueden replantearse como la solución a una cinética de orden n (Paz *et al.*, 2021):

$$\frac{dT}{dT} = -k_n T^n \quad (3)$$

cuya solución general ($n \neq 1$) es:

$$Y = \left[\frac{1}{k_n(n-1)} \right] \left(\frac{1}{T_0} \right)^{n-1} - \left[\frac{1}{k_n(n-1)} \right] \left(\frac{1}{T} \right)^{n-1} \quad (4)$$

donde Y es C o M.

Estos mismos autores (Paz *et al.*, 2012; Fuentes *et al.*, 2012; Báez *et al.*, 2012; Velázquez-Rodríguez *et al.*, 2012b) plantearon la relación:

$$C_f = a_0 + b_0 M_f \quad (5)$$

donde a_0 y b_0 son constantes del ajuste estadístico y C_f esta en g C / kg suelo y M_f en %. De la ecuación (5), el C total esta relacionado con b_0 como:

$$b_0 = c + d C_t \quad (6)$$

donde c y d son constantes del ajuste estadístico.

Si se normaliza el valor de C_f ($100 \times C_f / C_t$, en %) para que tenga el mismo patrón de distribución con relación a $(1/T_f)$, pero ahora con un valor máximo del 100%, la relación (5) puede ponerse como:

$$C_f = a + b M_f \quad (7)$$

donde C_f y M_f están en porcentaje. Esta formulación permite que la distribución del C_f en todos los suelos analizados tenga un origen común (100%, 100%) de acuerdo con el concepto de equivalencia ambiental (Paz *et al.*, 2012), por lo que las constantes están relacionadas como:

$$b = 1.0 - \left(\frac{1}{100} \right) a \quad (8)$$

producto de usar el C_f y M_f en porcentaje.

A partir de los desarrollos previos y, de la hipótesis de que la distribución de masa y C de los agregados es igual, es posible despreciar las constantes de las ecuaciones (6) y (7) para obtener:

$$C_f = \left(\frac{C_t}{100} \right) M_f \quad (9)$$

con C_f en g C / kg suelo y M_f en %.

Casos de estudio base, para la distribución del C en las unidades estructurales

Con la finalidad de contar con una base de datos de referencia, se utilizó el trabajo de Parsa-Retana *et al.* (2019) para los análisis de datos experimentales de la distribución de agregados en los suelos de un bosque de *Pinus hartwegii* con diferentes niveles de infestación por muérdago (*Arceuthobium* sp.), en el Nevado de Toluca, Estado de México. El dicho estudio se realizó la disgregación del suelo mediante tamizado en seco (Kemper y Rosenau, 1986). Las profundidades del suelo analizadas fueron: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm. Los resultados del tamizado en seco se truncaron usando como límite superior el tamiz más grande, procedimiento que también se utilizó de manera similar en el resto de los casos estudio.

Paz *et al.* (2012) analizaron la distribución de agregados para un Acrisol y un Andosol en Atécuaro, Michoacán, sujetos a diferentes tratamientos agrícolas y suelos Ferrasol con diferentes usos del suelo y tratamientos agrícolas en las regiones Mixe, Cuicateca y Mazateca de Oaxaca.

Fuentes *et al.* (2012) analizaron una base de datos de experimentos de agricultura de conservación realizados en la estación experimental El Batán, del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), en el Estado de México, en donde se muestra la distribución de agregados para 16 tratamientos, con dos repeticiones, para la profundidad de 0-5 cm.

Otro experimento analizado fue el de Báez *et al.* (2012), quienes determinaron la distribución de agregados en 11 sitios de la ladera noroccidental de la Sierra Nevada del Estado de México, para tepetates, en la profundidad de 0-20 cm.

Resultados y Discusión

Para el caso del suelo del bosque de pino con diferentes niveles de infestación de muérdago, Paz *et al.* (2021) ajustaron la relación (4) del modelo de cinética de orden n con buenos resultados ($R^2 > 0.99$) para C_f . Algo similar se encontró para M_f (resultados no mostrados). La Figura 1 muestra los resultados del ajuste por regresión lineal de la relación (5), donde los resultados son buenos ($R^2 > 0.999$).

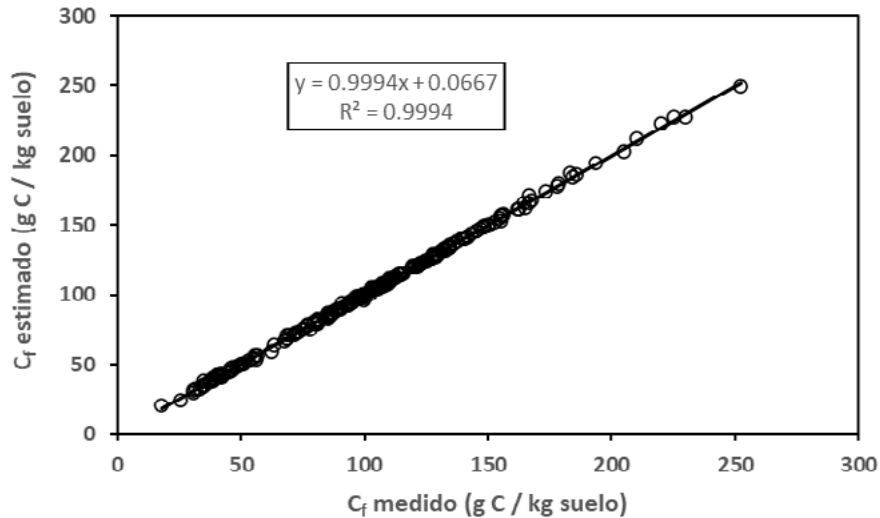


Figura 1. Resultados del ajuste de la relación (5) para los suelos del bosque de pino con diferentes niveles de infestación de muérdago para tres profundidades.

En la Figura 2 se muestran los resultados del ajuste de la relación (7) para el bosque de pino, también con buenos resultados ($R^2 > 0.998$).

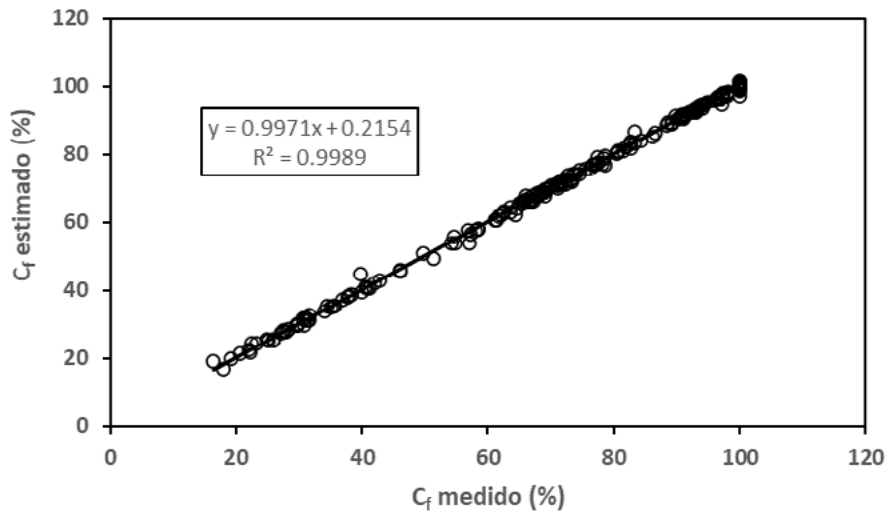


Figura 2. Resultados del ajuste de la relación (7) para los suelos del bosque de pino con diferentes niveles de infestación de muérdago para las tres profundidades.

Para la relación (8), la Figura 3 muestra los resultados para el bosque de pino, en donde las regresiones se ajustaron para pasar por el punto (0, 1). Este mismo procedimiento se utilizó para los demás casos estudio.

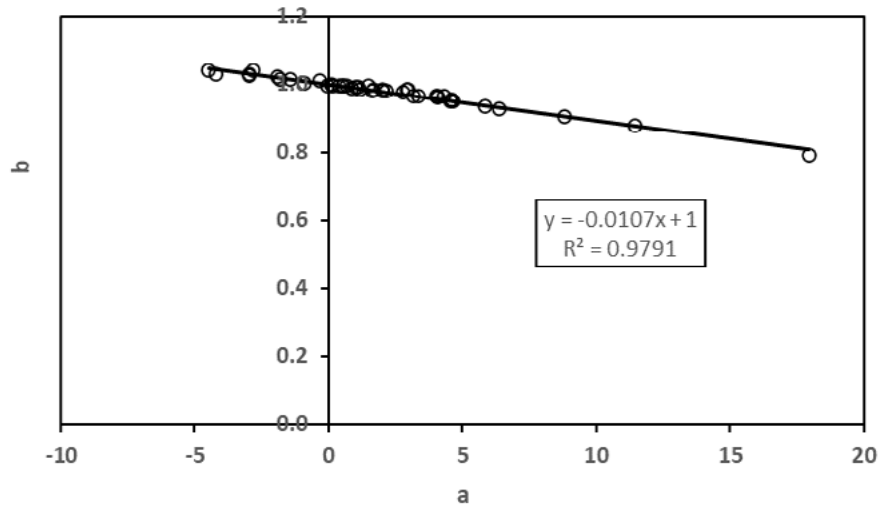


Figura 3. Resultados del ajuste de la relación (8) para los suelos del bosque de pino con diferentes nieles de infestación de muérdago para las tres profundidades.

La Figura 4 muestra los ajustes experimentales de la relación (8) para los otros casos analizados. En lo general, esta relación está bien caracterizada, dentro de los errores experimentales de los ajustes estadísticos.

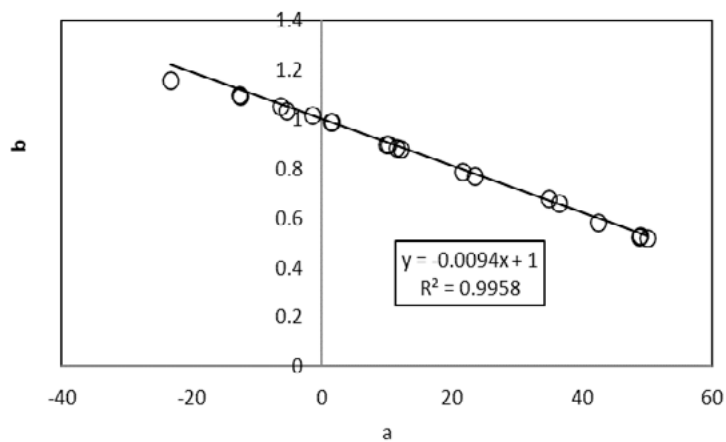
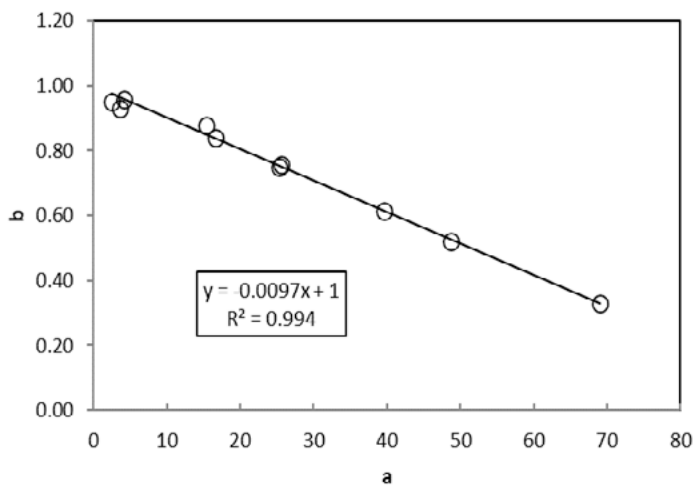
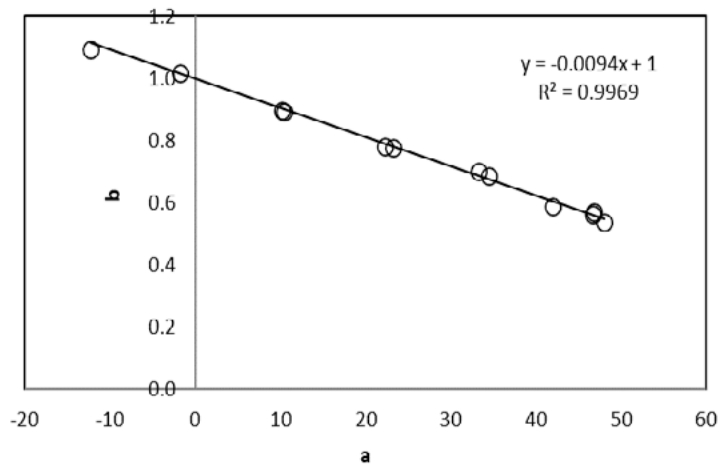


Figura 4. Resultados del ajuste de la relación (8) para los suelos de (a) Paz *et al.* (2012); (b) Báez *et al.* (2012) y Fuentes *et al.* (2012).

El ajuste de la relación (6), para el caso del bosque de pino, se muestra en la Figura 5, con buenos resultados ($R^2 > 0.98$). Algo similar se obtuvo para el caso estudio de Paz *et al.* (2012), el cual se muestra en la Figura 6.

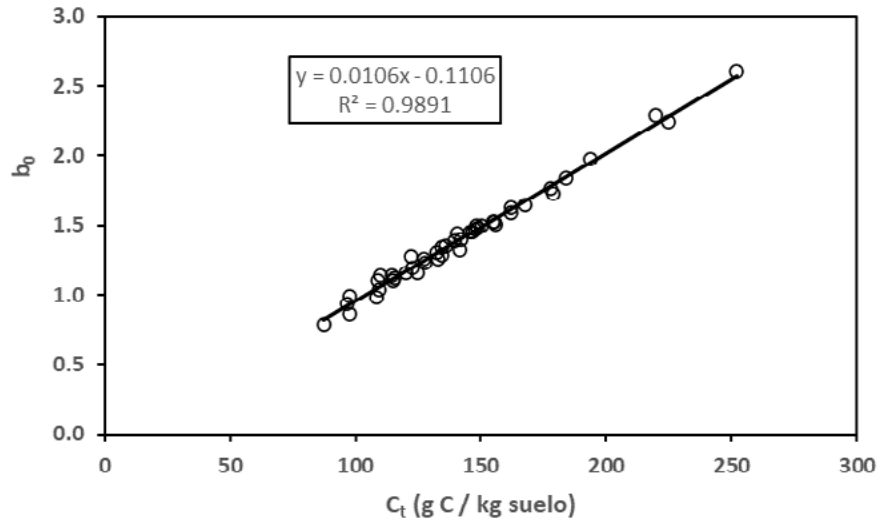


Figura 5. Resultados del ajuste de la relación (6) para los suelos del bosque de pino con diferentes nieles de infestación de muérdago para las tres profundidades.

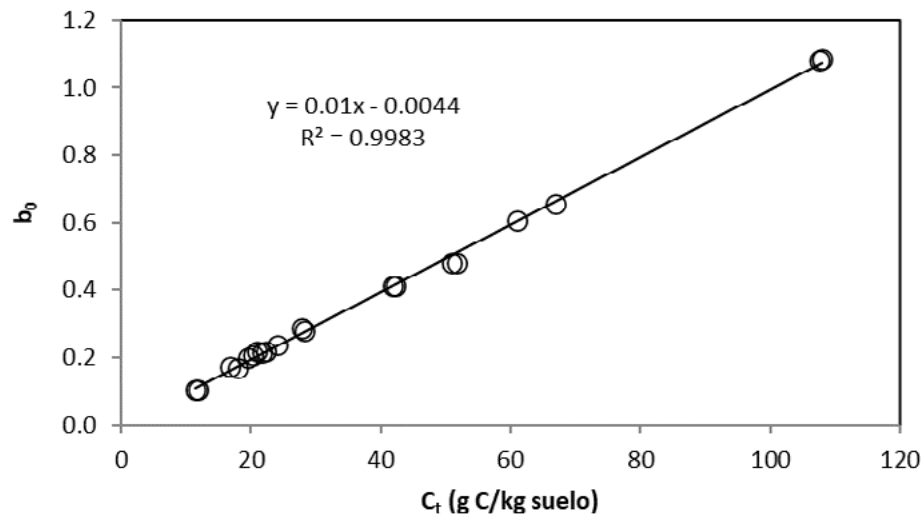


Figura 6. Resultados del ajuste de la relación (6) para los suelos del caso estudio de Paz *et al.* (2012).

Finalmente, el modelo simplificado de la relación (9) se ajustó a los datos del caso de estudio del bosque de pino, con buenos resultados ($R^2 > 0.99$), tal como se muestra en la Figura 7. Este resultado demuestra que el modelo propuesto tiene incertidumbres comparables a los resultados de la aplicación de modelos más complicados.

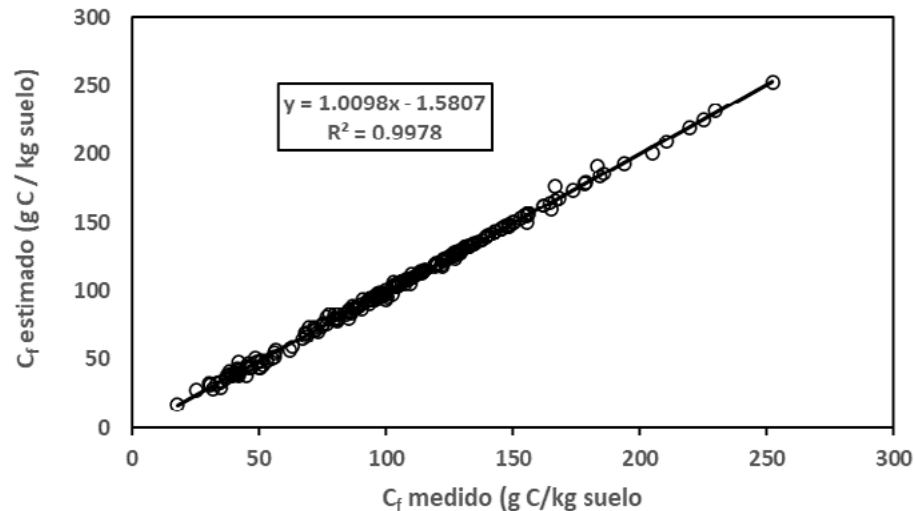


Figura 7. Resultados del ajuste del modelo propuesto, relación (9), para los suelos del bosque de pino con diferentes nieles de infestación de muérdago para las tres profundidades.

Conclusiones

El modelo propuesto para estimar la distribución del carbono en los agregados, conociendo solo el carbono total, bajo la hipótesis de que la distribución de las masas y carbono de los agregados es igual, resultó en buenos ajustes experimentales ($R^2 > 0.99$), permitiendo su uso en los casos en donde sólo se conoce el carbono total y la distribución de las masas de los agregados.

En términos de modelación de la distribución de masas y carbono en los agregados, el modelo propuesto implica que el agente cementante (C) define la masa de los agregados, congruente con la teoría jerárquica.

Literatura citada

- Báez, A., F. Paz, J. Etchevers y C. Hidalgo. 2012. Formación de agregados en cronosecuencias de tepetates. pp. 165-171. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05.
- Baldock, J.A. and B. D. Kay. 1987. Influence of cropping history and chemical treatments on the water-stable aggregation of a silt loam soil. *Can. J. Soil Sci.* 67:501-511
- Blanco-Canqui, H. and R. Lal. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* 21:481-504
- Bronick, C.J. and R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124:3-22
- Ciric, V., M. Manojlovic, L. Nestic and M. Belic. 2012. Soil dry aggregate size distribution: effect of soil type and land use. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 12:689-703
- Fuentes, M., F. Paz, C. Hidalgo y F. Paz. 2012. Modelación y síntesis de la dinámica del carbono en agregados asociada a prácticas de conservación en cultivos agrícolas. pp. 51-57. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05.
- Kemper, W. D. and R. C. Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: A. Klute (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Second Edition*. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA. Madison, WI pp 425-442
- Nichols, K. A. and M. Toro. 2011. A whole soil stability index (WSSI) for evaluating soil aggregation. *Soil and Tillage Research* 111:99-104
- Niewczas, J. and B. Witkowska-Walczak. 2005. The soil aggregate stability index (ASI) and its extreme values. *Soil and Tillage Research* 80:69-78
- Parsa-Retana, M., A. S. Velázquez-Rodríguez, A. R. Endara-Agramont y F. Paz-Pellat. 2019. Dinámica y modelación del carbono en agregados de suelos asociados a bosques infestados por muérdago enano. pp. 167-174. En: F. Paz, A. Velázquez y M. Rojo (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019*. Texcoco, Estado de México, México. ISBN en trámite.
- Paz, F., C. Hidalgo, J. Etchevers y M. Fuentes. 2012. Equivalencia ambiental y modelación de la dinámica del carbono en los agregados de los suelos. pp. 100-107. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances*

- Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05.
- Paz, F. *et al.* 2021. Modelo general de la distribución de carbono orgánico en las unidades estructurales de los suelos. En estas memorias.
- Six, J., E. T. Elliot and K. Paustian. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. Normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1042-1049
- Tisdall J. M and Oades J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163.
- Velázquez-Rodríguez, A. S., D. Flores-Román, J. D. Etchevers-Barra y F. Paz-Pellat. 2012.a Compuestos orgánicos y formación de agregados estables en tepetates. pp. 131-136. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones.* Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05.
- Velázquez-Rodríguez, A., F. Paz-Pellat, C. Hidalgo y J. Etchevers. 2012b. Síntesis de los patrones asociados a la formación de agregados de suelos a partir de tepetates. pp. 145-153. En: Paz, F., M. Bazan y V. Saynes (eds.). *Dinámica del Carbono en el Suelo 2012. Serie Avances Temáticos del Ciclo del Carbono y sus Interacciones.* Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-05.

7.26. Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos

Paz-Pellat Fernando¹

¹ GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La modelación del proceso de descomposición del carbono orgánico del suelo ante perturbaciones naturales o antropogénicas, es una tarea que se ha aproximado a través de modelos complejos de compartimentos múltiples de cinéticas de orden n . Estos modelos utilizan compartimentos “virtuales” (conceptuales) que resultan difíciles de definir por técnicas de laboratorio. La alternativa a este paradigma de modelación es el uso de un modelo de cinética de orden n general, de un solo compartimento. Del análisis de los patrones temporales de largo plazo en experimentos de suelo desnudo y, de argumentos de equivalencia de modelos complejos en uso a la cinética propuesta, se discuten las soluciones de la cinética de orden n y se comentan sus ventajas en las aplicaciones.

Palabras clave: *modelar lo medible, modelos acoplados de cinéticas de orden uno, almacenes virtuales, aproximación de suma de exponenciales, cinética de orden n .*

Abstract

The modeling of the decomposition process of soil organic carbon under natural or anthropogenic disturbances is a task that has been approximated by complex models with multiple compartments of kinetics of n order. These models use “virtual” (conceptual) compartments that are difficult to define by laboratory techniques. The alternative to this modeling paradigm in use is the use of a general n -order, single-compartment kinetic model. From the analysis of the long-term temporal patterns in bare soil experiments and from the equivalence arguments of complex models in use to the proposed kinetics, the solutions of the n -order kinetics are discussed and their advantages in the applications are discussed.

Key words: *modeling the measurable, coupled models of order one kinetics, virtual compartments, approximation of sum of exponentials, kinetics of n order*

Introducción

El proceso de descomposición de la materia orgánica del suelo produce emisiones de CO₂ que inciden en el cambio climático, por lo que su modelación es importante para analizar los efectos de las perturbaciones, naturales o antropogénicas, de los suelos.

Manzoni y Porporato (2009) analizaron alrededor de 250 modelos de la dinámica del carbono (y nitrógeno) orgánico de los suelos (COS), en donde la gran mayoría utiliza ecuaciones diferenciales ordinarias para representar la cinética de los almacenes o compartimentos que componen el COS. Las cinéticas representadas de los almacenes son de primer orden ($dC/dt = -kC$), cuya solución es una función exponencial ($C = C_0 \exp(-kt)$), en donde C_0 es el valor del COS para $t = 0$.

Los modelos de la dinámica de descomposición del COS utilizan almacenes “virtuales” de tipo conceptual, que resultan muy difíciles de caracterizar en laboratorio, por lo que es necesario modelar lo susceptible de ser medido (Elliot *et al.*, 1996). Entre los modelos más utilizados están el CENTURY (Parton *et al.*, 1988) y el RothC (Coleman y Jenkinson, 1996), que tienen cinco almacenes virtuales, caracterizados por su tamaño (proporción p del C total) y tasa de cambio o reacción (k).

En la actualidad se siguen desarrollando modelos más complejos (con decenas o cientos de parámetros), sin que se logren reducir las incertidumbres del proceso de modelación, por lo que se ha planteado la necesidad de desarrollo de modelos suficientemente simples para incrementar el entendimiento de éstos (Manzoni y Porporato, 2009).

En este trabajo se presenta un paradigma de modelación diferente al esquema de utilizar cinéticas de orden uno y compartimentos múltiples (con interacciones o no), de tal manera que se puede parametrizar con lo medible.

Patrones temporales del proceso de descomposición del COS

Con el uso de datos digitalizados de experimentos de largo plazo de suelo desnudo (no ingresos) de Barré *et al.* (2010), como prueba de concepto, la Figura 1 muestra cuatro patrones encontrados, asociados a diferentes funciones matemáticas, los cuales caracterizan los patrones temporales típicos del COS en descomposición.

Los modelos matemáticos que se muestran en la Figura 1, plantean un problema de aparente inexistencia de una función matemática única para el objetivo planteado. Esta visión de tipo empírico, parte de analizar los resultados de un proceso dinámico y no del proceso mismo.

En lo particular, el modelo de suma de componentes exponenciales de la Figura 1, implica que la dinámica de descomposición puede representarse como la suma de las dinámicas de los compartimentos del COS, el cual es fundamento de los modelos de compartimentos múltiples con cinéticas de orden uno.

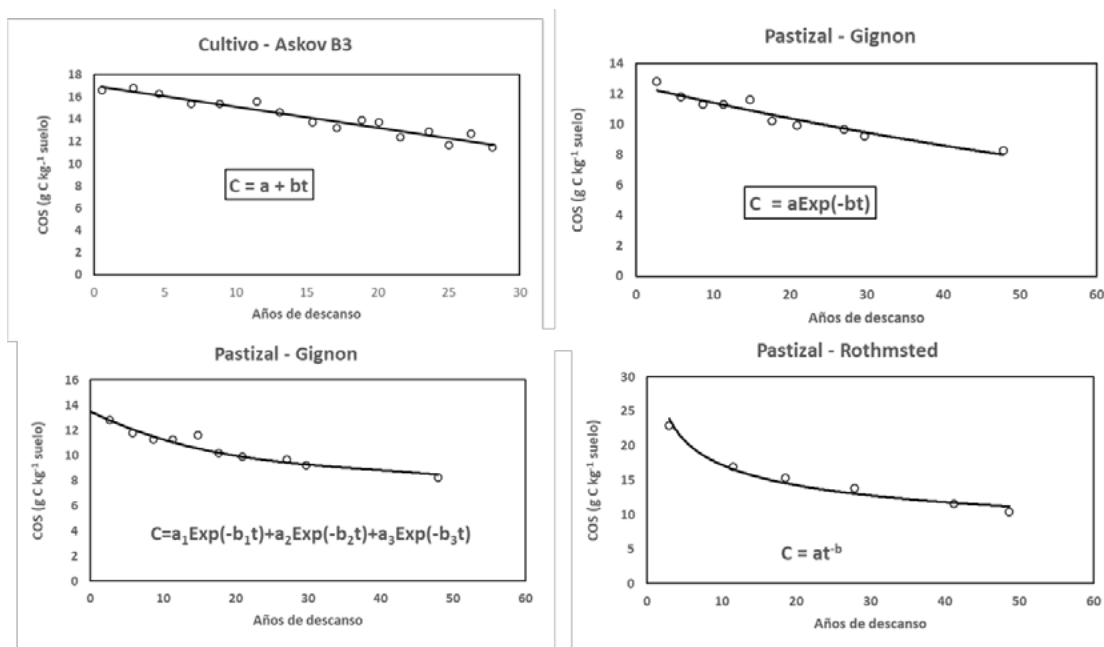


Figura 1. Patrones temporales y su caracterización matemática, de procesos de descomposición del COS de experimentos de largo plazo de suelo desnudo. Adaptado de Barré *et al.* (2010).

Simplificación de sistemas acoplados a desacoplados de cinéticas de primer orden

En la Figura 2 se muestra el modelo CENTURY (sin mostrar flujos de CO₂), el cual fue analizado por Bolker *et al.* (1998). Estos autores demostraron, con técnicas numéricas, que el modelo está sobre parametrizado (múltiples interacciones entre los compartimentos, acoplándolos) y puede plantearse en forma desacoplada, independiente de que haya o no interacciones, como se muestra en la Figura 2.

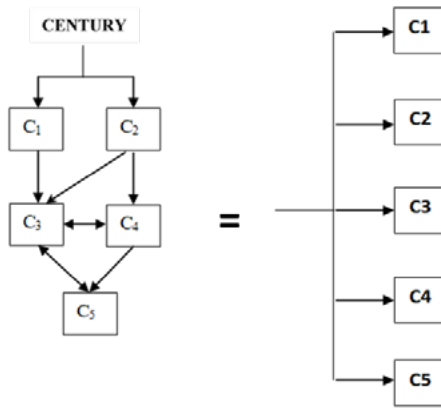


Figura 2. Esquema del modelo CENTURY acoplado y su equivalencia a un modelo desacoplado

El modelo desacoplado del CENTURY de la Figura 2 puede representarse como ($m = 5$):

$$C(t) = C_0 \sum_{i=1}^m p_i \exp(-k_i t) \quad (1)$$

En lo general, cualquier modelo de cinética de orden uno de múltiples compartimentos acoplados, puede desacoplarse al convertir pares de compartimentos en serie (con interacciones o no) en compartimentos en paralelo (Thuriés *et al.*, 2001; Manzoni *et al.*, 2012)

Aproximación de funciones potenciales por suma de exponenciales

El modelo de la relación (1) puede ser representado por un modelo de tipo potencial como (Norris *et al.*, 1958):

$$at^{-b} \approx \sum_{i=1}^m p_i \exp(-k_i t) \quad (2)$$

el cual tiene el problema de que, cuando t tiende a cero, C tiende a infinito.

Una formulación alternativa de la relación (2) fue dada por (Holtzman, 1965; Edgington, 1965; Probert y Larson, 1972):

$$\left(\frac{t+\gamma}{\gamma}\right)^{-b} = \left(1 + \frac{t}{\gamma}\right)^{-b} = (1 + at)^{-b} \approx \sum_{i=1}^m p_i \exp(-k_i t) \quad (3)$$

De la relación (3), modelos como el CENTURY, Figura 2, pueden ser aproximados por modelos potenciales.

Modelo de descomposición del COS

El proceso de descomposición del COS puede conceptualizarse como una “cascada” (proceso iterativo) de transformaciones de descomposición, con mineralizaciones del C por acción de los descomponedores (biomasa microbiana), en cada paso de la cascada (Swift *et al.*, 1979). La cascada (proceso multiplicativo) de descomposición puede plantearse como una cinética de orden n :

$$\frac{dC}{dt} = -k_n C^n \quad (4)$$

La solución a la relación (4), para diferentes valores de n está dada por:

$$C(t) = \frac{C_0}{[1 + k_n C_0^{n-1} (n-1)t]^{\frac{1}{n-1}}} \quad (5)$$

Para el caso $n = 0$, se tiene:

$$\frac{dC}{dt} = -k_0 \quad (6)$$

cuya solución es:

$$C(t) = C_0 - k_0 t \quad (7)$$

Para el caso $n = 1$, se tiene:

$$\frac{dC}{dt} = -k_1 C \quad (8)$$

cuya solución es:

$$C(t) = C_o \exp(-k_1 t) \quad (9)$$

Finalmente, para el caso $n = 2$ se tiene:

$$\frac{dC}{dt} = -k_2 C^2 \quad (10)$$

Cuya solución es:

$$C(t) = \frac{C_o}{1+k_2 C_o t} \quad (11)$$

La ecuación general (5) puede ponerse como:

$$\frac{C(t)}{C_o} = [1 + at]^{-b} \quad (12)$$

la cual es equivalente a la relación (3), con los parámetros definidos como:

$$a = k_n C_o^{n-1} (n - 1) \quad (13)$$

$$b = \frac{1}{n-1} \quad (14)$$

por lo que la suma de exponenciales aproxima el modelo general. Así, de la Figura 1, todos los patrones temporales identificados del proceso de descomposición se pueden caracterizar por una cinética de orden n .

Para el caso de aplicaciones en las ciencias del suelo, la cinética de orden n ha sido aplicada por Stanford (1968), Whitmore (1996) y Whitmore y Matus (1996) usando $n = 2$ y discutida en lo general por Gehringer (2016). Para el caso de la descomposición del mantillo, Ezcurra y Becerra (1987) y Montaña *et al.* (1988) usaron la cinética de orden n .

Aplicación del modelo en cronosecuencias

El modelo de cinética de orden n fue ajustado a cronosecuencias asociadas al cambio de uso del suelo y vegetación publicadas en la literatura. En este caso, el carbono orgánico medido es el total y consta del COS en proceso de descomposición de la vegetación original y el COS absorbiéndose de la vegetación nueva del cambio realizado. Usando técnicas de ^{13}C (Balesdent y Mariotti, 1987), se separó el COS de la descomposición para su análisis (Paz y Etchevers, 2021). Se consideraron 213 cronosecuencias (105 de absorción y 108 de descomposición). La Figura 3 muestra los resultados obtenidos del ajuste del modelo de cinética de orden n para el proceso de descomposición, donde los resultados fueron buenos ($R^2 > 0.99$), mostrando que el modelo resulta satisfactorio en los ajustes empíricos.

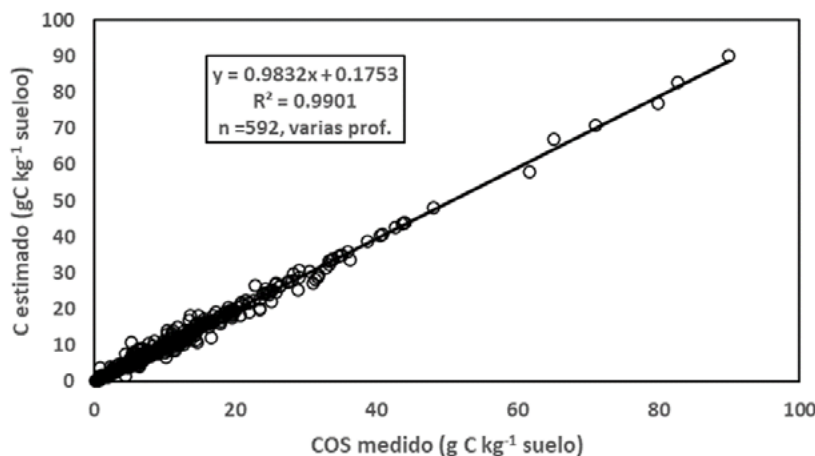


Figura 3. Ajuste estadístico del modelo de cinética de orden n a datos de cronosecuencias

Comentarios finales

El modelo de cinética de orden n aproxima los diferentes patrones temporales que se observan durante el proceso de descomposición del carbono orgánico de los suelos (COS), además de que permite aproximar modelos más complejos en uso.

La gran ventaja del modelo aquí propuesto, es que sólo requiere de un almacén (COS), el cual se mide en forma rutinaria en el laboratorio y puede parametrizarse fácilmente con datos medidos. Además, el modelo potencial de solución de la cinética tiene sólo dos parámetros, que pueden simplificarse en uno solo (Astarita, 1985), por lo que representa el modelo no lineal más simple existente. Con un solo parámetro, conocido el tiempo de cambio del COS, el modelo queda totalmente parametrizado, evitando así el problema de abordar los modelos en uso, que requieren asumir condiciones de equilibrio.

Literatura citada

- Astarita, G. 1985. Scaleup: overview, closing remarks, and cautions. In: A.L. Bisio and R. L. Kabel (eds.). Scaleup of Chemical Processes. Wiley, New York
- Balesdent, J. and A. Mariotti. 1987. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 19:25-30
- Barré, P., T. Eglin, B. T. Christensen, P. Ciais, T. Kätterer, F. van Oort, P. Peylin, P. R. Poulton, V. Romanenkov and C. Chenu. 2010. Quantifying and isolating stable soil organic carbon using long-term bare fallow experiments. *Biogeosciences* 7:3839-3850
- Bolker, B. M., S. W. Pacala and W. J. Parton. 1998. Linear analysis of soil decomposition: insights from the Century model. *Ecological Applications* 8:425-439
- Coleman, K. and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. pp.237-246. In: D. S. Powlson, P. Smith, and J. U. Smith (eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets. Springer-Verlag. Berlin. Volume 38
- Holtzman, R. B. 1965. A theory of the kinetics of alkaline earth and tracer metabolism. *Radiation Research* 25:277-294
- Edgington, D. N. 1965. A proposed mechanism for the uptake of radioactive tracers by in vitro hydroxyapatite system. *Radiation Research* 25:257-268
- Elliot, E. T., K. Paustian and S. D. Frey. 1996. Modeling the measurable or measuring the modellable: a hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionations. In: D. S. Powlson, P. Smith and J. U. Smith (eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models, NATO ASI Series. Springer-Verlag. Berlin. Vol. 138 pp. 161-179
- Ezcurra, E. and J. Becerra. 1987. Experimental decomposition of litter from the Tamaulipan cloud forest: a comparison of four simple models. *Biotropica* 19:290-296
- Gehring, K. R. 2016. A power-law alternative to simple exponential decay for modeling mass loss due to decomposition (DRAFT). doi:10.13140/RG.2.2.24635.82727 (https://www.researchgate.net/publication/307958026_A_power-law_alternative_to_simple_exponential_decay_for_modeling_mass_loss_due_to_decomposition_DRAFT)
- Holtzman, R. B. 1965. A theory of the kinetics of alkaline earth and tracer metabolism. *Radiation Research* 25:277-294
- Manzoni, S., G. Piñeiro, R. B. Jackson, E. G. Jobbagy, J. H. Kin and A. Porporato. 2012. Analytical models of soil and litter decomposition: solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology and Biochemistry* 50:66-76
- Manzoni, S. and A. Porporato. 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1355-1379
- Montaña, C., E. Ezcurra, A. Carillo and J. P. Delhoume. 1988. The decomposition of litter in grasslands of Northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *Journal of Arid Environments* 14:55-60
- Norris, W. P., S. A. Tyler and A. M. Brues. 1958. Retention of radioactive bone-seekers. *Science* 128:456-4
- 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. J. Etchevers. 2021. Parametrización de la dinámica del modelo COLPOS mediante cronosecuencias de cambio del uso del suelo y vegetación. Aceptado para su publicación en *Terra Latinoamericana*
- Probert, M. E. and S. Larsen. 1972. The kinetics of heterogeneous isotopic exchange. *Journal of Soil Science* 23:76-81
- Stanford, G. 1968. Extraction of soil organic nitrogen by autoclaving in water: 2. A kinetic approach to estimating the NaOH-distillable fraction. *Soil Science* 107:323-328
- Swift, M. J., O. W. Heal and J. M. Anderson. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell. Oxford, England
- Thuriès, L., M. Pansu, C. Feller, P. Herrmann, and J.C. Rémy. 2001. Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 33:997-1010
- Whitmore, A.P. 1996. Alternative kinetic laws to describe the turnover of the microbial biomass. *Plant and Soil* 181:169-173
- Whitmore, A. P. and F. J. Matus. 1996. The decomposition of wheat and clover residues in soil: measurements and modelling. pp. 465-469. In: O. Van Cleemput, G. Hofman and A. Vermoesen A. (eds). Progress in Nitrogen Cycling Studies. Developments in Plant and Soil Sciences. Vol. 68. Springer, Dordrecht

7.27. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: tasas de cambio dependientes del tiempo

Paz-Pellat Fernando¹

¹ GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

El modelo de un solo compartimento de la dinámica de la descomposición de la materia orgánica con cinética de orden n se muestra como referencia a otros enfoques. Así, se presenta un modelo de cinética de orden m para la tasa de cambio o reacción y se presentan los resultados para el caso de una cinética de orden uno del carbono (C). Asimismo, se discute un modelo empírico para la tasa de cambio, modelo cinético de orden uno de C y se revisan los resultados. En estos casos, las diferencias de los modelos implican una transformación logarítmica de las mismas estructuras matemáticas de los modelos, lo que plantea un esquema general de modelación. Adicionalmente, se analiza el caso de un modelo temporal de la tasa de cambio para una cinética de orden cero del C, que tiene tasas de cambio indeterminadas para el tiempo cero, pero al usar una función exponencial se elimina este caso. Se analiza y discute la utilidad de otras formulaciones empíricas.

Palabras clave: *cinética de orden m , tasa de cambio o reacción, modelos empíricos, relaciones logarítmicas y aritméticas, modelo generalizado*

Abstract

The single compartment model of the dynamics of organic matter decomposition with n order kinetics is presented as a reference to other approaches. Thus, a kinetic model of m order is presented for the rate of change or reaction and the results are presented for the case of a kinetics of order one of carbon (C). Likewise, an empirical model for the change rate is discussed, with a kinetic model of order one of C, and the results are reviewed. In these cases, the differences of the models imply a logarithmic transformation of the same mathematical structures of the models, which imply a general modeling scheme. Additionally, the case of a temporal model of the rate of change is analyzed for a zero-order kinetics of C, which has indeterminate rates of change for time zero, but when using an exponential function, this case is eliminated. Other empirical formulations are analyzed and discussed for their usefulness.

Key words: *kinetics of order m , rate of change or reaction, empirical models, logarithmic and arithmetic relationships, generalized model*

Introducción

El proceso de descomposición del carbono orgánico de los suelos (COS) y del mantillo, sobre la superficie del suelo, puede caracterizarse de formas alternativas, en donde predominan los modelos con múltiples compartimentos conectados entre sí y con cinéticas de orden uno (Manzoni y Porporato, 2009). Una alternativa al uso de modelos con compartimentos múltiples es el uso de un solo compartimento, pero con cinética de orden n (Paz, 2021).

Una generalización de la cinética de orden n es considerar cinéticas que, además, tengan la tasa de cambio (reacción) dependiente del tiempo:

$$\frac{dC}{dt} = -K(t)C^n \quad (1)$$

En la relación (1) la tasa de cambio se puso en mayúscula, para diferenciarla de k , la cual es constante.

En este trabajo se analizan soluciones diferentes a la formulación de $K(t)$ y se discute su equivalencia con el modelo discutido por Paz (2021).

Modelo de cinética de orden n

De acuerdo con Paz (2021), el modelo de cinética de orden n puede formularse como:

$$\frac{dC}{dt} = -k_n C^n \quad (2)$$

La solución a la relación (2), para $n \neq 1$ está dada por:

$$\frac{C(t)}{C_0} = [1 + k_n C_0^{n-1} (n-1)t]^{-\frac{1}{n-1}} \quad (3)$$

Para el caso $n = 1$, se tiene:

$$\frac{dC}{dt} = -k_1 C \quad (4)$$

cuya solución es:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp(-k_1 t) \quad (5)$$

La ecuación general (3) puede ser puesta como:

$$\frac{C(t)}{C_0} = [1 + at]^{-b} \quad (6)$$

la cual es equivalente a la relación (3) con los parámetros definidos como:

$$a = k_n C_0^{n-1} (n-1) \quad (7)$$

$$b = \frac{1}{n-1} \quad (8)$$

El modelo de cinética de orden n , relación (3) y (5), tiene como límites: $C = C_0$ cuando $t = 0$ y $C = 0$ cuando $t = \infty$

Formulación de modelos para $K(t)$

La relación (4) puede plantearse como una cinética de orden uno con tasa de reacción dependiente del tiempo:

$$\frac{dC}{dt} = -K(t)C \quad (9)$$

Para resolver esta relación, ésta puede formularse como:

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = \int_0^t -K(t) dt \quad (10)$$

que para el caso general de k dependiente del tiempo puede resolverse como (Rovira y Rovira, 2010):

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left[\int_0^t -K(t) dt\right] \quad (11)$$

Cinética de orden m para $K(t)$ y cinética de orden uno para C

Un modelo de cinética de orden m para sustituirse en la relación (11) es:

$$\frac{dK}{dt} = -K_t K^m \quad (12)$$

cuya solución para está dada por:

Caso $m = 1$:

$$K(t) = K_{t_0} \exp(-K_t t) \quad (13)$$

Caso $m \neq 1$:

$$K(t) = K_{t_0} [1 + K_t K_{t_0}^{m-1} (m-1)t]^{-\frac{1}{m-1}} \quad (14)$$

La sustitución de las relaciones (13) y (14) en la relación (11) da:

Caso $m = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{K_{t_0}}{K_0} \right) [\exp(-K_t t) - 1] \right\} \quad (15)$$

Caso $m \neq 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left[\frac{a}{b(c-1)} \right] [(1 + bt)^{1-c} - 1] \right\} \quad (16)$$

con:

$$a = K_{t_0} \quad (17)$$

$$b = K_{t_0} K_t^{m-1} (m - 1) \quad (18)$$

$$c = \frac{1}{m-1} \quad (19)$$

El uso del modelo $K(t)$ de cinética de orden m genera soluciones para $C(t)/C_0$ transformadas logarítmicamente en relación al modelo de cinética de orden n para C . Las relaciones (13) y (14) tienen los límites: $K = K_{t_0}$ para $t = 0$ y $K = 0$ para $t = \infty$

Relaciones empíricas para $K(t)$ y cinética de orden uno de C

Jansen (1984) analizó el patrón temporal de descomposición de las tasas de cambio de k y planteó una relación potencial ($Y=aX^{-b}$) para su ajuste empírico. Dado que la relación potencial no está definida (tiende a infinito) cuando $t = 0$, el autor modificó la relación al introducir una constante a (“edad inicial aparente”) para quedar como

$$K(t) = p(a + t)^{-q} \quad (20)$$

Esta relación también fue utilizada por Middelburg (1989) en el contexto de la descomposición de la materia orgánica en sedimentos marinos.

Sustituyendo la relación (20) en la (11), caso $q = 1$, se obtiene:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left[1 + \left(\frac{1}{a} \right) t \right]^{-p} \quad (21)$$

que es similar al caso de la cinética de orden n de C que se mostró en la relación (3).

Para el caso $q \neq 1$, la solución está dada por (Tarutis, 1993):

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{p}{q+1} \right) [a^{q+1} - (a + t)^{q+1}] \right\} \quad (22)$$

Para el caso $q = 0$ se obtiene

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp(-pt) \quad (23)$$

y para el caso $q \neq 1$ y $a = 0$ se obtiene:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{p}{q+1} \right) t^{q+1} \right\} \quad (24)$$

Kolenbrander (1974) desarrolló la relación:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left[- \left(n + \frac{p}{t+1} \right) t \right]$$

que implica un modelo de $K(t)$:

$$K(t) = n + p(1 + t)^{-2}$$

El modelo de Kolenbrander (1974) presenta el límite $K = n$ cuando $t = \infty$, por lo que puede transformarse para obtener $K = 0$ en ese límite con el cambio de $K(t)$ por $[K(t) - K_\infty]$ en las relaciones

presentadas. Lo mismo sucede con el caso de $C(t)$ al usar C_{∞} cuando $t = \infty$. Si se compara el modelo de $K(t)$ con la relación (19), por ejemplo, implica $(1/a) = 1$ y $(q+1) = 2$ ($a = 1$ y $q = 1$)

El modelo $K(t) = a \exp(-bt)$ de la relación (13) ha sido aplicado por Berner (1964) para sedimentos marinos y por Godshalk y Wetzel (1978) para mantillo.

Rovira y Vallejo (1997); Fang *et al.* (2005); Rovira y Rovira (2010) presentaron el modelo $K(t) = a + b \exp(-mt)$, por lo que $K_{\infty} = a$ y la relación (15) debe considerar el término $K_{\infty}t$ dentro de la función exponencial.

Relaciones empíricas para $K(t)$ y cinética de orden cero de C

Un último caso de relación empíricas para $K(t)$ es considerar una dinámica de orden cero de C :

$$\frac{dC}{dt} = -K(t)C^0 = -K(t) \quad (25)$$

donde $dK(t)/dt$ está dado, utilizando la notación de Manzoni *et al.* (2012), por:

$$\frac{dK}{dt} = \left[\frac{(a-1)a}{b^a} \right] K^{a-2} \quad (26)$$

por lo que $K(t)$ está dada por:

$$K(t) = \left(\frac{a}{b} \right) \left(\frac{t}{b} \right)^{a-1} \quad (27)$$

y $C(t)$ por:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp \left\{ - \left(\frac{t}{b} \right)^a \right\} \quad (28)$$

Si se considera $a < 1$, la función $K(t)$ no está definida para $t = 0$, pero la función de $C(t)$, relación (28), tiene como límites $C = C_0$ para $t = 0$ y $C = 0$ para $t = \infty$

El modelo de la relación (28), y (24), con diferentes notaciones, ha sido propuesto por Kelly y Beauchamp (1987); Yang y Jansen (2000); Feng y Li (2001); Cornwell y Weedon (2014); Kopelman (1988) y Parent (2017), con los últimos dos autores en el contexto de cinética fractal. Johnston (2006) y Andersen *et al.* (2011) han discutido la aproximación de la relación (28), después de usar la función exponencial en ambos lados, con la suma de funciones exponenciales.

Otros modelos empíricos

Varios autores (Van Cleve, 1971; Howard y Howard, 1974; Pal y Broadbent, 1975; Wieder y Lang, 1982; Rothman y Forney, 2007; Zhou *et al.*, 2017) han planteado la relación:

$$C(t) = at^{-b} \quad (29)$$

la cual no está definida para $t = 0$ (Jansen, 1984; Bodreau *et al.*, 2008), por lo que no puede usarse para este caso y requiere de su reformulación (Jansen, 1984; Bodreau *et al.*, 2008), usando los modelos discutidos previamente. El uso de una constante aditiva (Van Cleve, 1971) no elimina el problema de indeterminación para $t = 0$.

El uso de polinomios de segundo grado solo se ajusta bien a los tiempos cortos (Pal y Broadbent, 1975) y no tiene bases para su uso en tiempos largos.

Finalmente, otro modelo que se presenta es la literatura (Salter y Green, 1933; Wadman y Haan, 1997; Howard y Howard, 1974) es:

$$C(t) = cr^{-t} = a \exp[-\ln(r)t] \quad (30)$$

que es equivalente al modelo exponencial discutido en la relación (5). El uso de una constante aditiva a_0 en la relación (30) define el límite para $t = \infty$ ($C_{\infty} = a_0$)

Comentarios finales

Los desarrollos que se muestran, plantean dos modelos globales de un solo compartimento o almacén de la dinámica del carbono orgánico, con estructuras matemáticas similares, pero con diferentes tipos de transformación de la razón $C(t)/C_0$. La equivalencia de modelos de la descomposición de la materia orgánica ha sido explorada por otros autores (Tarutis, 1993; Bosatta y Agren, 1995), pero en un contexto limitado de análisis, por lo que este trabajo propone un marco teórico genérico que será usado en otros desarrollos.

Literatura citada

- Andersen, R.S., M.P. Edwards, S.A. Husain and R.J. Loy. 2011. Sums of exponentials approximations for the Kohlrausch function. 19th International Congress on Modelling and Simulation. Perth, Australia, 12-16 December 2011 (<http://mssanz.org.au/modsim2011>)
- Berner, R.A. 1964. An idealized model of dissolved sulfate distribution in recent sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 28:1497-1503
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1995. The power and reactive continuum models as particular cases of the q-theory of organic matter dynamics. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59:3833-3835
- Boudreau, B.P., C. Arnosti, B.B. Jorgensen and D.E. Canfield. 2008. Comment on "Physical model for the decay and preservation of marine organic carbon". *Science* 319:1616b
- Cornwell, W.K. and J.T. Weedon. 2014. Decomposition trajectories of diverse litter types: a model selection analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 5:173-182
- Fang, C., P. Smith and J.U. Smith. 2005. A simple equation for simulating C decomposition in a multi-component pool of soil organic matter. *European Journal of Soil Science* 56:815-820
- Feng, Y. and X. Li. 2001. An analytical model of soil organic carbon dynamics based on a simple "hockey stick" function. *Soil Science* 166:431-440
- Godshalk, G.L. and R.G. Wetzel. 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. *Aquatic Botany* 5:301-327
- Howard, P.J.A. and D.M. Howard. 1974. Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. 1. Weight loss and chemical composition of decomposing litter. *Oikos* 25:341-352
- Janssen, B.H. 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil* 76:297-304
- Johnston, D. 2006. Stretched exponential relaxation arising from a continuous sum of exponentials decays. *Phys. Rev. B* 74, 184430
- Kelly, J.M. and J.J. Beauchamp. 1987. Mass loss and nutrient changes in decomposition upland oak and mesic mixed-hardwood leaf litter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1616-1622
- Kolenbrander, G.J. 1974. Efficiency of organic manure in increasing soil organic matter content. *Trans. 10th Int. Congr. Soil Sci.* 2:129-136
- Kopelman, R. 1988. Fractal reaction kinetics. *Science* 241:1620-1626
- Manzoni, S. and A. Porporato. 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1355-1379
- Manzoni, S., G. Piñeiro, R.B. Jackson, E.G. Jobbagy, J.H. Kin and A. Porporato. 2012. Analytical models of soil and litter decomposition: solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology and Biochemistry* 50:66-76
- Middelburg, J.J. 1989. A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53:1577-1581
- Pal, D. and F.E. Broadbent. 1975. Kinetics of rice Straw decomposition in soils. *J. Environ. Qual.* 4:256-260
- Parent, L.E. 2017. Fractal kinetics parameters regulating carbon decomposition rate under contrasting soil management systems. *Open Journal of Soil Science* 7:111-117
- Paz, F. 2021. Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos. Estas mismas memorias
- Rothman, D.H. and D.C. Forney. 2007. Physical model for the decay and preservation of marine organic carbon. *Science* 316-1325-1328
- Rovira, P. and R. Rovira. 2010. Fitting litter decomposition datasets to mathematical curves: towards a generalized exponential approach. *Geoderma* 155:329-343
- Rovira, P. and V.R. Vallejo. 1997. Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: the effects of incubation Depth. *Soil Biol. Biochem.* 29:1509-1520
- Salter, R.M. and T.C. Green. 1933. Factors affecting the accumulation and loss of nitrogen and organic carbon in cropped soils. *J. Am. Soc. Agron.* 25:622-630
- Tarutis, W.J. 1993. On the equivalence of the power and reactive continuum models of organic matter diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57:1349-1350
- Van Cleve, K. 1971. Energy- and weight-loss functions for decomposing foliage in birch and aspen forests in interior Alaska. *Ecology* 52:720-723
- Wadman, W.P. and S. de Haan. 1997. Decomposition of organic matter from soils in the long-term pot experiment. *Plant and Soil* 189:289-301
- Weider, R.K. and G.E. Lang. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63:1636-1642
- Yang, H.S. and B.H. Janssen. 2000. A mono-component model of carbon mineralization with a dynamic rate constant. *European Journal of Soil Science* 51:517-529
- Zhou, W., J. He, D. Hui and W. Shen. 2017. Quantifying the short-term Dynamic of soil organic carbon decomposition using a power function model. *Ecological Processes* doi:10.1186/s13717-017-0077-5

7.28. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo

Paz-Pellat Fernando¹

¹ GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

Partiendo del enfoque de compartimentos (tipos de materia orgánica) múltiples del carbono orgánico de los suelos (COS) y su generalización para un número infinito de compartimentos, se presenta la teoría del continuo reactivo, para definir la dinámica del COS en términos de promedios. La teoría se discute utilizando una distribución de probabilidad Gamma para las densidades iniciales del carbono orgánico, lo que genera un resultado similar al modelo de cinética de orden n . Asimismo, para la generalización de los desarrollos, se discuten las distribuciones Lévy estables positivas para definir una familia que genera todos los casos analizados en los modelos con tasas de reacción dependientes del tiempo, además de generalizarlos usando la función Mittag-Leffler.

Palabras clave: *infinito de sustancias de la materia orgánica, función inicial de distribución, distribución Gamma, distribuciones Lévy estables positivas, función de Mittag-Leffler*

Abstract

Starting from the approach of multiple compartments (types of organic matter) of soil organic carbon (SOC) and its generalization for an infinite number of compartments, the theory of the reactive continuum is presented, to define the dynamics of SOC in terms of averages. The theory is discussed using a Gamma probability distribution for the initial organic carbon densities, which generates a similar result to the kinetic model of order n . Likewise, for the generalization of the developments, the positive stable Levy distributions are discussed to define a family that generates all the cases analyzed in the models with time-dependent reaction rates, in addition to generalizing them using the Mittag-Leffler function.

Key words: *infinite number of organic matter substances, initial distribution function, Gamma distribution, positive stable Lévy distributions, Mittag-Leffler function*

Introducción

La modelación del proceso de descomposición de la materia orgánica de los suelos (MOS), o de disipación de componentes en el suelo, se puede plantear usando diferentes conceptualizaciones que son equivalentes en su estructura matemática (Paz, 2021a y b).

Los modelos “clásicos” de descomposición de la MOS generalmente son de múltiples compartimentos (diferentes tipos de MOS) asociados a cinéticas de orden uno (Manzoni y Porporato, 2009). Paz (2021a) discute el uso de un modelo de un solo compartimento, pero con cinética de orden n . La materia orgánica del suelo y biomasa, así como de los océanos y sedimentos marinos, contiene más de 10^7 tipos de sustancias orgánicas (Wackett, 2006), por lo que el uso de compartimentos de la MOS de tipo finito (discreto) plantea la necesidad de reconsiderar el marco conceptual utilizado.

En este trabajo se discute la teoría del continuo reactivo (Aris y Gavalas, 1966; Boudreau y Ruddick, 1991), y formulaciones similares, con relación al modelo de cinética de orden n discutido por Paz (2021a).

Modelo de cinética de orden n

De acuerdo con Paz (2021a), el modelo de cinética de orden n puede formularse como:

$$\frac{dC}{dt} = -k_n C^n \quad (1)$$

La solución a la relación (1), para $n \neq 1$ está dada por:

$$\frac{C(t)}{C_0} = [1 + k_n C_0^{n-1} (n-1)t]^{-\frac{1}{n-1}} \quad (2)$$

Para el caso $n = 1$, se tiene:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp(-k_1 t) \quad (3)$$

La cinética de orden n está asociada a procesos iterativos (cascadas) de descomposición de la MOS (Swift *et al.*, 1979; Eijsackers y Zehnder, 1990).

Modelos de cinética de orden uno discretos

De acuerdo con los desarrollos de Gustafson y Holden (1990), en lo siguiente se presenta un esquema progresivo de complejidad de modelación.

El modelo clásico de un solo compartimento y cinética de orden uno, está definido por:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4)$$

cuya solución está dada por:

$$C(t) = C_0 \exp(-kt) \quad (5)$$

donde k es la tasa de cambio o reacción y C_0 es el valor de $C(t)$ para $t = 0$.

Para el caso de compartimentos (tipos de MOS) múltiples, desacoplados o acoplados (Kuzyakov, 2011), pueden plantearse como compartimentos en paralelo (separados o desacoplados) (Paz, 2021a):

$$C(t) = \sum_{i=1}^n C_i(t) \quad (6)$$

que de acuerdo con la relación (5) puede expresarse como:

$$C(t) = \sum_{i=1}^n C_i \exp(-k_i t) \quad (7)$$

Bajo la consideración de definir tipos de compartimentos (tipos de MOS) con la misma tasa de reacción k , se pueden definir m ($m \leq n$) tipos con k_i tasas de reacción, con diferentes proporciones de la concentración inicial del carbono orgánico del suelo (COS) con tasas k_j :

$$p_j = \sum_{k_i=k_j} \frac{C_{i0}}{C_0} \quad (8)$$

La relación (5) puede ponerse como:

$$C(t) = \sum_{i=1}^n C_i \exp(-k_i t) = \sum_{j=1}^m (p_j C_0) \exp(-k_j t) \quad (9)$$

lo que implica que $C(t)$ es el promedio de todas las contribuciones de la población de m procesos de descomposición de primer orden.

Al incrementar el número de compartimentos (tipos de MOS) para números cada vez más grandes, la relación (9) puede plantearse en forma continua:

$$C(t) = C_0 \int_0^\infty p(k) \exp(-kt) dk \quad (10)$$

donde $p(k)$ es la distribución de probabilidad de las tasas de reacción (reactividades) asociadas a las diferentes proporciones de C_0 (diferentes tipos de MOS). La distribución $p(k)$ solo tiene las restricciones:

$$\int_0^\infty p(k) dk = 1 \text{ y } p(k) \geq 0 \quad (11)$$

por lo que cualquier distribución de probabilidad es elegible.

Gustafson y Holden (1990) usaron la distribución de probabilidad Gamma para obtener resultados similares a los que se discuten en el siguiente apartado.

Teoría del continuo reactivo

La teoría del continuo reactivo (Aris y Gavalas, 1966; Aris, 1968) se basa en la idea propuesta por DeDonder (1931) de una mezcla (de materia orgánica) compuesta por un número infinito de componentes con un número infinito de reacciones (tasas de reacción o reactividades).

La discusión de esta teoría se fundamenta en la revisión de Boudreau y Ruddick (1991), con cambios en la notación utilizada, siguiendo la simbología de Agren y Bosatta (1998) y para la parte probabilística la de las variables Lévy estables positivas.

Los tipos reactivos de una mezcla de materia orgánica pueden caracterizarse mediante una función de distribución de probabilidad del carbono $\rho_c(k, t)$ que determina la concentración con reactividades entre k y $k + dk$, en donde dk es un incremento infinitesimal de k . Cada tipo reactivo conlleva una reacción de decaimiento de primer orden, de acuerdo con:

$$\frac{d\rho_c(k, t)}{dt} = -k\rho_c(k, t) \quad (12)$$

cuya solución está dada por:

$$\rho_c(k, t) = \rho_c(k, 0)\exp(-kt) \quad (13)$$

El carbono orgánico total, $C(t)$, es la integral de la función de distribución $\rho(k, t)$ (Aris, 1968):

$$C(t) = \int_0^\infty \rho_c(k, t) dk \quad (14)$$

o, de acuerdo con la relación (13):

$$C(t) = \int_0^\infty \rho_c(k, 0)\exp(-kt) dk \quad (15)$$

La derivada de la relación (15) está dada por:

$$\frac{dC(t)}{dt} = -\int_0^\infty k\rho_c(k, 0)\exp(-kt) dk \quad (16)$$

El caso de compartimentos múltiples finitos de la materia orgánica puede modelarse como una suma de funciones delta-Dirac de acuerdo con la relación (15):

$$C(t) = \int_0^\infty \sum_{j=1}^m \delta(k - k_j)\rho_c(k, 0)\exp(-kt) dk \quad (17)$$

en donde la integral de la función delta-Dirac es igual a uno, por lo que se puede establecer:

$$C(t) = \sum_{j=1}^m C_{j0}\exp(-k_j t) \quad (18)$$

que es similar a la relación (9).

Para determinar $C(t)$, relación (15), es necesario conocer la distribución de probabilidad inicial $\rho_c(k, 0)$. En la teoría del continuo reactivo, la función Gamma se ha utilizado para este fin (Aris, 1968 y 1989; Ho y Aris (1987); Krambeck, 1988):

$$f(k) = \frac{\theta^k k^{\delta-1} \exp(-\theta k)}{\Gamma(\delta)} \quad (19)$$

donde $\Gamma(\delta)$ es la función Gamma.

$C(t)$ está dada por:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \left(\frac{\theta}{\theta+t}\right)^\delta = \left[1 + \left(\frac{1}{\theta}\right)t\right]^{-\delta} \quad (20)$$

por lo que su derivada está definida por:

$$\frac{dC}{dt} = -k_\delta C^{1+\frac{1}{\delta}} \quad (21)$$

donde para el caso de $\delta \rightarrow \infty$ la cinética es de orden uno.

La relación (20) es equivalente a la relación (2), por lo que el uso de la distribución Gamma en la teoría del continuo reactivo genera un modelo similar al de la cinética de orden n (Tarutis, 1993; Bosatta y Agren, 1995).

Es importante enfatizar que $C(t)$ se refiere a valores promedio, aunque tiene una distribución de probabilidad asociada. Para evitar confusión en la simbología, no se utilizó el operador de esperanza matemática $E[\]$ para denotar promedios, pero más adelante se retoma esta notación.

La distribución Gamma, ha sido utilizada por varios autores (Hamaker, 1972; Gustavson y Holden, 1990; Boudreau, 1992; Connaughton *et al.*, 1993; Manzoni *et al.*, 2009; La Rowe y Amend, 2015; Mostovaya *et al.*, 2016 y 2017) en el mismo contexto.

El enfoque de la teoría del continuo reactivo es similar al de cinéticas desordenadas (Rossy y Vlad, 1999; Forney y Rothman, 2012a).

Otros modelos de distribución de la densidad de carbono inicial

Además de la función de distribución Gamma, se ha utilizado la Log-Uniforme (Forney y Rothman, 2007; Manzoni *et al.*, 2009 y 2012), la Log-Normal (Forney y Rothman, 2012a y b) y la Beta (Vähätalo *et al.*, 2010). Usando datos experimentales es posible estimar la distribución de probabilidad del enfoque del continuo reactivo (Forney y Rothman, 2012b)

En el campo de los procesos de flotación metalúrgicos, y otros, el interés reside en la formación de compuestos (residuos), por lo que las cinéticas se plantean como:

$$R(t) = \frac{c_0 - c(t)}{c_0} \quad (22)$$

por lo que:

$$\frac{c(t)}{c_0} = 1 - R(t) \quad (23)$$

donde $R_\infty = 1 - C_\infty$ es la recuperación última del proceso, por lo que los resultados están en el formato:

$$R(t) = R_\infty \left[1 - \frac{c(t)}{c_0} \right] \quad (24)$$

El modelo de la relación (24), enfoque del continuo reactivo, puede ponerse como:

$$R(t) = R_\infty \left[1 - \int_0^\infty f(k) \exp(-kt) dk \right] \quad (25)$$

en donde $f(k)$ es la función de densidad de las reactividades.

Jovanovic y Miljanovic, 2015; Bu *et al.* (2017), y referencias en estos trabajos, muestran soluciones para las distribuciones Gamma, Gamma-Bimodal, Triangular, Uniforme, Sinusoidal, Exponencial, Normal Weibull, Normal Doble, delta-Dirac, principalmente.

Un modelo propuesto por Tarjan (1986), citado por Ahmed (2004) y Vinnett y Waters (2020), es el modelo empírico (no derivado de una distribución de probabilidad) Rosin-Rammler dado por:

$$R(t) = R_\infty [1 - \exp\{-(k_{RR}t)^{a_{RR}}\}] \quad (26)$$

que, para el caso de la dinámica del carbono orgánico, puede establecerse como:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp[-(k_{RR}t)^{a_{RR}}] \quad (27)$$

que es similar al modelo que se discute en Paz (2021b) para modelos con k dependiente del tiempo.

Además del promedio de $C(t)$, es posible estimar su varianza (expansión de Taylor) para evaluar la incertidumbre de las estimaciones (Tarutis, 1994).

Función generadora de momentos de distribuciones de probabilidad y transformadas de Laplace

La obtención de las soluciones asociadas a diferentes distribuciones de probabilidad puede plantearse de acuerdo con la función generadora de momentos (*e.g.* Stanley, 2003):

$$M_k(t) = E[\exp(kt)] \quad (28)$$

donde $E[]$ es el operador de esperanza matemática (promedio). La relación (5) muestra el resultado de una cinética de primer orden, donde k puede considerarse como una distribución de probabilidad, por lo que el promedio estará dado por:

$$E[C(t)] = C_0 E[\exp(kt)] \quad (29)$$

Stanley (2003) muestra soluciones para las distribuciones Uniforme, Normal, Log-Normal y Gamma, usando la función generadora de momentos. Las funciones generadoras de momentos de distribuciones

de probabilidad pueden encontrarse y revisarse en textos de estadística, aunque muchas de éstas se aproximan por series y no tienen soluciones analíticas simples.

Con el uso de la función generadora de momentos, la varianza de la distribución Gamma está dada por (Stanley, 2003):

$$VAR[C(t)] = C_0^2 \left[\left(\frac{\beta}{\beta+2t} \right)^\alpha - \left(\frac{\beta}{\beta+t} \right)^{2\alpha} \right] \quad (30)$$

La relación (28) es, en términos matemáticos, la transformada de Laplace (variables positivas):

$$L(t) = \int_0^\infty f(x) \exp(-xt) dx = E[\exp(xt)] \quad (31)$$

por lo que, conociendo $L(t)$ (e.g. relación 26), es posible invertirla para obtener la distribución de probabilidad, para lo cual, se pueden utilizar aproximaciones numéricas (e.g. Valsa y Brancik, 1998) y revisar la aproximación con relación a valores tabulados de las inversiones (e.g. Dishon *et al.*, 1990). Para el caso de la relación (26) del modelo de Rosin-Rammler, por ejemplo, Pollard (1946) y Penson y Górska (2010) presentan fórmulas aproximadas con tal fin. Este proceso numérico fue utilizado por Vinnett y Waters (2020) para la estimación de $f(k)$ del modelo de Rosin-Rammler.

Distribución Log-Normal

Forney y Rothman (2012a) argumentaron, a partir de evidencia experimental, que la distribución Log-Normal constituye un modelo mejor que la distribución Gamma, en los ajustes de la descomposición del mantillo que analizaron. Para poner en contexto el uso de la distribución Log-Normal y con el uso de la función generadora de momento asociada, se obtiene:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp \left[\mu_k t + \frac{\sigma_k^2 t^2}{2} \right] \quad (32)$$

donde μ_k es la media de $\ln(k)$ y σ_k es la varianza de $\ln(k)$.

De la relación (32), el modelo usado por Forney y Rothman (2012a) es un polinomio de segundo grado, el cual generalmente se ajusta bien al patrón temporal de corto plazo de $C(t)$ en los procesos de descomposición, pero no es viable a largo plazo (Paz, 2021b).

Variables Lévy estables positivas

Los desarrollos que se muestran en este apartado se basan en Feller (1972); pero cabe señalar que, en su libro, se encuentran dispersos. Hougaard (1986) es una fuente primaria, donde cita páginas específicas del texto de Feller, para un mejor seguimiento.

Una distribución de probabilidad es estable (estrictamente) si la suma de variables aleatorias idénticamente distribuidas es de la misma distribución; esto es, si $Z_1, Z_2, Z_3, \dots, Z_n$ son variables independientes e idénticamente distribuidas, la distribución es estable si para n existe una constante c_n , con $D(Z_1+Z_2+Z_3+\dots+Z_n) = D(c_n Z)$, donde $D(Z)$ significa distribución de probabilidad de Z y $Z = Z_1+Z_2+Z_3+\dots+Z_n$. Las constantes satisfacen $c_n = n^{1/\alpha}$, con $\alpha \in (0,2]$ (variables Lévy estables). El caso $\alpha = 2$ corresponde a la distribución normal (varianza finita). Para procesos de descomposición (disipación), el interés del presente documento, está en el intervalo de $(0, 1]$.

Una propiedad importante de las variables Lévy estables es que son distribuciones divisibles infinitamente; esto es, la transformada de Laplace ω es divisible infinitamente sí y solo sí, para $n = 1, 2, 3, \dots$ la n_{ava} raíz positiva $\omega = \omega^{1/n}$ es la transformada de Laplace de una distribución de probabilidad. La función ω es la transformada de Laplace de una distribución divisible infinitamente sí y solo sí $\omega = \exp(-\psi)$, donde ψ tiene una derivada completamente monótona y $\psi(0)=0$. En lo particular, el caso de $\ln(Z)$ con distribución divisible infinitamente es de especial interés para los desarrollos teóricos. Los productos $[\ln(Z)]$, generadores, de las variables Lévy estables definen los procesos multifractales, por lo que se han utilizado para el análisis de la variabilidad espacial del carbono orgánico de los suelos (Paz-Pellat *et al.*, 2008).

Hougaard (1986) planteó una familia de distribuciones de probabilidad Lévy estables $P(\alpha, \delta, \theta)$ en el contexto de modelos de fragilidad (Balan y Putter, 2020). El término fragilidad se originó de la gerontología, en donde se usa para indicar que la gente frágil tiene un riesgo incrementado de morbilidad y mortalidad. La analogía de la descomposición de la materia orgánica de la teoría del continuo reactivo, puede realizarse si se considera una población (materia orgánica) como una mezcla de individuos (tipos de componentes de la materia orgánica) con diferentes riesgos (reacciones), en donde la heterogeneidad se describe por una cantidad conocida como fragilidad (reactividad).

Se define un modelo de distribución de probabilidad Lévy estables, sin factores de escala, $P(\alpha, \alpha, 0)$, $\alpha \in (0, 1]$, $z > 0$, por:

$$f_{\alpha}(z) = -\frac{1}{\pi z} \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\Gamma(m\alpha+1)}{m!} (-z^{-\alpha})^m \sin(\alpha m \pi) \quad (33)$$

en donde $\sin(\)$ es la función seno.

La transformada de Laplace de la distribución (32) está dada por:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c} = \exp(-t^{\alpha}), t \geq 0 \quad (34)$$

Para el caso $P(\alpha, \delta, 0)$, la distribución está dada por (Hougaard, 2000):

$$f_{\alpha}(z) = -\frac{1}{\pi z} \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\Gamma(m\alpha+1)}{m!} \left[-z^{-\alpha} \left(\frac{\delta}{\alpha}\right)\right]^m \sin(\alpha m \pi) \quad (35)$$

con transformada de Laplace definida como:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[-\left(\frac{\delta}{\alpha}\right) t^{\alpha}\right], \quad (36)$$

Finalmente, para $P(\alpha, \delta, \theta)$, Hougaard (1986) definió la probabilidad como:

$$f_{\alpha}(z) = -\exp\left(-\theta z + \frac{\delta \theta^{\alpha}}{\alpha}\right) \left(\frac{1}{\pi z}\right) \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\Gamma(m\alpha+1)}{m!} \left[-z^{-\alpha} \left(\frac{\delta}{\alpha}\right)\right]^m \sin(\alpha m \pi) \quad (37)$$

con transformada de Laplace definida como:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[-\left(\frac{\delta}{\alpha}\right) [(\theta + t)^{\alpha} - \theta^{\alpha}]\right] \quad (38)$$

La transformada de la relación (38) puede reescribirse para el caso $\theta = 0$ como:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[-\left(\frac{\delta}{\alpha}\right) t^{\alpha}\right] \quad (39)$$

y para el caso $\alpha = 1$:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp(-\delta t) \quad (40)$$

Un caso importante es la condición de $\alpha \rightarrow 0$, por lo que $P(0, \delta, \theta)$ es la distribución Gamma:

$$f_{\alpha=0}(z) = \frac{\theta^{\delta} z^{\delta-1} \exp(-\theta z)}{\Gamma(\delta)} \quad (41)$$

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{\theta}{\theta+t}\right)^{\delta} = \left[1 + \left(\frac{1}{\theta}\right) t\right]^{-\delta} \quad (42)$$

Los casos límites $P(\alpha, \delta, 0)$, $P(1, \delta, \theta)$ y $P(0, \delta, \theta)$ tienen la propiedad de que $\ln(z)$ es divisible infinitamente, por lo que las soluciones que se plantean (transformadas de Laplace) son equivalentes a las que definidas por Paz (2021b), además del modelo de reacción de orden n (caso especial equivalente a la distribución Gamma) discutido por Paz (2021a).

Una formulación alternativa a la Hougaard (1986 y 2000), que la generaliza, puede encontrarse en Aalen (1992) y Duchateau y Janseen (2008).

Función Mittag-Leffler

La función Mittag-Leffler está definida por:

$$E_{\varphi}(z) = \sum_{m=0}^{\infty} \frac{z^m}{\Gamma(1+\varphi m)} \quad (43)$$

Pillai (1990), ver Feller (1972), estableció que:

$$F_{\varphi}(z) = 1 - E_{\varphi}(-z^{\varphi}) \quad (44)$$

es una distribución de probabilidad divisible infinitamente con transformada de Laplace dada por:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{1}{1+t^{\varphi}} \right) \quad (45)$$

La relación (45), generaliza el concepto para considerar distribuciones fraccionales (derivación fraccional), ampliando el universo de transformadas de Laplace a usar.

Comentarios finales

La teoría del continuo reactivo utilizando la distribución Gama, es equivalente al modelo de cinética de orden n , por lo que es posible establecer relaciones entre ambos enfoques. En lo general, todos los modelos desarrollados por Paz (2021b) con el uso de la tasa de cambio o reacción dependiente del tiempo, pueden reproducirse, definiendo una equivalencia con el enfoque probabilístico.

La teoría del continuo reactivo, generalizada en este trabajo, considera que puede usarse cualquier distribución de probabilidad de las tasas de reacción. No obstante, a partir de los desarrollos que se presentan, es claro que pocos modelos son viables para este fin. Las distribuciones Lévy estables positivas permiten definir una familia que genera todos los casos definidos previamente por el autor, además de generalizarlos usando la función Mittag-Leffler.

Literatura citada

- Aalen, O.O. 1992. Modelling heterogeneity in survival analysis by the compound Poisson distribution. *The Annals of Applied Probability* 2:951-972
- Agren, G. and E. Bosatta. 1998. *Theoretical Ecosystem Ecology: Understanding Element Cycles*. First Edition. Cambridge University Press
- Ahmed, M.M. 2004. Discrimination of different models in the flotation of Maghara coal. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy (Trans. Inst. Min. Metall. C)* 113:C103-C110
- Aris, R. 1968. Prolegomena to the rational analysis of systems of chemical reactions. II. Some addenda. *Arch. Ratl. Mech. Anal.* 27:356-364
- Aris, R. 1989. Reactions in continuous mixtures. *AIChE Journal* 35:539-548
- Aris, R. and G.R. Gavalas. 1966. On the theory of reactions in continuous mixtures. *Phil. Trans. Roy. Soc. London Series A* 260:351-393
- Astarita, G. 1989. Lumping nonlinear kinetics: apparent overall order of reaction. *AIChE Journal* 35:529-532
- Balan, T.A. and H. Putter. 2020. A tutorial on frailty models. *Statistical Methods in Medical Research* 29:3424-3454
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1995. The power and reactive continuum models as particular cases of the q-theory of organic matter dynamics. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59:3833-3835
- Boudreau, B.P. 1992. A kinetic model for microbial organic-matter decomposition in marine sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 102:1-14
- Boudreau, B.P. and B. Ruddick. 1991. On the reactive continuum representation of organic matter diagenesis. *American Journal of Science* 291:507-538
- Bu, X., G. Xie, Y. Peng, L. Ge and C. Ni. 2017. Kinetics of flotation, order of process, rate constant distribution and ultimate recovery. *Physicochem. Probl. Miner. Process.* 53:342-365
- Connaughton, D.F., J.R. Stedinger, L.W. Lion and M.L. Shuler. 1993. Description of time-varying desorption kinetics: release of naphthalene from contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* 27:2397-2403
- DeDonder, T. 1931. *L'Affinite – Second Part*. Gauthier-Villars. Paris, France
- Dishon, M., J.T. Bendler and G.H. Weiss. 1990. Tables of the inverse Laplace transform of the function $\exp(-sb)$. *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol.* 95:433-467
- Duchateau, L. and P. Janseen. 2008. *The Frailty Model*. Springer Science + Business, LLC. New York
- Eijsackers, H. and A.J.B. Zehnder. 1990. Litter decomposition: a Russian matryoshka doll. *Biogeochemistry* 11:153-174
- Feller, W. 1972. *An Introduction to Probability Theory and Its Applications*. Vol. II. John Wiley and Sons. New York
- Forney, D.C. and D.H. Rothman. 2007. Decomposition of soil organic matter from physically derived decay rates. *EOS Trans. AGU* 88(52), Fall Meet. Suppl., Abstracts N41C-0646
- Forney, D.C. and D.H. Rothman. 2012a. Common structure in the heterogeneity of plant-matter decay. *J. R. Soc. Interface* 9:2255-2267
- Forney, D.C. and D.H. Rothman. 2012b. Inverse method for estimating respiration rates from decay time series. *Biogeosciences* 9:3601-3612
- Gustafson, D.I. and L.R. Holden. 1990. Nonlinear pesticide dissipation in soil: a new model based on spatial variability. *Environ. Sci. Technol.* 24:1032-1038
- Hamaker, J.W. 1972. Decomposition: quantitative aspects. pp. 253-340. In: C.A.I. Goring and J.W. Hamaker (eds.). *Organic Chemicals in the Soil Environment*. Vol. 1. Marcel Dekker. New York, N.Y.

- Ho, T.C. and R. Aris. 1987. On apparent second-order kinetics. *AIChE Journal* 33:1050-1051+
- Hougaard, P. 1986. Survival models for heterogeneous populations derived from stable distributions. *Biometrika* 73:387-396
- Hougaard, P. 2000. Appendix A: Mathematical results. Pp. 497-512. In: *Analysis of Multivariate Survival Data*. Springer-Verlag. New York
- Jovanovic, I. and I. Miljanovic. 2015. Modelling of flotation processes by classical mathematical methods – a review. *Arch. Min. Sci.* 60:905-919
- Krambeck, F.J. 1988. Letters to the editor. *AIChE Journal* 34:877
- Kuzyakov, Y. 2011. How to link soil C pools with CO₂ fluxes? *Biogeosciences* 8:1523-1537
- La Rowe, D.E. and J.P. Amend. 2015. Power limits for microbial life. *Frontiers in Microbiology*. doi:10.3389/fmicb.2015.00718
- Manzoni, S. and A. Porporato. 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry* 41:1355-1379
- Manzoni, S., G.G. Katul and A. Porporato. 2009. Analysis of soil carbon transit times and age distributions using network theories. *Journal of Geophysical Research* doi:10.1029/2009JG001070
- Manzoni, S., G. Piñeiro, R.B. Jackson, E.G. Jobbagy, J.H. Kin and A. Porporato. 2012. Analytical models of soil and litter decomposition: solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology and Biochemistry* 50:66-76
- Mostovaya, A., J.A. Hawkes, B. Koehler, T. Dittmar and L.J. Tranvik. 2017. Emergence of the reactivity continuum of organic matter from kinetics of individual molecular components. *Environ. Sci. Technol.* 51:11571-11579
- Mostovaya, A., B. Koehler, F. Guillemette, A.K. Brunberg and L.J. Tranvik. 2016. Effects of compositional changes on reactivity continuum and decomposition kinetics of lake dissolved organic matter. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121:1733-1746
- Paz, F. 2021a. Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021b. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: tasas de cambio dependientes del tiempo. Estas mismas memorias
- Paz-Pellat, F., C. Balbontín-Nesvara, J. Etchevers-Barra, M. Martínez-Menes y C. Ortiz-Solorio. 2008. Análisis multifractal del carbono en los suelos I. Función universal de escalamiento. *Terra Latinoamericana* 26:183-191
- Penson, K. and K. Górska. 2010. Exact and explicit probability densities for one-sided Lévy stable distributions. *Phys. Res. Lett.* 105, 210604
- Pillai, R.N. 1990. On Mittag-Leffler functions and related distributions. *Ann. Inst. Statist. Math.* 42:157-161
- Pollard, H. 1946. The representation of $\exp(-x\lambda)$ as a Laplace integral. *Bull. Am. Math. Soc.* 52:908-910
- Ross, J. and M.O. Vlad. 1999. Nonlinear kinetics and new approaches to complex reaction mechanisms. *Annu. Rev. Phys. Chem.* 50:51-78
- Stanley, B.H. 2003. The moment generating function as a useful tool in understanding random effects on first-order environmental dissipation processes. Power Point Presentation (<http://www1.udel.edu/ASA/BruceStanley.ppt>)
- Swift, M.J., O.W. Heal and J.M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell. Oxford, England
- Tarjan, G. 1986. Flotation. pp. 113-336. In: *Mineral Process. Vol. 2*. Akademiai, Kiado, Budapest
- Tarutis, W.J. 1993. On the equivalence of the power and reactive continuum models of organic matter diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57:1349-1350
- Tarutis, W.J. 1994. A mean-variance approach for describing organic matter decomposition. *J. Theor. Biol.* 168:13-18
- Vähätalo, A.V., H. Aarnos and S. Mäntynie. 2010. Biodegradability continuum and biodegradation kinetics of natural organic matter described by the beta distribution. *Biogeochemistry* Yianatos, J., L. Bergh, L. Vinnett, F. Contreras and F. Díaz. 2010. Flotation rate distribution in the collection zone of industrial cells. *Minerals Engineering* 23:1030-1035
- Valsa, J. and L. Brancik. 1998. Approximate formula for numerical inversion of Laplace transforms. *Int. J. Numer. Model. Electron. Netw. Device Fields.* 11:153-166
- Vinnett, L. and K.E. Waters. 2020. Representation of kinetics models in batch flotation as distributed first-order reactions. *Minerals* 10, 913 doi:10.3390/min10100913
- Wackett, L. 2006. The metabolic pathways of biodegradation the prokaryotes. pp 956–968. In: M. Dworkin, S. Falkow, E. Rosenberg, K.H. Schleifer and E. Stackebrandt (eds.). *The Prokaryotes*. Chapter 29. Springer. New York. Disponible en: http://dx.doi.org/10.1007/0-387-30742-7_29, 2006. 3797

7.29. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría- q de la calidad

Paz-Pellat Fernando¹

¹GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

Se revisa y reformula la teoría- q de la calidad del carbono orgánico (CO) en los suelos y mantillo, en términos del tiempo, desacoplada de la calidad del CO, para poder analizarla en un formato comparable con otros enfoques de modelación. Los resultados muestran dos soluciones generalizadas, mismas que se revisan para algunos casos particulares. Adicionalmente, se analiza la parametrización de la teoría- q en función de cinéticas de orden n , simplificando su análisis y parametrización.

Palabras clave: *tasa de descomposición, sustrato y biomasa descomponedores, ecuación maestra estocástica, soluciones analíticas, doble términos en soluciones*

Abstract

The theory- q of the quality of organic carbon (OC) in soils and litters is revised and reformulated in terms of time only, decoupled from the quality of OC so that it can be analyzed in a format comparable to other modeling approaches. The results show two generalized solutions that are reviewed for some particular cases. Additionally, the parameterization of the theory- q is analyzed as a function of kinetics of order n , simplifying its analysis and parameterization.

Key words: *decomposability, substrate and biomass decomposers, stochastic master equation, analytical solutions, double terms in solutions*

Introducción

En trabajos previos (Paz, 2021a, b y c) se discuten modelos de la descomposición de la materia orgánica del suelo (MOS) usando diferentes enfoques y se revisó la equivalencia entre los modelos analizados.

En esta contribución se introduce el modelo de la teoría- q (Agren y Bosatta, 1996a) que plantea un modelo mecanicista de balance masas, con la característica de que la calidad del sustrato que alimenta a los descomponedores de la MOS, se modifica con la interacción de éstos. El término sustrato es usado para definir al mantillo, al suelo o a ambos, como un continuo.

Teoría- q de la calidad del sustrato

Los principales desarrollos de la teoría- q , calidad del sustrato, pueden encontrarse en Bosatta y Agren (1985 y 1991a) y Agren y Bosatta (1996a), por lo que en este trabajo sólo se presentan los resultados relevantes para la discusión de interés.

Una formulación similar a la teoría- q se realizó por Carpenter (1981 y 1982); aunque se parametrizó con variables y funciones sin interpretación física y biológica.

Modelo básico

La Figura 1 muestra el esquema básico del modelo de la teoría-q (Agren y Bosatta, 1196a; Agren y Anderson, 2021), que destaca la interacción entre el sustrato y la biomasa de los descomponedores (e.g. biomasa microbiana).

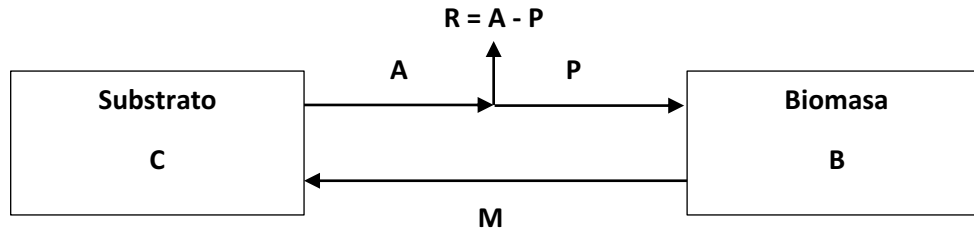


Figura 1. Modelo de la interacción entre el sustrato y la biomasa de los descomponedores.

De acuerdo con el modelo de la Figura 1, los descomponedores asimilan (A) carbono (C) del sustrato, el cual usan para la producción (P) de biomasa, proceso durante el cual se pierde C (se respira, R). Los descomponedores mueren (M, incluyendo sus excretas) y el C de la biomasa que muere se incorpora al sustrato (carbono). En términos generales, el balance de masa del esquema de la Figura 1 puede plantearse como:

$$\frac{dC}{dt} = -A + M \quad (1)$$

$$\frac{dB}{dt} = P - M \quad (2)$$

Si se introduce el concepto de eficiencia en el uso del C ($e = P/A$; $A = P/e$), adimensional y se asume que una condición de equilibrio entre la producción de biomasa y la mortalidad ($M = P$), considerando que el tiempo de vida de los descomponedores es corto en relación a la del sustrato y que la producción se equilibra en función del sustrato disponible, la relación (1) puede reescribirse como:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{P}{e} + M = -\frac{P}{e} + P = -\left(\frac{1-e}{e}\right)P = -R \quad (3)$$

Ahora bien, si se usa la hipótesis de que la descomposición está limitada por energía (carbono), entonces el crecimiento de la biomasa de los descomponedores es proporcional al C del sustrato ($P = \mu C$, donde μ es tasa de crecimiento de los descomponedores por unidad de C), la relación (3) puede plantearse como:

$$\frac{dC}{dt} = -\left(\frac{1-e}{e}\right)\mu C = -kC \quad (4)$$

donde:

$$k = \left(\frac{1-e}{e}\right)\mu \quad (5)$$

que es la tasa de cambio (reacción) de la cinética de orden uno definida por la relación (4), cuya solución está dada, usando $C = C_0$ para $t = 0$, por:

$$C(t) = C_0 \exp(-kt) \quad (6)$$

En la relación (4), e y μ son constantes, por lo que representan a un sustrato homogéneo o de la misma calidad, donde el proceso de descomposición (mortalidad) no altera la calidad del sustrato.

Modelo básico generalizado

Para generalizar el modelo básico discutido previamente, es posible introducir la variable calidad (q) como una medida de la accesibilidad del sustrato a la degradación (Agren y Bosatta, 1996a); esto es, una sustancia química en el sustrato puede asociarse con una calidad específica, por lo que una cohorte de mantillo (materia orgánica) y suelo puede conceptualizarse como un sustrato heterogéneo compuesto de una mezcla de calidades. Aun si se considera al sustrato como de una calidad única, las interacciones biomasa-sustrato que se establecen (físicas, químicas, bioquímicas) producen más tarde una dispersión de la calidad, que pasa de una calidad única a una distribución de calidades. Así, la dispersión en la calidad es una medida de la heterogeneidad del sustrato,

Sierra *et al.* (2011) utilizan la variable ψ , en vez de q , para definir la calidad como una tasa de descomposición del sustrato; esto es, consideran la calidad del sustrato y el grado de protección física y química del consumo de los descomponedores. No obstante, en lo siguiente se utilizará q como concepto de calidad generalizada (accesibilidad y calidad de las sustancias del sustrato para su protección con relación a los descomponedores).

Para generalizar el modelo básico, a cada átomo de carbono se le asigna una calidad q . Una cohorte de sustrato se describe por una distribución (función de densidad) de probabilidad $\rho_c(q, t)$ que define la cantidad de carbono con calidad en el intervalo $[q, q + dq]$. Adicionalmente se considera que cuando el C es retornado (mortalidad de la biomasa) al sustrato, la calidad (q) no es igual que la calidad (q') del C asimilado por los descomponedores. Los descomponedores convierten C de una calidad en un intervalo de otras calidades. Para esto, es necesario introducir una función de dispersión que define que fracción de C de calidad q' genera una unidad de calidad q . La función $D(q, q')$ es la función utilizada para esta tarea. Con la nueva terminología y de la relación (3), $dC/dt = -P/e + M$, se puede establecer (Agren y Bosatta, 1996a):

$$\frac{\partial \rho_c}{\partial t} = -\frac{f_c \mu(q) \rho_c(q, t)}{e(q)} + \int_0^\infty D(q, q') f_c \mu(q') \rho_c(q', t) dq' \quad (7)$$

que es una especie de ecuación “maestra” de la descomposición del carbono. f_c es un factor de conversión de biomasa a carbono. La tasa de crecimiento μ y la eficiencia en el uso del carbono e son ahora función de la calidad q de sustrato. Para resolver la ecuación (7), es necesario conocer $D(q, q')$, $\mu(q)$ y $e(q)$. El carbono total está definido por:

$$C(t) = \int_0^\infty \rho_c(q, t) dq \quad (8)$$

Ahora bien, dado que la aplicación de la función de dispersión $D(q, q')$ no implica un cambio en la cantidad de C y solo de la calidad del mismo, entonces del balance de masa se tiene que:

$$\int_0^\infty D(q, q') dq = 1 \quad (9)$$

por lo que la relación (7) puede escribirse como:

$$\frac{dC(t)}{dt} = \int_0^\infty \left\{ -\frac{f_c \mu(q) \rho_c(q, t)}{e(q)} + \mu(q) \rho_c(q, t) \right\} dq \quad (10)$$

Multiplicando $e(q)$ en el numerador y denominador del lado derecho de la relación (10) se obtiene:

$$\frac{dC(t)}{dt} = - \int_0^\infty \left[\frac{1-e(q)}{e(q)} \right] f_c \mu(q) \rho_c(q, t) dq \quad (11)$$

por lo que puede establecerse:

$$\frac{dC(t)}{dt} = - \int_0^\infty k(q) \rho_c(q, t) dq \quad (12)$$

con:

$$k(q) = \left[\frac{1-e(q)}{e(q)} \right] f_c \mu(q) \quad (13)$$

que es la tasa de reacción dependiente de la calidad q .

Para el caso de que los descomponedores no modifican la calidad q del sustrato se obtiene:

$$\rho_c(q, t) = \rho_c(q, 0) \exp[-k(q)t] \quad (14)$$

que es la ecuación que se discute en Paz (2021c) para la teoría del continuo reactivo. El carbono total $C(t)$ se obtiene a través de la relación (8). La Figura 2 muestra la conceptualización de la teoría de calidad q y la del continuo reactivo.

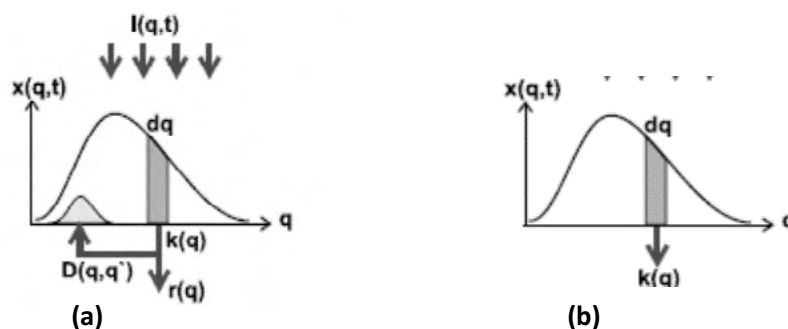


Figura 2. Esquemas conceptuales de los modelos probabilísticos de descomposición: (a) teoría de calidad q y (b) teoría del continuo reactivo. Fuente: Adaptado de Manzoni *et al.* (2009).

Funciones de la teoría- q

Las funciones requeridas para la estimación de $C(t)$ de la teoría- q de la calidad del sustrato (Agren y Bosatta, 1996a) están dadas por:

$$e(q) = e_0 + e_1 q^\alpha \quad (15)$$

$$\mu(q) = \mu_0 q^\beta \quad (16)$$

$$\eta_1(q) = \eta_{10} + \eta_{11} q^\gamma \quad (17)$$

donde la última función se refiere al primer momento estadístico (media) de una formulación de la función $D(q, q')$ usando la función delta-Dirac y la expansión de Taylor.

El uso de las relaciones de $e(q)$ y $\eta_1(q)$ con las constantes aditivas e_0 y η_{10} , relaciones (15) y (17), genera problemas en la estimación de $C(t)$ con soluciones que incluyen series hipergeométricas. La condición de que cuando $q = 0$, el proceso de descomposición no se presenta, no requiere el uso de constantes aditivas. El caso de que las funciones tengan valores constantes (e_1, μ_0, η_{10}), requiere definir los exponentes (α, β, γ) con valores de cero. De esta argumentación, en lo siguiente no se consideran las constantes aditivas de las funciones discutidas, aunque se mantiene la misma tipología usada en la teoría- q .

Otras funciones diferentes a las relaciones (15) a (17), son las utilizadas por Bosatta y Agren (1985) para $e(q)$ y Bosatta y Agren (1991a) para $D(q, q')$.

Con relación a los valores de la calidad q , generalmente es supuesta de 0 a ∞ (Bosatta y Agren, 1991a y b; Bruun *et al.*, 2010; Sierra *et al.*, 2011), pero también se ha definido entre 0 y 1 (Bosatta y Agren, 1985; Agren y Bosatta, 1996b).

Uso de soluciones aproximadas para estimar $C(t)$

La solución de la ecuación (7), probabilidades, es una tarea muy compleja, por lo que resulta adecuado realizar aproximaciones que puedan usarse en términos prácticos. Para esta tarea se pueden expandir en series y operar sobre los momentos. Así, el carbono total:

$$C(t) = \int_0^{\infty} \rho_c(q, t) dq \quad (18)$$

y la calidad promedio del sustrato:

$$\bar{q}(t) = \bar{q}_t = \frac{1}{C(t)} \int_0^{\infty} q \rho_c(q, t) dq \quad (19)$$

se pueden expandir y truncar el primer término (promedio) haciendo que la varianza sea nula y obtener:

$$\frac{dC(t)}{dt} = -k(\bar{q}_t)C(t) \quad (20)$$

$$\frac{d\bar{q}(t)}{dt} = -f_c \eta_1(\bar{q}) \mu(\bar{q}) \quad (21)$$

con $k(\bar{q}_t) = k(t)$.

La aproximación, hasta primer orden, a la solución de la relación (20) está dada por, función $g(t)$:

$$g(t) = \frac{C(t)}{C_0} = \exp \left\{ - \int_0^t \left[\frac{1-e(\bar{q}_t)}{e(\bar{q}_t)} \right] f_c \mu(\bar{q}_t) dt \right\} = \exp \left\{ - \int_{\bar{q}_t}^{q_0} \left[\frac{1-e(\bar{q}_t)}{\eta_1(\bar{q}_t) e(\bar{q}_t)} \right] dq \right\} \quad (22)$$

En lo siguiente, cuando se usa q se refiere a su promedio, para no saturar la notación utilizada.

Parametrización de la teoría- q

Brunn *et al.* (2010n) y Joffre *et al.* (2001) discuten el uso de diferentes técnicas de laboratorio/campo para parametrizar la teoría- q .

Las relaciones entre los parámetros de la teoría- q con otras variables ha sido discutida por Bosatta y Agren (1997) y Agren y Bosatta (1996).

Soluciones analíticas para la aproximación utilizada de la teoría- q

Las soluciones analíticas de la aproximación de primer orden son similares para tiempos cortos y difieren para tiempos largos (Bosatta y Agren, 2003). Bosatta y Agren (2003) discuten soluciones analíticas exactas para la relación (7) usando diferentes modelos de las funciones de parametrización y discuten las condiciones que éstas deben cumplir para obtener soluciones exactas.

Al usar las funciones (15) a (17), sin constantes aditivas, las relaciones generales de las soluciones aproximadas planteadas pueden establecerse como:

$$k(q) = - \left(\frac{f_c \mu_0}{e_1} \right) (q^{\beta-\alpha} - e_1 q^{\beta}) \quad (23)$$

$$\frac{dq(t)}{dt} = -(\eta_{11} f_c \mu_0) q^{\gamma+\beta} \quad (24)$$

$$g(t) = \frac{C(t)}{C_0} = \exp \left\{ \int_{q_0}^q \left[\left(\frac{1}{\eta_{11} e_1} \right) q^{-(\alpha+\gamma)} - \left(\frac{1}{\eta_{11}} \right) q^{-\gamma} \right] dq \right\} \quad (25)$$

La solución de la ecuación (24) está dada, caso $(\gamma+\beta) = 1$, por:

$$q = q_0 \exp[-(\eta_{11} f_c \mu_0) t] \quad (26)$$

que puede ponerse como:

$$q = q_0 \exp[-ct] \quad (27)$$

con:

$$c = \eta_{11} f_c \mu_0 \quad (28)$$

Para el caso $(\gamma+\beta) \neq 1$ se obtiene:

$$q = q_0 \left[1 + (\eta_{11} f_c \mu_0) q_0^{(\gamma+\beta-1)} (\gamma + \beta - 1) t \right]^{-\frac{1}{(\gamma+\beta-1)}} \quad (29)$$

que puede ser puesta como:

$$q = q_0 [1 + at]^{-b} \quad (30)$$

con:

$$a = (\eta_{11} f_c \mu_0) q_0^{(\gamma+\beta-1)} (\gamma + \beta - 1) \quad (31)$$

$$b = \frac{1}{(\gamma+\beta-1)} \quad (32)$$

La solución de la ecuación (25) está dada por:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left[\frac{1}{(\gamma-1)\eta_{11}} \right] (q^{1-\gamma} - q_0^{1-\gamma}) - \left[\frac{1}{(\gamma+\alpha-1)e_1\eta_{11}} \right] (q^{1-\gamma-\alpha} - q_0^{1-\gamma-\alpha}) \right\} \quad (33)$$

que puede expresarse como:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ A(q^{1-\gamma} - q_0^{1-\gamma}) - B(q^{1-\gamma-\alpha} - q_0^{1-\gamma-\alpha}) \} \quad (34)$$

con:

$$A = \left[\frac{1}{(\gamma-1)\eta_{11}} \right] \quad (35)$$

$$B = \left[\frac{1}{(\gamma+\alpha-1)e_1\eta_{11}} \right] \quad (36)$$

Para poner la relación (33) en términos del tiempo, es necesario sustituir q (q_t) de las relaciones (26) y (29) en la (33). Para el caso $(\gamma+\beta) = 1$ se obtiene:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ A q_0^{1-\gamma} [\exp\{(-1 + \gamma)ct\} - 1] - B q_0^{1-\gamma-\alpha} [\exp\{(-1 + \gamma+\alpha)ct\} - 1] \} \quad (37)$$

y para el caso $(\gamma+\beta) \neq 1$ se obtiene:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ A q_0^{1-\gamma} [(1 + at)^{-b(1-\gamma)} - 1] - B q_0^{1-\gamma-\alpha} [(1 + at)^{-b(1-\gamma-\alpha)} - 1] \} \quad (38)$$

Sin pérdida de generalidad, si se utiliza $q_0 = 1$ (normalización de q con el q máximo), entonces las relaciones (37) y (38), y la (29), quedan definidas sin ninguna referencia a la calidad q , por lo que son equivalentes (las soluciones) a no utilizar directamente el concepto de calidad q . Así, las relaciones (37) y (38) pueden definirse como:

Para el caso $(\gamma+\beta) = 1$ se obtiene:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ A [\exp\{(-1 + \gamma)ct\} - 1] - B [\exp\{(-1 + \gamma+\alpha)ct\} - 1] \} \quad (39)$$

y para el caso $(\gamma+\beta) \neq 1$ se obtiene:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ A [(1 + at)^{-b(1-\gamma)} - 1] - B [(1 + at)^{-b(1-\gamma-\alpha)} - 1] \} \quad (40)$$

La estructura matemática de las relaciones (39) y (40) presenta patrones dobles, a diferencia de los patrones analizados en Paz (2021a, b y c).

Algunas soluciones particulares

Diferentes autores han discutido algunos casos de soluciones de la teoría- q (Bosatta y Agren, 1985; Agren y Bosatta, 1987 y 1996; Bosatta y Agren, 1991a y b y 1996 2003; Bosatta y Agren, 1994; Hyvönen *et al.*, 1996 y 1998; Joffre *et al.*, 2001; Feng, 2002; Nilsson *et al.*, 2005; Sierra *et al.*, 2011;

El caso de $\alpha = 0$, $e(q) = e_0$ (independiente de q), $c > 0$ y $a > 0$, reduce las relaciones (39) y (40) a:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ (A - B) [\exp\{(-1 + \gamma)ct\} - 1] \} \quad (41)$$

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \{ (A - B) [(1 + at)^{-b(1-\gamma)} - 1] \} \quad (42)$$

que son similares a las discutidas en Paz (2021b). La relación (41) es la definida por Godshalk y Wetzel (1978) y Bosatta y Agren (1985). El caso de $\alpha = 0$, $\gamma = 0$, $c > 0$ y $a > 0$, mantiene la misma estructura matemática en las relaciones (41) y (42). Para la relación (41) se tiene $\beta = 1$ y para la (42) $\beta \neq 1$.

El caso $\gamma = 1$ elimina la constante A en las relaciones (41) y (42), ver relación (35), pero mantiene la estructura matemática, implicando un valor de $\beta = 0$ para la relación (41) y para la (42) $\beta \neq 0$.

Modelo de cinética de orden n y teoría- q

Para el caso $(\beta + \gamma) \neq 1$, se pueden analizar las estimaciones de la teoría- q en un formato de cinéticas de orden n . El caso $\alpha = 0$, $\gamma = 0$ y $\beta = 1$ se analiza en lo siguiente.

La calidad q (promedio) se estima a partir de:

$$\frac{dq}{dt} = -k_q q^{1+\beta} \quad (43)$$

donde el orden $n = 1 + \beta$, cuya solución está dada por:

$$\frac{q_t}{q_0} = \left[1 + k_q \beta q_0^\beta t \right]^{-1/\beta} \quad (44)$$

donde:

$$k_q = \eta_{11} f_c \mu_0 \quad (45)$$

La función $g(t)$ está dada por (Hyvönen *et al.*, 1998; Feng, 2002; Nilsson *et al.*, 2005; Agren y Bosatta, 1996):

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \left[\frac{q_t}{q_0} \right]^p \quad (46)$$

con:

$$p = \frac{1-e_1}{\eta_{11} e_1} \quad (47)$$

La solución de la relación (46) puede expresarse como:

$$g(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \left[1 + k'_q \left(\frac{\beta}{p} \right) q_0^{\beta/p} t \right]^{-1/(p/\beta)} \quad (48)$$

lo que implica:

$$\frac{dg}{dt} = -k'_q q^{1+(p/\beta)} \quad (49)$$

La relación entre los términos de la relación (49) es:

$$k'_q = C \exp \left[D \left(\frac{\beta}{p} \right) \right] \quad (50)$$

con:

$$C = p k_q \quad (51)$$

$$D = \ln(q_0) p - \ln(q_0) \quad (52)$$

que implica que los parámetros están relacionados entre sí y solo se requiere uno de ellos, simplificando la parametrización.

Una forma de parametrizar el caso analizado es usando directamente una cinética de orden n (Paz, 2021a):

$$\frac{dC}{dt} = -k_n C^n \quad (53)$$

con:

$$n = 1 + \frac{\beta}{p} \quad (54)$$

$$k_n = k_q \left(\frac{q_0}{c_0} \right)^\beta \quad (55)$$

La relación entre los términos de la relación (53) es:

$$k_n = C \exp \left[E \left(\frac{\beta}{p} \right) \right] \quad (56)$$

con:

$$E = \ln(q_0) p - \ln(C_0) \quad (57)$$

Los parámetros de la cinética de orden n , relación (53), están relacionados entre sí, requiriéndose sólo uno de ellos para la parametrización del modelo.

Comentarios finales

La revisión de la teoría- q permitió plantearla en los mismos términos que los modelos discutidos en Paz (2021a, b, c), de modo que fuera comparable usando un formato similar y entender sus implicaciones, evitando soluciones que requieren series hipergeométricas en su solución.

La teoría- q de la calidad del carbono orgánico (suelo y mantillo) genera soluciones generalizadas dobles, implicando dos procesos en operación, donde los casos analizados en Paz (2021a, b, c) son casos particulares (ver Bosatta y Agren, 1995).

Literatura citada

- Agren, G.I. and F.O. Anderson. 2012. *Terrestrial Ecosystem Ecology: Principles and Applications*. Cambridge University Press
- Agren, G.I. and E. Bossata. 1987. Theoretical analysis of the long-term dynamics of carbon and nitrogen in soils. *Ecology* 68:1181-1189
- Agren, G.I. and E. Bosatta. 1996a. *Theoretical Ecosystem Ecology: Understanding Element Cycles*. Cambridge University Press. Cambridge, UK
- Agren, G.I. and E. Bossata. 1996b. Quality: a bridge between theory and experiment in soil organic matter studies. *Oikos* 76:522-528
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1985. Theoretical analysis of decomposition of heterogeneous substrates. *Soil Biol. Biochem.* 17:601-610
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1991a. Dynamics of carbon and nitrogen in the organic matter of the soil. A generic theory. *The American Naturalist* 138:227-245
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1991b. Theoretical analysis of carbon and nutrient interactions in soils under energy-limited conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:728-733
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1994. Theoretical analysis of microbial biomass dynamics in soils. *Soil. Biol. Biochem.* 26:143-148
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1995. The power and reactive continuum models as particular cases of the q -theory of organic matter dynamics. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59:3833-3835
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1996. Theoretical analyses of carbon and nutrient dynamics in soil profiles. *Soil Biol. Biochem.* 28:1523-1531
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 1997. Theoretical analyses of soil texture effects on organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 29:1633-1638
- Bosatta, E. and G.I. Agren. 2003. Exact solutions to the continuous-quality equation for soil organic matter turnover. *Journal of Theoretical Biology* 224:97-105
- Bruun, S., G.I. Angren, B.T. Christensen and L.S. Jensen. 2010. Measuring and modeling continuous quality distributions of soil organic matter. *Biogeosciences* 7:27-41
- Carpenter, S.R. 1981. Decay of heterogenous detritus: a general model. *J. Theor. Biol.* 89:539-547
- Carpenter, S.R. 1982. Comparisons of equations for decay of leaf litter in tree-hole ecosystems. *Oikos* 39:17-22
- Feng, X. 2002. A theoretical analysis of carbon isotope evolution of decomposing plant litters and soil organic matter. *Global Biogeochemical Cycles* Vol. 16, No. 4, 1119, doi:10.1029/2002GB001867
- Godshalk, G.L. and R.G. Wetzel. 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. *Aquatic Botany* 5:301-327
- Hyvönen, R., G.I. Agren and O. Andren. 1996. Modelling long-term carbon and nitrogen dynamics in a arable soil receiving organic matter. *Ecological Applications* 6:1345-1354
- Hyvönen, R., G.I. Agren and E. Bosatta. 1998. Predicting long-term soil carbon storage from short-term information. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1000-1005
- Joffre, R., G.I. Agren, D. Gillon and E. Bosatta. 2001. Organic matter quality in ecological studies: theory meets experiment. *Oikos* 93:451-458
- Nilsson, K.S., R. Hyvönen and G.I. Agren. 2005. Using continuous-quality theory to predict microbial biomass and soil organic carbon following organic amendments. *European Journal of Soil Science* 56:397-405
- Paz, F. 2021a. Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021b. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: tasas de cambio dependientes del tiempo. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021c. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo. Estas mismas memorias
- Sierra, C.A., M.E. Harmon and S. Perakis. 2011. Decomposition of heterogenous organic matter and its long-term stabilization in soils. *Ecological Monographs* 81:619-634

7.30. Teoría general de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo

Paz-Pellat Fernando¹

¹ GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

A partir de las soluciones de diferentes enfoques teóricos y empíricos de modelación de la dinámica de la descomposición del sustrato (suelo y mantillo) del carbono orgánico, se analizan y comparan sus soluciones para establecer un modelo general que tenga como soluciones todos los casos analizados. Los resultados muestran dos grupos: teoría- q de la calidad del sustrato y cinéticas de orden m y n y, teoría del continuo reactivo y modelo empírico de la tasa de cambio k . Ambos grupos tienen una solución del otro grupo que no pueden reproducir. En lo general, el modelo de cinéticas de orden m y n reproduce los resultados de la teoría- q , incluyendo los generalizados, por lo que puede usarse como sustituto de ésta; no obstante, la teoría- q que requiere seis parámetros, brinda mayor ventaja en explicar las soluciones. El modelo de cinéticas r y n y el modelo del continuo reactivo para $\alpha > 1$, generalizan todos los modelos analizados.

Palabras clave: *cinética de orden m y n , modelo empírico de k , teoría del continuo reactivo, teoría- q del sustrato, soluciones analíticas, modelo cinética orden r y n , modelo del continuo reactivo para $\alpha > 1$*

Abstract

Based on the solutions of different theoretical and empirical approaches to modeling the dynamics of the decomposition of the substrate (soil and litter) of organic carbon, their solutions are analyzed and compared to establish a general model that has as solutions all the cases analyzed. The results show two groups: theory- q of the quality of the substrate and kinetics of order m and n ; and, reactive continuum theory and empirical model of reaction rate k . Both groups have a solution from the other group that they cannot reproduce. In general, the m and n order kinetics model reproduces the results of theory- q , including generalized ones, so it can be used as a substitute for it; however, the theory- q , six parameters, provides greater advantage in explaining the solutions. The model of kinetics order r and m , and continuum reactive model for $\alpha > 1$, generalizes all models.

Key words: *kinetics of order m and n , empirical model of k , theory of the reactive continuum, q -theory of the substrate, analytical solutions, model of kinetics of order r and n , reactive continuum model for $\alpha > 1$*

Introducción

En trabajos previos se han discutido los diferentes enfoques de modelación de la dinámica de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo (Paz, 2021a, b, c y d), en donde se plantearon y generalizaron las soluciones analíticas en un formato común.

El objetivo de este trabajo es la definición de un modelo general del proceso de descomposición del carbono orgánico, que cubra todos los posibles modelos, teóricos o empíricos, como casos especiales.

Modelos de la dinámica de descomposición del carbono orgánico

Los modelos discutidos previamente (Paz, 2021a, b, c y d) se presentan en forma resumida, para clarificar las soluciones analíticas asociadas.

Modelo de cinética de orden n

La cinética de orden n esta definida por la ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = -k_n C^n \quad (1)$$

La solución a la relación (1), para $n \neq 1$ está dada por:

$$C(t) = \frac{C_0}{[1 + k_n C_0^{n-1} (n-1)t]^{\frac{1}{n-1}}} \quad (2)$$

Para el caso $n = 1$, se tiene:

$$C(t) = C_0 \exp(-k_1 t) \quad (3)$$

La ecuación general (2) puede ponerse como:

$$\frac{C(t)}{C_0} = [1 + at]^{-b} \quad (4)$$

con los parámetros definidos como:

$$a = k_n C_0^{n-1} (n-1) \quad (5)$$

$$b = \frac{1}{n-1} \quad (6)$$

Modelos de tasa de cambio dependiente del tiempo

El modelo teórico para la tasa de cambio (reacción) dependiente del tiempo es:

$$\frac{dC(t)}{dt} = -K(t)C \quad (7)$$

Un modelo de cinética de orden m para sustituirse en la relación (7) es:

$$\frac{dK(t)}{dt} = -K_t K^m \quad (8)$$

cuya solución está dada por:

Caso $m = 1$:

$$K(t) = K_{t_0} \exp(-K_t t) \quad (9)$$

Caso $m \neq 1$:

$$K(t) = K_{t_0} [1 + K_t K_{t_0}^{m-1} (m-1)t]^{\frac{1}{m-1}} \quad (10)$$

La sustitución de las relaciones (9) y (10) en la relación (7) da como resultado:

Caso $m = 1$:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp\left\{\left(\frac{K_{t_0}}{K_t}\right) [\exp(-K_t t) - 1]\right\} \quad (11)$$

Caso $m \neq 1$:

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp\left\{\left[\frac{a}{b(c-1)}\right] [(1 + bt)^{1-c} - 1]\right\} \quad (12)$$

con:

$$a = K_{t_0} \quad (13)$$

$$b = K_{t_0} K_t^{m-1} (m-1) \quad (14)$$

$$c = \frac{1}{m-1} \quad (15)$$

El modelo empírico introducido por Jansen (1984) es:

$$K(t) = p(a + t)^{-q} \quad (16)$$

Sustituyendo la relación (16) en la (7), caso $q = 1$, se obtiene:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left[1 + \left(\frac{1}{a}\right)t\right]^{-p} \quad (17)$$

que es similar al caso de la cinética de orden n de C que se mostró en la relación (2).

Para el caso $q \neq 1$, la solución está dada por:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\left\{\left(\frac{p}{q+1}\right)[a^{q+1} - (a+t)^{q+1}]\right\} \quad (18)$$

Para el caso $q = 0$ se obtiene

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp(-pt) \quad (19)$$

y para el caso $q \neq 1$ y $a = 0$ se obtiene:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\left\{-\left(\frac{p}{q+1}\right)t^{q+1}\right\} \quad (20)$$

Teoría del continuo reactivo

Para la teoría del continuo reactivo (cinética de orden uno), la solución está dada por:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \int_0^\infty f(k) \exp(-kt) dk \quad (21)$$

donde $f(k)$ es una distribución de probabilidad de las tasas de cambio (reactividades) k .

La solución de la ecuación (21) para variables de Lévy estables positivas está dada por:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[\theta^\alpha - \left(\frac{\delta}{\alpha}\right)[(\theta+t)^\alpha]\right] \quad (22)$$

Para el caso $\theta = 0$ la relación (22) resulta en:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[-\left(\frac{\delta}{\alpha}\right)t^\alpha\right] \quad (23)$$

y para el caso $\alpha = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp(-\delta t) \quad (24)$$

Para el caso límite $\alpha \rightarrow 0$, se tiene:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{\theta}{\theta+t}\right)^\delta = \left[1 + \left(\frac{1}{\theta}\right)t\right]^{-\delta} \quad (25)$$

Para la condición de variables Lévy estables infinitamente divisibles, las soluciones (23) a (25) son las únicas aceptables.

Una solución adicional es el uso de la función Mittag-Leffler, con el límite $\varphi = 1$ definiendo la función exponencial:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{1}{1+t^\varphi}\right) \quad (26)$$

Teoría- q de la calidad del sustrato

En la teoría de la calidad q del sustrato (suelo o mantillo, o ambos), se utilizan las funciones:

$$e(q) = e_1 q^\alpha \quad (27)$$

$$\mu(q) = \mu_0 q^\beta \quad (28)$$

$$\eta_1(q) = \eta_{11} q^\gamma \quad (29)$$

Sin considerar a la calidad q en la notación, las soluciones generales de la teoría- q están dadas por:

Para el caso $(\gamma+\beta) = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\{A[\exp\{(-1+\gamma)ct\} - 1] - B[\exp\{(-1+\gamma+\alpha)ct\} - 1]\} \quad (30)$$

y para el caso $(\gamma+\beta) \neq 1$ se obtiene:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\{A[(1+at)^{-b(1-\gamma)} - 1] - B[(1+at)^{-b(1-\gamma-\alpha)} - 1]\} \quad (31)$$

con los parámetros definidos por:

$$c = \eta_{11} f_c \mu_0 \quad (32)$$

$$a = (\eta_{11} f_c \mu_0)(\gamma + \beta - 1) \quad (33)$$

$$b = \frac{1}{(\gamma + \beta - 1)} \quad (34)$$

$$A = \left[\frac{1}{(\gamma - 1)\eta_{11}} \right] \quad (35)$$

$$B = \left[\frac{1}{(\gamma + \alpha - 1)e_1\eta_{11}} \right] \quad (36)$$

El caso de $\alpha = 0$, $e(q) = e_0$ (independiente de q), $\gamma \neq 1$, $c > 0$ y $b > 0$, reduce las relaciones (30) y (31) a:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\{(A - B)[\exp\{(-1 + \gamma)ct\} - 1]\} \quad (37)$$

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\{(A - B)[(1 + at)^{-b(1-\gamma)} - 1]\} \quad (38)$$

Teoría básica de la descomposición del carbono orgánico en el sustrato ($\alpha = 0$)

En lo siguiente, la teoría- q de la calidad del sustrato es usada como referencia, dado que presenta las soluciones más complejas.

Enfoque de cinéticas de orden m y n

El uso de la teoría- q de la calidad del sustrato para el caso $\alpha = 0$ plantea soluciones con un solo término, por lo que la equivalencia se establece con el uso de:

$$\frac{dc(t)}{dt} = -K(t)C^n \quad (39)$$

$$\frac{dK(t)}{dt} = -K_t K^m \quad (40)$$

donde $K(t)$ tiene las soluciones definidas en las relaciones (9) y (10)

Los diferentes casos de las soluciones de la relación (39) son:

Caso $m = 1$, $n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\left\{\left(\frac{K_{t_0}}{K_t}\right)[\exp(-K_t t) - 1]\right\} \quad (41)$$

Caso $m \neq 1$, $n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp\left\{\left[\frac{a}{b(c-1)}\right] [(1 + bt)^{1-c} - 1]\right\} \quad (42)$$

donde a , b y c están definidas de acuerdo con las relaciones (13), (14) y (15), respectivamente.

Caso $m \rightarrow \infty$ ($c \rightarrow 0$), $n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp(-K_{t_0} t) \quad (43)$$

Caso $m \neq 1$, $n \neq 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left\{1 + \left[\frac{a(n-1)c_0^{n-1}}{b(1-c)}\right] [(1 + bt)^{1-c} - 1]\right\}^{-\frac{1}{n-1}} \quad (44)$$

Caso $m = 0$, $n \neq 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = [1 + K_t c_0^{n-1} (n-1)t]^{-\frac{1}{n-1}} \quad (45)$$

Los resultados que se muestran de las cinéticas de orden m y n son similares a los de la teoría- q de la calidad del sustrato.

Teoría del continuo reactivo y modelo empírico de $K(t)$

Con el uso de la teoría- q de la calidad del sustrato, para el caso $\alpha = 0$, plantea soluciones compatibles con las de la teoría del continuo reactivo y el modelo empírico de $K(t)$ de Jansen (1984). Las soluciones que no pueden definirse con la teoría- q de calidad del sustrato y el modelo de cinéticas de orden m y n son:

Modelo empírico de $K(t)$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{p}{q+1} \right) [a^{q+1} - (a+t)^{q+1}] \right\} \quad (46)$$

Teoría del continuo reactivo:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp[-[\theta^\alpha - (\theta+t)^\alpha]] \quad (47)$$

Las soluciones (47) y (48) difieren de las definidas para la teoría- q y modelo de cinéticas de orden m y n en que $a = 1$ y $\theta = 1$, por lo que no es posible obtener las soluciones:

Modelo empírico de $K(t)$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ - \left(\frac{p}{q+1} \right) t^{q+1} \right\} \quad (48)$$

Teoría del continuo reactivo:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left[- \left(\frac{\delta}{\alpha} \right) t^\alpha \right] \quad (49)$$

Por otra parte, la teoría del continuo reactivo y modelo empírico, no pueden obtener la solución planteada (caso del modelo de cinéticas de orden m y n ; similar al de la teoría- q):

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{K_{t_0}}{K_t} \right) [\exp(-K_t t) - 1] \right\} \quad (50)$$

Hacia una teoría general de la descomposición del carbono orgánico en el sustrato ($\alpha \neq 0$)

Para obtener las soluciones generales de las relaciones (30) y (31) de la teoría- q de la calidad del sustrato, las cinéticas de orden m y n deben plantearse como:

$$\frac{dC(t)}{dt} = -K(t)C^n \quad (51)$$

$$\frac{dK(t)}{dt} = -(K_{m+\alpha}K^{m+\alpha} - K_mK^m) \quad (52)$$

donde K_m y $K_{m+\alpha}$ son constantes.

Modelo de cinética fraccional

Para una cinética de orden uno, es posible establecer una derivada fraccional (Vinett *et al.*, 2015).

$$\frac{d^\varphi C(t)}{dt^\varphi} = -k_\varphi C \quad (53)$$

Paz (2021c) planteó la solución:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{1}{1+t^\varphi} \right) \quad (54)$$

Usando la función de Mittag-Leffler (Paz, 2021c):

$$E_\varphi(z) = \sum_{m=0}^{\infty} \left[\frac{z^m}{\Gamma(1+\varphi m)} \right] \quad (55)$$

donde el caso de $\varphi = 1$ es la función exponencial.

Modelo para una teoría general de la descomposición del carbono orgánico en los sustratos

Modelo de cinética de orden n y tasa d cambio dependiente del tiempo

De las discusiones previas, un modelo general que tiene como casos particulares las de todos los modelos revisados ($\alpha = 0$) puede plantearse como:

$$\frac{dC}{dt} = K_n(t)C^n \quad (56)$$

con:

$$K_n(t) = -K_n p (t_0 + t)^{-r} \quad (57)$$

similar al modelo empírico de $K(t)$, donde se le ha agregado el término K_n del modelo de cinética de orden n . El valor t_0 define el tiempo donde $K_n = K_{n0}$ y r es el orden de la cinética.

Para entender la relación (58), su derivada está dada por:

$$\frac{dK_n(t)}{dt} = K_n p r (t_0 + t)^{-(r+1)} \quad (58)$$

que, para el caso $r = -1$, su integral está definida por:

$$K_n(t) = K_{n0} \exp(-pt) \quad (59)$$

La solución de la relación (56) en función de los modelos de la relación (59) permite establecer:

Caso $r = -1, n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{K_{n0}}{p} \right) [1 - \exp(-pt)] \right\} \quad (60)$$

que es similar a la del uso de la teoría- q y cinética de orden m discutidos previamente.

En lo siguiente, todos los casos asumen $p = 1$, que no es una variable necesaria para casos diferentes de $r \neq 1$ discutidos. La función de $K(t)$ esta dada por la relación (57).

Caso $r = 0, n \neq 1$:

$$C(t) = \frac{c_0}{[1 + k_n c_0^{n-1} (n-1)t]^{\frac{1}{n-1}}} \quad (61)$$

Caso $r = 0, n = 1$:

$$C(t) = C_0 \exp(-k_1 t) \quad (62)$$

Caso $r = 1, n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \left[1 + \left(\frac{1}{t_0} \right) t \right]^{-k_1} \quad (63)$$

Caso $r \neq 1, n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ \left(\frac{k_1}{r+1} \right) [t_0^{r+1} - (t_0 + t)^{r+1}] \right\} \quad (64)$$

donde el uso de $t_0 = 1$ genera soluciones particulares discutidas en otros modelos.

Caso $r = 0, n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp(-k_1 t) \quad (65)$$

Caso $r \neq 0$ y $t_0 = 0, n = 1$:

$$\frac{c(t)}{c_0} = \exp \left\{ - \left(\frac{k_1}{r+1} \right) t^{r+1} \right\} \quad (66)$$

Las soluciones planteadas del modelo de cinéticas r y n cubren todos los casos analizados de los diferentes modelos (Paz, 2021d).

Modelo generalizado del continuo reactivo

Hougaard (1986) introdujo la función de probabilidad $P(\alpha, \delta, \theta)$:

$$f_\alpha(z) = -\exp \left(-\theta z + \frac{\delta \theta^\alpha}{\alpha} \right) \left(\frac{1}{\pi z} \right) \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\Gamma(m\alpha+1)}{m!} \left[-z^{-\alpha} \left(\frac{\delta}{\alpha} \right) \right]^m \sin(\alpha m \pi) \quad (67)$$

con transformada de Laplace definida como:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \left[- \left(\frac{\delta}{\alpha} \right) [(\theta + t)^\alpha - \theta^\alpha] \right] \quad (68)$$

La transformada de la relación (68) puede reescribirse para el caso $\theta = 0$ como:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp \left[- \left(\frac{\delta}{\alpha} \right) t^\alpha \right] \quad (69)$$

y para el caso $\alpha = 1$:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp(-\delta t) \quad (70)$$

Un caso importante es la condición de $\alpha \rightarrow 0$, por lo que $P(0, \delta, \theta)$ es la distribución Gamma:

$$f_{\alpha=0}(z) = \frac{\theta^\delta z^{\delta-1} \exp(-\theta z)}{\Gamma(\delta)} \quad (71)$$

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{\theta}{\theta+t}\right)^\delta = \left[1 + \left(\frac{1}{\theta}\right)t\right]^{-\delta} \quad (72)$$

El modelo de Hougaard (1986) solo es válido para $\alpha \leq 1$, por lo que es posible utilizar la parametrización de Aalen 1992 para extenderlo al caso $\alpha > 1$:

$$f_\alpha(z) = \exp\left\{-\frac{\alpha}{\delta}\left(\frac{z}{\gamma} + \frac{1}{\alpha-1}\right)\right\} \left\{\left(\frac{1}{\pi z}\right) \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\Gamma[1-m(\alpha-1)]}{m!(\alpha-1)^m} \left[\left(\frac{\alpha}{\delta}\right)^{m\alpha} \left(\frac{z}{\gamma}\right)^{m(\alpha-1)}\right]^m \sin[\pi m(\alpha-1)]\right\} \quad (73)$$

cuya transformada de Laplace está dada por ($\alpha, \delta \geq 0, \gamma > 0$):

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[\left(\frac{\alpha}{(1-\alpha)\delta}\right) \left[1 - \left(1 + \frac{\delta\gamma}{\alpha}t\right)\right]^{1-\alpha}\right] \quad (74)$$

Los parámetros del modelo de Hougaard (subíndice H) están relacionados con el de Aalen como:

$$\alpha_H = 1 - \alpha \quad (75)$$

$$\delta_H = \gamma^{1-\alpha} \left(\frac{\alpha}{\delta}\right)^\alpha \quad (76)$$

$$\theta_H = \frac{\alpha}{\delta\gamma} \quad (77)$$

De la relación (74), por continuidad, se puede establecer la transformada de Laplace de la distribución Gamma ($\alpha = 1$):

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \left(\frac{1}{1+\delta\gamma t}\right)^{\frac{1}{\delta}} \quad (78)$$

Para extender el modelo de Aalen al caso $\alpha > 1$, se puede considerar el mezclado Poisson compuesto con la distribución definida como:

$$Z = \begin{cases} X_1 + X_2 + \dots + X_N, & \text{si } N > 0 \\ 0, & \text{si } N = 0 \end{cases} \quad (79)$$

donde N está Poisson distribuido con promedio ρ , mientras que X_1, X_2, \dots son independientes y están Gamma distribuidos con parámetro de escala ν y parámetro de forma η . La transformada de Laplace de la distribución Poisson está dada por:

$$L_N(t) = \exp[-\rho + \rho \exp(-t)] \quad (80)$$

y la de la distribución Gamma por:

$$L_X(t) = \left(\frac{\nu}{\nu+t}\right)^\eta \quad (81)$$

con la siguiente equivalencia con el modelo de Aalen:

$$\rho = \frac{\alpha}{\delta(\alpha-1)}, \nu = \frac{\alpha}{\delta\gamma}, \eta = \alpha - 1 \quad (82)$$

La transformada de Laplace del mezclado Poisson compuesto está dada por:

$$L(t) = L_N(-\ln(L_X(t))) \quad (83)$$

por lo que se puede establecer:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp\left[-\rho + \rho \left(\frac{\nu}{\nu+t}\right)^\eta\right] = \exp\left[\rho \left[\left(\frac{\nu}{\nu+t}\right)^\eta - 1\right]\right] \quad (84)$$

En forma similar, con la transformada de Laplace de la relación (70) se obtiene:

$$L(t) = \frac{c(t)}{c_0} = \exp[\rho[\exp(-\delta_H) - 1]] \quad (85)$$

Las soluciones (84) y (85), mas las asociadas a la parametrización de Hougaard (o Aalen) completan todas las soluciones analizadas de todos los modelos.

Un punto importante de señalar con el mezclado Poisson distribuido es que consta de dos partes discretas, la primera asociada a una probabilidad positiva del valor $Z = 0$:

$$P(Z = 0) = \exp(-\rho) = \exp\left(-\frac{\alpha}{\delta(\alpha-1)}\right) \quad (86)$$

y otra con densidad de probabilidad continua en la línea real positiva.

En términos de descomposición del carbono orgánico del sustrato implica que hay una parte del sustrato, $P(Z=0)$, que no se modifica y queda intacta durante el proceso de descomposición, por lo que este tipo de procesos adquiere la forma dada en las relaciones (84) y (85).

Comentarios finales

En lo general, el modelo de cinéticas de orden m y n reproduce las soluciones de la teoría- q de la calidad del sustrato, por lo que el modelo puede usarse como sustituto de esta teoría.

La síntesis de resultados propuesta en este trabajo plantea que la teoría- q (de seis parámetros) muestra soluciones de $C(t)$ más complejas, pero no puede reproducir una que la teoría del continuo reactivo y el modelo empírico de $K(t)$ pueden hacer. Por otro lado, estas dos últimas teorías no pueden reproducir una solución de la teoría- q .

La ventaja de la teoría- q de la calidad del sustrato es que puede explicar los parámetros de otros modelos, aunque con el uso de más parámetros y una visión de modelación de balances de masa y cambios en la calidad del sustrato del carbono orgánico de los suelos y mantillos.

Considerando las diferencias entre los modelos y sus marcos teóricos asociados, se planteó un modelo de cinéticas de orden r y n que genera todas las soluciones analizadas. Adicionalmente, extendiendo la teoría del continuo reactivo al caso de $\alpha > 1$, con otra parametrización, se obtienen todas las soluciones y se define claramente el significado de un par de soluciones.

Literatura citada

- Aalen, O.O. 1992. Modelling heterogeneity in survival analysis by the compound Poisson distribution. *The Annals of Applied Probability* 2:951-972
- Hougaard, P. 1986. Survival models for heterogeneous populations derived from stable distributions. *Biometrika* 73:387-396
- Janssen, B.H. 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil* 76:297-304
- Paz, F. 2021a. Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021b. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: tasas de cambio dependientes del tiempo. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021c. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo. Estas mismas memorias
- Paz, F. 2021d. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría- q de la calidad del sustrato. Estas mismas memorias
- Vinnett, L., M. Alvarez-Silva, A. Jacques, F. Hinojosa y J. Yianatos. 2015. Batch flotation kinetics: fractional calculus approach. *Minerals Engineering* 77:167-171

7.31. Modelación global de procesos de descomposición y absorción del carbono orgánico de los suelos

Paz-Pellat Fernando¹

¹ GRENASER, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México
Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

Resumen

La solución de la dinámica temporal del carbono total en procesos de cambio de uso del suelo y vegetación, requiere conocer las componentes de descomposición y absorción, las cuales generalmente no son medibles en campo. Para obtener una solución asociada a los diferentes patrones de las dinámicas observadas, se introduce el modelo de Sestak-Berggren, SB(m, n, p) y se discuten sus soluciones para su implementación operativa en la dinámica del carbono orgánico total del sustrato.

Palabras clave: *descomposición y absorción, patrones carbono total y componentes, modelo de Sestak-Berggren, soluciones analíticas*

Abstract

The solution of the temporal dynamics of total carbon in processes of change of land use and vegetation requires knowing the decomposition and absorption components, which are generally not measurable in the field. To obtain a solution associated with the different patterns of the observed dynamics, the Sestak-Berggren model, SB (m, n, p) is introduced and its solutions are discussed for its operational implementation in the dynamics of the total organic carbon of the substrate.

Key words: *decomposition and absorption, total carbon standards and components, Sestak-Berggren model, analytical solutions*

Introducción

En contribuciones previas, Paz (2021a, b, c, d y e) analizó la modelación de la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS), mantillo, para el caso del proceso de descomposición que implica que los ingresos de carbono (C) son cero ($I_0 = 0$). En el caso general discutido en este trabajo $I_0 > 0$, se presenta un proceso de absorción (asimilación) del C en el suelo. En lo particular, cuando ocurre un cambio de uso del suelo y vegetación (USyV) se presentan dos procesos simultáneos que se reflejan en el COS total (C_t): la descomposición de COS del USyV original ($I_0 = 0$) y la absorción de COS del USyV del cambio ($I_0 > 0$), por lo que lo que normalmente se mide (C_t) tiene dos componentes.

En esta contribución se presenta un marco teórico general basado en la teoría de reacciones del estado sólido.

Posicionamiento del problema

Patrones conjuntos de la dinámica del COS

Para entender la complejidad de la dinámica del COS, se pueden analizar dinámicas simultáneas de descomposición (USyV original) y absorción (USyV del cambio), basados en Paz-Pellat y Velázquez-Rodríguez (2020), la Figura 1 muestra los patrones temporales cuando una dinámica, descomposición o asimilación, predomina sobre la otra. En estos casos, el C_t tiene un patrón temporal similar al proceso predominante (descomposición o absorción).

En la Figura 2 se presenta una condición donde el C_t se mantiene estable o cambia ligeramente, siguiendo patrones temporales lineales, aunque los procesos de descomposición y absorción son no lineales.

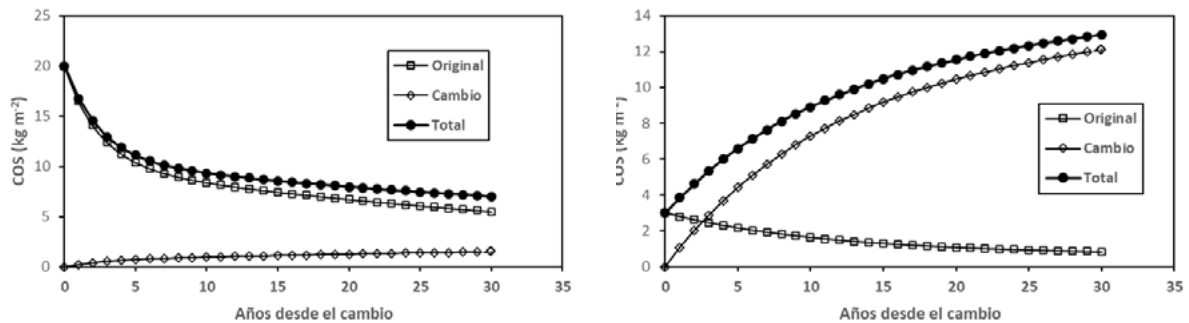


Figura 1. Dinámicas de las componentes y C_t donde predomina una componente.

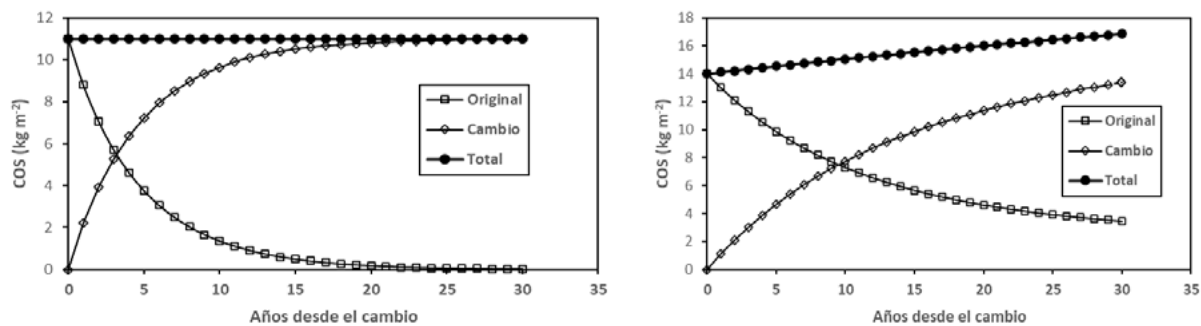


Figura 2. Dinámicas de las componentes, donde C_t tiene un patrón lineal.

En la Figura 3 se muestran patrones de C_t que difieren de los previos, en donde primero hay una tendencia a disminuir y luego una a crecer, lo que denota una complejidad que no puede ser interpretada en forma simple.

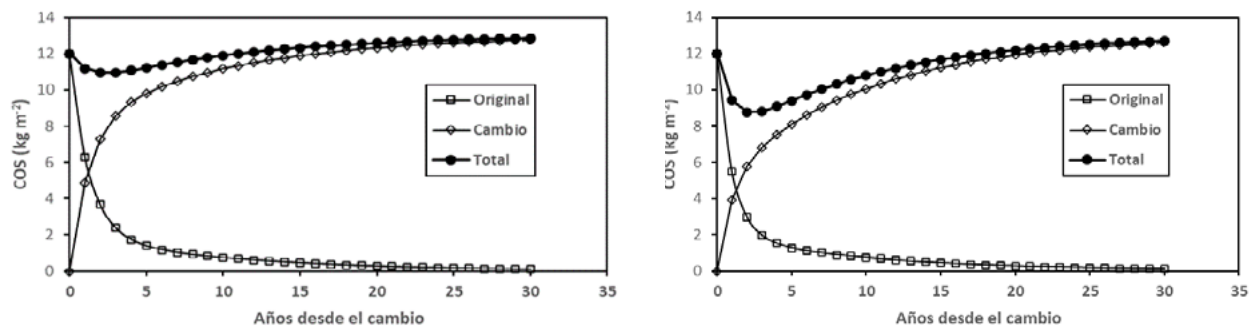


Figura 3. Patrones complejos de la dinámica de C_t .

Absorción y descomposición del COS usando la teoría- q de la calidad del sustrato

Si se considera un sustrato homogéneo para el caso $I_0 > 0$, el balance de masa puede ponerse como:

$$\frac{dC}{dt} = I_0 - kC \quad (1)$$

Bajo la condición de estado estacionario (ee), $dC/dt = 0$, la solución de la relación (1) está dada por:

$$C_{ee} = \frac{I_0}{k} \quad (2)$$

En la teoría- q de la calidad del sustrato (Agren y Bosatta, 1996) se utilizan funciones dependientes de la calidad q :

$$e(q) = e_1 q^\alpha \quad (3)$$

$$\mu(q) = \mu_0 q^\beta \quad (4)$$

$$\eta_1(q) = \eta_{11} q^\gamma \quad (5)$$

donde $e(q)$ es la eficiencia en el uso del carbono, $\mu(q)$ es la función de crecimiento de la biomasa de los descomponedores y $\eta_1(q)$ es el primer momento de la función de dispersión que controla el cambio de una calidad q' a una q del sustrato.

La función de calidad (promedio), caso $\alpha = 0$, $\beta \neq 0$, $\gamma = 1$, esta dada por (Hyvönen *et al.*, 1998; Nilsson *et al.*, 2005):

$$\frac{q_t}{q_0} = \left[1 + \beta f_c \eta_{11} \mu_0 q_0^\beta t \right]^{-\frac{1}{\beta}} \quad (6)$$

donde f_c es un factor de biomasa a carbono. El carbono orgánico, descomposición ($I_0 = 0$), se estima de (Hyvönen *et al.*, 1998; Nilsson *et al.*, 2005):

$$\frac{C_t}{C_0} = \left(\frac{q_t}{q_0} \right)^p = \left[1 + \beta f_c \eta_{11} \mu_0 q_0^\beta t \right]^{-\frac{p}{\beta}} \quad (7)$$

donde:

$$p = \frac{1-e_0}{e_0 \eta_{11}} \quad (8)$$

El caso donde el ingreso de C es contante ($I_0 > 0$), proceso de absorción, está definido por (Hyvönen *et al.*, 1998; Nilsson *et al.*, 2005):

$$\frac{C_t}{C_{ee}} = 1 - \left(\frac{q_t}{q_0} \right)^{p-\beta} \quad (9)$$

y, para el proceso de descomposición:

$$\frac{C_t}{C_{ee}} = \left(\frac{q_t}{q_0} \right)^{p-\beta} \quad (10)$$

Las relaciones (9) y (10) muestran que el proceso de absorción es inverso al de la descomposición ($I_0 > 0$). Los procesos de descomposición para el caso $I_0 = 0$ e $I_0 = 0$ difieren en sus exponentes, relaciones (7) y (10).

Solución general a la dinámica del carbono orgánico total

En esta sección se analiza un modelo cinético general para el caso de procesos completos (*e.g.* C_1). Como referencia se usa la teoría de cinética de reacciones de estado sólido (Dhyani y Bhaskar, 2018), en la que se utiliza la conversión del reactante (α) del proceso definido como:

$$\alpha = \frac{C_0 - C(t)}{C_0 - C_\infty} \quad (11)$$

que para el caso de $C_\infty = 0$ se tiene:

$$\alpha = 1 - \frac{C(t)}{C_0} \quad (12)$$

La derivada de α , con respecto al tiempo, se representa como el producto de dos funciones:

$$\frac{d\alpha}{dt} = k(t)f(\alpha) \quad (12)$$

donde $K(t)$ es la tasa de reacción o de cambio del proceso, generalmente puesta en función de la temperatura en las cinéticas de estado sólido. La relación (12) puede ponerse como:

$$\frac{d\alpha}{f(\alpha)} = k(t)dt \quad (13)$$

por lo que su integración está dada por:

$$\int_0^\alpha \frac{d\alpha}{f(\alpha)} \equiv F(\alpha) = K(t) \equiv \int_0^t k(t)dt \quad (14)$$

La relación (14) permite hacer conclusiones sobre la naturaleza de las integrales $f(\alpha)$ y/o $k(t)$ sin que se conozca la forma explícita de estas funciones (Avramo y Sestak, 2014 y 2015).

Solución de Sestak y Berggren

Sestak y Berggren (1971) propusieron una función empírica de modelos de cinéticas de cualquier tipo, SB(m, n, p), definido por:

$$\frac{d\alpha}{dt} = k \alpha^m (1-\alpha)^n [-\ln(1-\alpha)]^p \quad (15)$$

o, para la función $f(\alpha)$:

$$f(\alpha) = \alpha^m (1-\alpha)^n [-\ln(1-\alpha)]^p \quad (16)$$

donde k es una constante.

Originalmente Sestak y Berggren (1971) propusieron un modelo sólo con los dos primeros términos de las relaciones (15) y (16), por lo que al modelo de la relación (15) se le ha nombrado como SB extendido (Burnham, 2000) y al original como SB truncado (Burnham, 2015; Vyazovkin, 2015), lo que ha generado discusiones (Sestak, 2015; Burnham, 2016; Militky y Sestak, 2016; Avramov, 2017). El modelo SB(m, n, p) ha permanecido en uso por 50 años (Simon, 2011), por lo que ha alcanzado la madurez.

El modelo SB ha sido cuestionado en su presentación original con relación a su inicialización y la necesidad de incluir constantes (Burham, 2016), aunque Sestak y Avramov (2017) discuten esquemas de inicialización del modelo SB(m, n, p).

El modelo SB(m, n, p), relación (15), solo requiere dos términos para el caso general, ya que uno es redundante (Gorbachev, 1980):

$$\frac{d\alpha}{dt} = k \alpha^m (1-\alpha)^n \quad (17)$$

$$\frac{d\alpha}{dt} = k(1-\alpha)^n [-\ln(1-\alpha)]^p \quad (18)$$

$$\frac{d\alpha}{dt} = k \alpha^n [-\ln(1-\alpha)]^p \quad (19)$$

Si se utiliza el valor máximo (α_m) de α ($d^2\alpha/dt^2 = 0$), los parámetros m , n , p pueden ser puestos como:

$$\sigma = \frac{m}{n} = \frac{\alpha_m}{1-\alpha_m} \quad (20)$$

$$\beta = \frac{n}{p} = \frac{1}{-\ln(1-\alpha_m)} \quad (21)$$

$$\mu = \frac{m}{p} = \frac{\alpha_m}{(1-\alpha_m)\ln(1-\alpha_m)} \quad (22)$$

De las relaciones (20) a (21), las relaciones (17) a (19) pueden ser puestas como:

$$\frac{d\alpha}{dt} = k \alpha^{\sigma n} (1-\alpha)^n \quad (23)$$

$$\frac{d\alpha}{dt} = k(1-\alpha)^{\beta p} [-\ln(1-\alpha)]^p \quad (24)$$

$$\frac{d\alpha}{dt} = k \alpha^{\mu p} [-\ln(1-\alpha)]^p \quad (25)$$

Sestak y Malek (1993) plantearon la función $f(\alpha) = (1-\alpha)h(\alpha)$, donde $h(\alpha)$ es una “función de acomodación”, definida como $(1-\alpha)^{1/n}$, $[-\ln(1-\alpha)]^m$ o α^p . La relación (15) puede ponerse en formas derivadas en función del tiempo (Gorvachev, 1981).

Algunas soluciones para α

La variable α puede analizarse en función de sus patrones temporales asociados a diferentes procesos (cinética de reacciones). Entre estos procesos, el modelo de Lewis (1905) y Prout y Tompkis (1944) tiene la solución:

$$\ln\left(\frac{\alpha}{1-\alpha}\right) = kt + c \quad (26)$$

donde c es una constante.

Prout y Tompkis (1946) modificaron la relación (26) para dejarla como:

$$\ln\left(\frac{\alpha}{1-\alpha}\right) = k \ln(t) + c \quad (27)$$

Una discusión del modelo, comúnmente llamada de Prout-Tompkins, ha sido considerado por varios autores (Ng, 1975; Brown, 1997; Burnham, 2015).

Ng (1975) planteó el modelo:

$$\frac{d\alpha}{dt} = n \alpha^{1-\frac{1}{n}} (1-\alpha)^{1+\frac{1}{n}} \quad (28)$$

como una solución al modelo de la relación (17) que no tiene solución analítica y se aproxima por series hipergeométricas.

Un modelo muy usado es el de “Avrami-Erofeev” o KEKAM (Kolmogorov-Erofeev-Kazeev-Avrami-Mampel) o JMA (Johnson-Mehl-Avrami) o JMAEK (Johnson-Mehl-Avrami-Erofeev-Kolmogorov) cuya solución está dada por:

$$\alpha = 1 - \exp[-K(t)t^n] \quad (29)$$

el cual se ha discutido por diferentes autores (Gorvachev, 1978; Avramov y Sestak, 2014 y 2015; Sestak y Avramiov, 2017).

Arshad y Maaroufi (2015 y 2017) plantearon que los exponentes del modelo SB(m, n, p) están relacionados como:

$$\frac{1}{p} + \ln(1-\alpha) n - \left(\frac{1-\alpha}{\alpha}\right) \ln(1-\alpha) m - \ln(1-\alpha) = 0 \quad (30)$$

que puede simplificarse a:

$$\frac{1}{p} + \frac{3}{4}m - n = 0 \quad (31)$$

La relación (17) tiene la estructura del modelo logístico (Verhulst), por lo que es una solución del modelo SB(m, n, p) (Peleg *et al.*, 2007).

Peleg *et al.* (2004) discute el modelo:

$$\frac{dC}{dt} = K(t)C^n \quad (32)$$

que presenta una situación potencialmente más difícil de resolver si la tasa de reacción momentánea depende no solo de la tasa momentánea (u otro factor pertinente) y el estado momentáneo del sistema, si no también de la trayectoria seguida para alcanzar el estado.

En el Cuadro 1 se presenta un resumen de los casos más conocidos del modelo SB(m, n, p), de acuerdo con las síntesis de Avramov y Sestak (2014 y 2015).

Cuadro 1. Soluciones particulares del modelo SB(m, n, p)

$f(\alpha)$	$F(\alpha)$	$\alpha(t)$
$m = 1, n = 0, p = 0$ $f(\alpha) = \alpha$	$F(\alpha) = \ln\left(\frac{\alpha}{\alpha_0}\right)$	$\alpha(t) = \alpha_0 \exp[K(t)]$
$m \neq 1, n = 0, p = 0$ $f(\alpha) = \alpha^m$	$F(\alpha) = \frac{\alpha_0^{1-m}}{1-m} - \frac{\alpha^{1-m}}{1-m}$	$\alpha(t) = \left[\frac{1}{\left(\frac{1}{\alpha_0}\right)^{m-1} - (m-1)K(t)} \right]^{\frac{1}{m-1}}$
$m = 0, n \neq 1, p = 0$ $f(\alpha) = (1-\alpha)^n$	$F(\alpha) = \ln\left[\frac{\alpha(1-\alpha_0)}{\alpha_0(1-\alpha)}\right]$	$\alpha(t) = 1 - \frac{1}{\{1 + [(n-1)K(t)]\}^{\frac{1}{n-1}}}$
$m = 0, n \neq -1, p = 0$ $f(\alpha) = (1-\alpha)^{-n}$	$F(\alpha) = \frac{1}{n+1} [(1-\alpha_0)^{n+1} - (1-\alpha)^{n+1}]$	$\alpha(t) = \alpha_0 + [(n+1)K(t)]^{\frac{1}{n+1}}$
$m = 1, n = 1, p = 0$ $f(\alpha) = \alpha(1-\alpha)$	$F(\alpha) = \ln\left[\frac{\alpha(1-\alpha_0)}{\alpha_0(1-\alpha)}\right]$	$\alpha(t) = \frac{\alpha_0}{\alpha_0 + \exp[-K(t)]}$
$m = 1 - (1/n), n = 1 + (1/n), p = 0$ $f(\alpha) = \alpha^{1-\frac{1}{n}}(1-\alpha)^{1+\frac{1}{n}}$	$F(\alpha) = \frac{1}{n} \left[\frac{\alpha}{1-\alpha} \right]^{\frac{1}{n}}$	$\alpha(t) = \frac{1}{1 + \left[\frac{n}{K(t)} \right]^n}$
$m = 0, n = 1, p = 1 - (1/p)$ $f(\alpha) = (1-\alpha)[- \ln(1-\alpha)]^{1-\frac{1}{p}}$	$F(\alpha) = [- \ln(1-\alpha)]^{\frac{1}{p}}$	$\alpha(t) = 1 - \exp\{-[K(t)]^p\}$

Comentarios finales

El modelo de Sestak y Berggren (1971), SB(m, n, p), plantea un modelo unificado de la solución, asociada a los patrones temporales de la dinámica del carbono orgánico total del sustrato, la cual puede simplificarse de dos parámetros a uno solo, por lo que su implementación operativa se reduce fuertemente.

Los desarrollos expuestos previamente (Paz, 2021a, b, c, d, e), definen un nuevo paradigma de modelación que considera relaciones empíricas y teóricas en un modelo general, en donde las soluciones planteadas son casos particulares del modelo general, el cual se expande mediante los desarrollos que se muestran en esta contribución.

Literatura citada

Agren, G.I. and E. Bosatta. 1996, Theoretical Ecosystem Ecology: Understanding Element Cycles. Cambridge University Press. Cambridge, UK

- Arshad, M.A. and A. Maaroufi. 2015. Relationship between Johnson-Mehl-Avrami and Sestak-Berggren models in the kinetics of crystallization in amorphous materials. *Journal of Non-Crystalline Solids* 413:53-58
- Arshad, M.A. and A. Maaroufi. 2017. Recent advances in kinetics and mechanisms of condensed phase processes: a mini-review. *Rev. Adv. Matter Sci.* 51:177-187
- Avramov, I. 2017. Comments on the Sestak-Berggren equation. *J. Therm. Anal. Calorim.* doi:10.1007/s10973-016-5874-z
- Avramov, I. and J. Sestak. 2014. Generalized kinetics of overall phase transition explicit to crystallization. *J. Therm. Anal. Calorim.* 118:1715-1720
- Avramov, I. and J. Sestak. 2015. Generalized kinetics of overall phase transition in terms of logistic equation. ArXiv:1510.02250v1 [physics.chem-ph]
- Brown, M.E. 1997. The Prout-Tompkins rate equation in solid-state kinetics. *Thermochimica Acta* 300:93-106
- Burnham, A.K. 2000. Application of the Sestak-Berggren equation to organic and inorganic materials of practical interest. *J. Therm. Anal. Calorim.* 60:895-908
- Burnham, A.K. 2015. Use and misuse of logistic equations for modeling chemical kinetics. *J. Therm. Anal. Colorim.* doi: 10.1007/s10973-015-4879-3
- Burnham, A.K. 2016. Response to statements by Professor Sestak concerning logistic equations in kinetics. *J. Therm. Anal. Calorim.* doi:10.1007/s10973-015-5216-6
- Dhyani, V. and D T. Bhaskar. 2018. Kinetic analysis of biomass pyrolysis. In: *Waste Biorefinery – Potential and Perspectives*. Elsevier B.V. pp. 39-81
- Gorvachev, V.M. 1978. Remark on the application of the combined Kolgomorov-Erofeev-Kazeev-Avrami-Mampel equation in the kinetic of non-isothermal transformations. *Journal of Thermal Analysis* 13:509-514
- Gorbachev, V.M. 1980. Some aspects of Sestak generalized kinetic equation in thermal analysis. *J. Thermal. Anal.* 18:193-197
- Gorbachev, V.M. 1981. To the problem of applying the equation of Kolgomorov-Erofeev-Kazeev-Avrami andMampel to the kinetics of non-isothermal transformations. *Journal of Thermal analysis* 20:483-485
- Hyvönen, R., G.I. Agren and E. Bosatta. 1998. Predicting long-term soil carbon storage from short-term information. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1000-1005
- Lewis, G.N. 1905. Autocatalytic decomposition of silver oxide. *Proceedings of the American Academy of Arts and Sciences* 40:719-733
- Militky, J. and J. Sestak. 2016. On the eliminating attempts toward Sestak-Berggren equation. *J. Therm. Anal. Calorim.* doi:10.1007/s10973-016-5848-1
- Ng, W.L. 1975. Thermal decomposition in the solid state. *Aust. J. Chem.* 28:1169-1178
- Nilsson, K.S., R. Hyvönen and G.I. Agren. 2005. Using continuous-quality theory to predict microbial biomass and soil organic carbon following organic amendments. *European Journal of Soil Science* 56:397-405
- Paz, F. 2021a. Modelo de la descomposición del carbono orgánico en los suelos. Estas mismas memorias.
- Paz, F. 2021b. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: tasas de cambio dependientes del tiempo. Estas mismas memorias.
- Paz, F. 2021c. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría del continuo reactivo. Estas mismas memorias.
- Paz, F. 2021d. Equivalencia entre modelos de descomposición del carbono orgánico de los suelos: teoría-q de la calidad del sustrato. Estas mismas memorias.
- Paz, F. 2021e. Teoría general de la descomposición del carbono orgánico de los suelos y mantillo. Estas mismas memorias.
- Paz-Pellat, F. y A. Velázquez-Rodríguez. 2020. Una nota de precaución para los meta análisis de la dinámica del carbono orgánico de los suelos. pp. 476-481. En: J. M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez y M. Bolaños (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020*. Texcoco, Estado de México, México.
- Peleg, M., M.G. Corradini and M.K. Normand. 2004. Kinetic models of complex biochemical reactions and biological processes. *Chemie Ingenieur Technik* 76:413-423
- Peleg, M., M.G. Corradini and M.K. Normand. 2007. The logistic (Verhulst) model for sigmoid microbial growth curves revisited. *Food Research International* 40:808-818
- Prout, E.G. and F.C. Tompkins. 1944. The thermal decomposition of potassium permanganate. *Trans. Faraday Soc.* 40:488-498
- Prout, E.G. and F.C. Tompkins. 1946. The thermal decomposition of silver permanganate. *Trans. Faraday Soc.* 42:468-472
- Sestak, J. 2015. Sestak-Berggren equation: now questioned but formerly celebrated – what is right. *J. Therm. Anal. Calorim.* Doi:10.1007/s10973-015-4998-x
- Sestak, J. and I. Avramov. 2017. Rationale and myth of thermoanalytical kinetic patterns: how to model reaction mechanisms by the Euclidean and fractal geometry and by logistic approach. In: J. Sestak, P. Hubík and J.J. Mares (eds.). *Thermal Physics and Thermal Analysis, Hot Topics in Thermal Analysis and Colorimetry 11*. Springer International Publishing Switzerland. Pp. 295-318
- Sestak, J. and G. Berggren. 1971. Study of the kinetics of the mechanism of solid-state reactions at increasing temperatures. *Thermochim. Acta* 3:1-12
- Sestak, J. and J. Málek. 1993. Diagnostic limits of phenomenological models of heterogeneous reactions and thermal analysis kinetics. *Solid State Ionics* 63-65:245-254
- Simon, P. 2011. Forty years of the Sestak-Berggren equation. *Thermochimica Acta* 520:156-157
- Vyazovkin, S. 2015. The truncated Sestak-Berggren equation is still the Sestak-Berggren equation, just truncated. *J. Therm. Anal. Calorim.* doi:10.1007/s10973-015-5215-7



Sistemas Agropecuarios

8.1. Biocarbón como estrategia para incrementar el rendimiento de trigo y la recarbonización del suelo en Michoacán México

Medina-Orozco Lenin E.¹; Peña-Bárceñas Hugo¹ y Sánchez-Duque Alexander¹

¹ Tecnológico Nacional de México/I.T. Valle de Morelia. Carretera Morelia Salamanca km 6.5. Morelia, Michoacán, México. CP. 58100. Autor de correspondencia: leninmed@gmail.com

Resumen

El biocarbón es producido por la transformación termoquímica de la biomasa, mediante un proceso de pirólisis lenta. Su uso en áreas agrícolas incrementa la producción con beneficios adicionales como la recarbonización del suelo. El objetivo del presente estudio fue evaluar el potencial del biocarbón sobre el rendimiento de un trigo de riego y el potencial de recarbonización del suelo en el valle Morelia-Queréndaro en Michoacán. El biocarbón se obtuvo de biomasa seca de olotes de maíz usando un reactor rústico de pirólisis lenta. Por la contingencia sanitaria de la Covid-19, el estudio fue realizado en macetas de 1.9 L. El biocarbón se aplicó en suelos arcillosos representativos de las zonas productoras de trigo del valle y se aplicó el biocarbón a razón de 1% (T1) con base en el peso del suelo seco y un control 0% (T0). La dosis de fertilización fue 240_N-50_P-50_K en ambos casos. El diseño fue en bloques completos al azar con veinte macetas cada uno. La comparación de medias se realizó con la técnica de Tukey-Kramer. Los resultados indican un incremento significativo en el rendimiento del trigo de 7.4 t ha⁻¹ en T1, 0.4 t ha⁻¹ superior al control (T0), el peso de 1000 granos presentó valores de 33 g y 32 g en T1 y T0 respectivamente y por último, el peso hectolítrico fue de 75.5 (T1) y 73.3 (T0). Se obtuvo que la cantidad potencial de biocarbón que se podría almacenar en el suelo a razón de 1 %, fue de 25.4 t ha⁻¹. Se concluye que el biocarbón es una alternativa viable para aumentar la producción de trigo y la recarbonización del suelo en el valle Morelia-Queréndaro del estado de Michoacán.

Palabras clave: secuestro de carbono, biomasa, Recsoil.

Abstract

Biochar is produced by the thermochemical transformation of biomass, through a slow pyrolysis process. Its use in agricultural areas increases production with additional benefits such as re-carbonization of the soil. The objective of this study was to evaluate the potential of biochar on the yield of irrigated wheat and the potential for re-carbonization of the soil in the Morelia-Queréndaro valley in Michoacan. The biochar was obtained from dry corn cob biomass using a rustic slow pyrolysis reactor. Due to the health contingency of Covid-19, the study was carried out in 1.9 L pots. The biochar was applied in clay soils representative of the wheat-producing areas of the valley and biochar was applied at a rate of 1% (T1) with based on dry soil weight and a 0% control (T0). The fertilization dose was 240_N-50_P-50_K in both cases. The design was in randomized complete blocks with twenty pots each. The comparison of means was carried out with the Tukey-Kramer technique. The results indicate a significant increase in wheat yield of 7.4 t ha⁻¹ in T1, 0.4 t ha⁻¹ higher than the control (T0), the weight of 1000 grains presented values of 33 g and 32 g in T1 and T0 respectively and finally, the test weight was 75.5 (T1) and 73.3 (T0). It was obtained that the potential amount of biochar that could be stored in the soil at a rate of 1%, was 25.4 t ha⁻¹. It is concluded that biochar is a viable alternative to increase wheat production and re-carbonize the soil in the Morelia-Queréndaro valley in the state of Michoacán.

Index words: Carbon sequestration, biomass, Recsoil.

Introducción

El biocarbón es resultado de la quema en condiciones controladas de la biomasa a temperaturas de entre 300 a 700 °C con condiciones de oxígeno restringido. Este proceso es conocido como pirólisis lenta y se refiere al carbón negro producido para gestionar el carbono como tecnología alternativa de mitigación del cambio climático, además de ser aplicado en suelos agrícolas como mejorador de las características físicas y químicas para aumentar la productividad (Scholz *et al.*, 2014). Los biocarbones en la agricultura derivan de diversos tipos de biomásas con variaciones físicas y químicas por lo cual cada biocarbón es diferente. Se ha documentado que el biocarbón derivado de residuos de maíz presenta una tasa de transformación rápida (2 h a 500 °C) y puede tener Capacidad de Intercambio Catiónico de 14.4 cmol kg⁻¹ a pH 7 (Chen *et al.*, 2019). Los beneficios del biocarbón en la agricultura han sido sintetizados por Purakayastha *et al.* (2019), quienes sugieren que mejora la densidad aparente del suelo principalmente en aquellos con tendencia a la compactación, favorece la agregación de las partículas minerales, aumenta la porosidad, la retención de agua, la conductividad hidráulica y la infiltración. Respecto a la química del suelo, modifica el pH y acrecienta la disponibilidad de los nutrientes, eleva la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), manteniendo en mayor cantidad y durante mayor tiempo los nutrientes de forma disponible para las plantas, reduce la lixiviación al absorberlos sobre su superficie y favorece la absorción por las raíces (Kätterer *et al.*, 2019).

Nelissen *et al.* (2012) sugieren que acelera la transformación del nitrógeno en el corto plazo, y de este modo, aumenta la biodisponibilidad para las plantas. Aumenta la disponibilidad de nitratos, principalmente en suelos ácidos, pero también se ha observado que en el corto tiempo (< 1 mes), se reduce el nitrógeno inorgánico del suelo y posteriormente se da un incremento debido posiblemente al C del biocarbón; siendo lo anterior, un efecto multifactorial aún no comprendido completamente (Nguyen *et al.*, 2017). Las partículas de biocarbón, proporcionan superficies reactivas donde los iones N y P se retienen en los sitios de intercambio y en donde son transformados por la biomasa microbiana del suelo, modulando la disponibilidad de N y P para los cultivos (Gul y Whalen, 2016). Kätterer *et al.* (2019) sugieren que la adición constante durante diez años de biocarbón en suelos de Kenia, generó un incremento de 1.17 t ha⁻¹ de grano, con respecto al testigo regional. En sitios bajo cultivos convencionales por más de 80 años y en donde la productividad se ha reducido en un 66%, se observó un aumento significativo en la producción después de la enmienda (Kimetu *et al.*, 2008).

El objetivo del presente estudio es evaluar el potencial del biocarbón para la recarbonización del suelo y su efecto en el rendimiento de un trigo de riego en Michoacán.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en la zona limítrofe entre la ciudad de Morelia y la zona agrícola de la región 19°40'10.92''N y 101°12'38.93''O a 1923 msnm (Figura 1). El suelo corresponde a un Vertisol pélico de acuerdo con el INEGI (2000). El clima del sitio de estudio es del tipo templado subhúmedo con lluvias en verano temperatura promedio de 19 °C y precipitación de 796 mm anuales (Figura 1), la clave climática es (A)Cb(w₁)(w)(e)g (García, 2004).



Figura 1. Localización del sitio de estudio en Morelia Michoacán.

Diseño del experimento

El diseño experimental consistió en unidades experimentales homogéneas con tres bloques completos al azar, con un tratamiento y un control; cada unidad experimental consistió de una maceta de 1.9 L con 20 macetas por bloque y un total de 60 macetas. El tratamiento consistió en la aplicación de 1% de biocarbón con base en el peso de suelo seco y un control 0% (T0). La dosis de 1% de biocarbón se calculó con base en 600g de suelo seco y la adición de 6g de biocarbón. El biocarbón se obtuvo a partir de biomasa de olotes de maíz fabricado en un reactor rústico de acero de pirólisis lenta modificado de Takolpuckdee (2014). Los tiempos de transformación termoquímica para 15 kg de biomasa, fueron de 40 a 50 minutos y la tasa promedio de recuperación del biocarbón fue de 25 % (3.75 kg de biocarbón).

Manejo agronómico del cultivo

La semilla de trigo utilizada para el cultivo fue un material registrado Urbina S2007 desarrollado por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), es una variedad semienana, de ciclo vegetativo intermedio, de grano blanco con fines para la industria harinera (Solís *et al.*, 2008). La preparación consistió en suelo colectado de la región de agricultura convencional de trigo del municipio de Tarimbaro Michoacán. Se colocaron 600g de suelo seco y tamizado por malla de 2 mm en macetas de plástico. El biocarbón para T1 se incorporó mezclando homogéneamente con los 600g de suelo previamente pesados en báscula Rhino® modelo Barag40. Previo a la siembra se realizó un riego a saturación, la siembra que fue el día 13 de diciembre del 2020. Al momento de sembrar la semilla, se colocaron dos semillas por maceta a una profundidad de 1 cm, previo conocimiento de que la tasa de germinación fue de 92%. Una vez germinadas las semillas, se retiraron las plántulas más pequeñas, dejando una sola planta por maceta.

El riego diario de los trigos fue con 100 mL de agua, lo anterior para tener plantas sin restricción de agua y recuperar la pérdida por día como ha sido definido en los modelos de evapotranspiración (Pereira *et al.*, 2015). Para lo anterior, previamente se determinó la capacidad máxima de retención de

agua en 20 macetas; se saturaron las macetas por inmersión, dentro de un recipiente de plástico con agua durante 30 minutos permitiendo que el agua entrara por los orificios de desagüe de las macetas. Posteriormente se dejaron escurrir hasta observar que ya no hubiera flujo de agua. Las macetas se pesaron en báscula Rhino® modelo Barag40, en primera instancia las macetas con suelo seco y posteriormente con el agua retenida; por diferencia de pesos, se obtuvo que el agua almacenada fue equivalente a 127.2 g. Posteriormente se secaron al ambiente durante 24 horas, encontrando que se perdieron por evaporación 92 g de agua en promedio.

El manejo de organismos plaga del suelo se realizó con la aplicación de Imidacloprid granulado con dosis al 4 % (1g por maceta), previo a la siembra. La dosis de fertilización para todas las macetas en ambos tratamientos fue de 240_N-50_P-50_K, usando como fuentes sintéticas; sulfato de amonio y triple 17, en la siembra se realizó la primera aplicación con sulfato de amonio (3.4g/maceta), y la segunda 15 días después con triple 17 (1g/maceta).

Variables agronómicas evaluadas

De cada bloque experimental se tomaron 3 macetas al azar para T1 y tres para T0 y se marcaron para un número total de 9 macetas por tratamiento para medir indicadores del efecto del biocarbón. Las variables fueron medidas con base en los manuales del CIMMYT (CIMMYT, 1995; Castellanos-Navarrete *et al.*, 2017). El trigo fue cosechado al momento en que alcanzó la madurez fisiológica y la espiga se tornó de color amarillo claro y se desgranó fácilmente. El rendimiento del trigo se calculó a partir del peso del grano seco y ajustado a un valor comercial de 14%. Se consideró el valor promedio obtenido de granos por espiga que fue de 64. Para su extrapolación a rendimiento por hectárea se consideró el valor promedio reportado para esta variedad por Solís *et al.* (2008) de 309 espigas por metro cuadrado.

Se desgranaron las espigas y se secaron los granos para pesar 100 semillas por tratamiento, con diez repeticiones y obtener el peso de 1000 granos. La humedad del grano se determinó por la técnica modificada de secado en microondas de Walde *et al.* (2002); de la forma siguiente: 10 gramos con tres repeticiones expuestos al microondas durante 180s, en intervalos de exposición a la radiación fue de 20s por 60s de enfriamiento fuera del horno a temperatura ambiente. La humedad real al momento de la cosecha fue de 5.3 % en promedio y se ajustó su peso a una humedad de 14 %. La determinación del peso hectolítrico (kg/hL) fue mediante el uso de un embudo y probeta graduada de acuerdo con la Norma NMX-FF-043-SCFI-2003.

Estimación del biocarbón incorporado en el cultivo de trigo para una tasa de 1 %

Para estimar la cantidad de biocarbón que se puede incorporar en las zonas productoras de trigo del Valle de Morelia-Queréndaro a una razón de 1% con base en el peso en el peso del suelo seco y a una profundidad de 20 cm que representa la capa arable. El estudio pretendía originalmente aplicarse en condiciones de parcelas de campo; sin embargo, por las restricciones durante el año de 2020 por la pandemia de la Covid-19, se realizó en macetas y un sitio mayormente controlado en comparación a un sitio agrícola. Por lo anterior, se consideraron los resultados de estudios previos en campo, en donde se calcularon valores de la densidad aparente de 1.22 hasta 1.33 g cm⁻³ (promedio de 1.27 g cm⁻³) para la profundidad de 0 a 20 cm (datos no publicados). Se obtuvo un peso del suelo de 1.27 t m⁻³ y un volumen del mismo aplicado a una hectárea de 2 000 m³ (10 000 m² x 0.20 m), por lo tanto, el peso del suelo seco es equivalente a 2 540 t. A razón de aplicar 1 % de biocarbón de una forma sencilla para el productor, se consideró el peso del suelo como base 100 y por regla de tres, se obtuvo el peso de biocarbón de que puede ser incorporado al suelo.

Análisis estadístico de los datos

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando la prueba de Anova de una vía con prueba de Tukey-Kramer y alfa de 0.5 previa prueba de normalidad de Ryan-Joiner para muestras pequeñas. Para las pruebas se utilizó el programa Minitab® versión 17.

Resultados y discusión

En el presente estudio se encontró que el efecto del biocarbón en T1, incrementó el rendimiento de trigo significativamente con 7.4 t ha⁻¹ con respecto al control (T0) que fue de 7.0 t ha⁻¹ (Cuadro 1). Los resultados se presentaron en el mismo sentido para el peso de 1000 granos de trigo que sugieren mayor peso por grano en el T1 y el peso hectolítrico que refleja el peso del suelo con respecto al volumen que ocupa; es decir un grano de mayor tamaño. Los resultados anteriores, podrían estar relacionado con la mayor disponibilidad del nitrógeno en el suelo como efecto de la aplicación del biocarbón (Li *et al.*, 2019; Eduah *et al.*, 2019) e indica una mejor nutrición de la planta (Kätterer *et al.*, 2019), que podría reflejarse en el incremento del tamaño del grano y coincide con lo reportado en la literatura; en donde se presentaron diferencias significativas en el peso de grano por planta, después de aplicar biocarbón al suelo (Onasanya *et al.*, 2009).

Cuadro 1. Variables agronómicas evaluadas en trigo como respuesta a la aplicación de biocarbón en el suelo.

Variable de respuesta	T1	T0	Valor de la <i>p</i>
Rendimiento (t ha ⁻¹) [§]	7.4 (0.1) a	7.0 (0.2) b	0.002
Peso de 1000 granos (g)	33 (0.5) a	32 (0.9) b	0.003
Peso hectolítrico (kg/hL)	75.5 (0.05) a	73.3 (0.09) b	0.000

*Letras diferentes en las filas indican diferencias significativas de las medias por Tukey-Kramer y un alfa de 0.05; los valores entre paréntesis indican la desviación estándar de los datos. El rendimiento del trigo fue ajustado a valores de la humedad comercial (14 %).

Por otro lado, Kätterer *et al.* (2019) y Li *et al.* (2019), sugieren que la respuesta de las plantas a la aplicación de la enmienda de biocarbón, se presenta después del segundo año, tiempo para que el biocarbón reaccione con el suelo, lo que podría tener un efecto mayor en el segundo ciclo. Algunas de las tareas pendientes a futuro son: probar diversas dosis de biocarbón que sean fácilmente alcanzables por los productores, evaluar los efectos del biocarbón a mediano y largo plazo –actualmente se está llevando a cabo el estudio en su segundo ciclo agrícola–, medir los cambios físicos y químicos del suelo después de la enmienda y valorar la absorción de nutrientes por la planta a través de análisis foliares. Finalmente, la cantidad de biocarbón requerido para alcanzar el 1 %, a partir de la densidad del suelo, indica que se requieren de 25.4 t ha⁻¹. Con el prototipo utilizado en este estudio para elaborar el biocarbón, es difícil y podría tomarle más de un ciclo agrícola a un productor, alcanzar estas proporciones; sin embargo, es una propuesta viable con la incorporación de reactores de mayor capacidad y recarbonizar de una manera lenta pero sostenida.

Conclusiones

La aplicación de biocarbón a tasa de 1% presentó un efecto positivo en el rendimiento del trigo de 7.4 en T1 y 7.0 en T0. El peso del grano y peso hectolítrico presentaron la siguiente tendencia, T1 > T0; el potencial de biocarbón almacenado podría ser de 25.4 t ha⁻¹ y ayudar a la recarbonización del suelo. Se concluye que el biocarbón a una tasa de 1%, es una alternativa viable para aumentar la producción de trigo en las áreas similares a donde se llevó a cabo el estudio.

Agradecimientos

Fondo de investigación científica del Tecnológico Nacional de México, proyecto: Biocarbón para el incremento de la producción de maíz en el valle Morelia-Queréndaro. Convocatoria 2019.

Literatura citada

- Castellanos-Navarrete, A., A. Chocobar-Guerra, R. Cox, S. Fonteyne, B. Govaerts, N. Jespers, F. Kienle, K. D. Sayre, F. Enyanche, B. Martínez y N. Verhulst. 2017. Protocolos para mediciones de plantas en las plataformas de investigación. <https://repository.cimmyt.org/handle/10883/18900>.
- Chen, X., Q. Lin, M. Rizwan, X. Zhao and G. Li. 2019. Steam explosion of crop straws improves the characteristics of biochar as a soil amendment. *Journal of Integrative Agriculture* 18(7): 1486–1495. doi: 10.1016/S2095-3119(19)62573-6.
- CIMMYT. 1995. Manejo de los ensayos e informe de los datos para el Programa de Ensayos Internacionales de Maíz del CIMMYT. CIMMYT, México, D.F.
- Eduah, J. O., E. K. Nartey, M. K. Abekoe, H. Breuning-Madsen and M. N. Andersen. 2019. Phosphorus retention and availability in three contrasting soils amended with rice husk and corn cob biochar at varying pyrolysis temperatures. *Geoderma* 341: 10–17. doi: 10.1016/j.geoderma.2019.01.016.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. 5a ed. Instituto de Geografía, UNAM, México D.F.
- Gul, S. and J. K. Whalen. 2016. Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry* 103: 1–15. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.08.001.
- INEGI. 2000. Edafología. Espacio y datos de México. <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/espacioydatos/default.aspx> (accessed 8 November 2020).
- Kätterer, T., D. Roobroeck, O. Andrén, G. Kimutai, E. Karlton, H. Kirchmann, G. Nyberg, B. Vanlauwe, and K. Röing de Nowina. 2019. Biochar addition persistently increased soil fertility and yields in maize-soybean rotations over 10 years in sub-humid regions of Kenya. *Field Crops Research* 235: 18–26. doi: 10.1016/j.fcr.2019.02.015.
- Kimetu, J.M., J. Lehmann, S.O. Ngoze, D.N. Mugendi, J.M. Kinyangi, S. Riha, L. Verchot, J. W. Recha, and A. N. Pell. 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. *Ecosystems* 11(5): 726. doi: 10.1007/s10021-008-9154-z.
- Li, Y., Z. Li, S. Cui, S.X. Chang, C. Jia, and Q. Zhang. 2019. A global synthesis of the effect of water and nitrogen input on maize (*Zea mays*) yield, water productivity and nitrogen use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology* 268: 136–145. doi: 10.1016/j.agrformet.2019.01.018.
- Nelissen, V., T. Rütting, D. Huygens, J. Staelens, G. Ruyschaert, and P. Boeckx. 2012. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry* 55: 20–27. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.05.019.
- Nguyen, T. T. N., C.-Y. Xu, I. Tahmasbian, R. Che, Z. Xu, X. Zhou, H. M. Wallace, and S. H. Bai. 2017. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis. *Geoderma* 288: 79–96. doi: 10.1016/j.geoderma.2016.11.004.
- NMX-FF-043-SCFI-2003. 2003. Productos alimenticios no industrializados para consumo humano-cereal-cebada maltera (*Hordeum vulgare* L. y *Hordeum distichum* L.)-especificaciones y métodos de prueba.
- Onasanya, R. O., O.P. Aiyelari, A. Onasanya, S. Oikeh, F. E. Nwile, and O. O. Oyelakin. 2009. Growth and yield response of maize (*Zea mays* L.) to different rates of nitrogen and phosphorus fertilizers in Southern Nigeria. *World Journal of Agricultural Sciences* 5(4): 400–407.
- Pereira, L. S., Allen, R. G., Smith, M., and Raes, D. 2015. Crop evapotranspiration estimation with FAO56: Past and future. *Agricultural Water Management*, 147, 4–20. doi:10.1016/j.agwat.2014.07.031
- Purakayastha, T. J., T. Bera, D. Bhaduri, B. Sarkar, S. Mandal, P. Wade, S. Kumari, S. Biswas, M. Menon, H. Pathak, and D. C. W. Tsang. 2019. A review on biochar modulated soil condition improvements and nutrient dynamics concerning crop yields: Pathways to climate change mitigation and global food security. *Chemosphere* 227: 345–365. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.03.170.
- Scholz, S. M., T. Sembres, K. Roberts, T. Whitman, K. Wilson, and J. Lehmann. 2014. Biochar systems for smallholders in developing countries: Leveraging current knowledge and exploring future potential for climate-smart agriculture. The World Bank, Washington, DC.
- Solis Moya, E., Huerta Espino, J., Pérez Herrera, P., Ramírez Ramírez, A., Villaseñor Mir, H. E., Espitia Rangel, E., y Borodanenko, A. 2008. Urbina S2007: nueva variedad de trigo harinero para la región 'El Bajío'. *Agricultura técnica en México*, 34(1), 113-118.
- Takolpuckdee, P. 2014. Transformation of agricultural market waste disposal to biochar soil amendments. *Procedia Environmental Sciences* 20: 64–70. doi: 10.1016/j.proenv.2014.03.010
- Walde, S., Balaswamy, K., Velu, V., and Rao, D. 2002. Microwave drying and grinding characteristics of wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Food Engineering*, 55(3), 271–276. doi:10.1016/s0260-8774(02)00101-2
- Yang, F., Sui, L., Tang, C., Li, J., K. Cheng and Xue, Q. 2021. Sustainable advances on phosphorus utilization in soil via addition of biochar and humic substances. *Science of The Total Environment*, 145106. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145106

8.2. Evaluación del aceite de semilla de calabaza (*Curcubita moschata*) en la producción ruminal de metano

Pérez-Díaz Angélica A¹; Pinto-Ruíz Rene²; Luján-Hidalgo María C⁴; Ramírez-Díaz Roselia²; Aryal Raj Deb³; Miranda-Romero Luis A.⁵

¹ Maestría en Ciencias en Producción Agropecuaria Tropical, Universidad Autónoma de Chiapas, Boulevard Laguitos No. 338 Col. Los Laguitos Tuxtla Gutiérrez, Chiapas C.P. 29020.

² Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agronómicas, Carr. Ocozocoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

³ Catedras CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas, Carr. Ocozocoautla Villaflores, CP 30470, Villaflores, Chiapas.

⁴ Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, División de Estudios de Posgrado e Investigación, Carretera Panamericana Km. 1080, C.P. 29050, Apartado Postal 599, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

⁵ Universidad Autónoma de Chapingo, Posgrado en Producción Animal. Departamento de Zootecnia, Km 38.5 Carretera México- Texcoco, 56230, Chapingo, Texcoco, Estado de México

Autor de correspondencia: anny_chapa_93@hotmail.com

Resumen

Se evaluó el efecto del aceite de semilla de calabaza sobre la producción de CH₄, CO₂ y fermentación ruminal integrado a dietas de rumiantes utilizando la técnica de producción de gas *in vitro*. Se evaluaron seis tratamientos adicionando diferentes niveles de ASC a una dieta base que consistía en pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis*): T1= 0% ASC+ 100% *C. nlemfuensis*; T2= 2% ASC + 98% *C. nlemfuensis*; T3= 3% ASC + 97% *C. nlemfuensis*; T4= 4% ASC + 96% *C. nlemfuensis*; T5= 5% ASC + 95% *C. nlemfuensis*; T6= 7% ASC + 93% *C. nlemfuensis*, se utilizaron 10 repeticiones para cada tratamiento analizados bajo un diseño completamente al azar y evaluando medias a través de la prueba de Tukey (p <0.05) empleando para todo ello al paquete estadístico SAS. El ASC contiene 67.2% de ácidos grasos insaturados, siendo los más abundantes el ácido linoleico y oleico (46.16 y 20.10% respectivamente). En la producción de CH₄ difieren el T2 con el T5 y T6 que corresponde a los valores 16.019, 11.987 y 11.209 % pero no se diferenciaron con el tratamiento testigo (T1). En la producción de CO₂, se observó un incremento conforme aumentaba el porcentaje de aceite. En los parámetros de la cinética de fermentación, el T4, T5 y T6 no presentaron diferencias significativas, adaptándose en menor tiempo a las 7.938, 7.712 y 8.140 h (L), respectivamente, pero a menor velocidad con respecto al T1. La degradación de la materia seca (DGRMS) disminuyó conforme aumenta el nivel de inclusión del aceite.

Palabras clave: *Cinética de fermentación; digestibilidad; volumen fraccional; ácidos grasos insaturados.*

Abstract

The effect of pumpkin seed oil on the production of CH₄, CO₂ and ruminal fermentation integrated into ruminant diets was evaluated using the *in vitro* gas production technique. We worked with six treatments adding different levels of ASC to a base diet that consisted of star grass (*Cynodon nlemfuensis*): T1 = 0% ASC + 100% *C. nlemfuensis*; T2 = 2% ASC + 98% *C. nlemfuensis*; T3 = 3% ASC + 97% *C. nlemfuensis*; T4 = 4% ASC + 96% *C. nlemfuensis*; T5 = 5% ASC + 95% *C. nlemfuensis*; T6 = 7% ASC + 93% *C. nlemfuensis*, with 10 repetitions for each treatment under a completely randomized design. For the means test, the Tukey test (p <0.05) was used with the statistical package SAS. ASC contains 67.2% of unsaturated fatty acids, the most abundant being linoleic and oleic acid (46.16 and 20.10% respectively). In the production of CH₄, T2 differs with T5 and T6, which corresponds to the values 16,019, 11,987 and 11,209%, but they did not differ with the control treatment (T1). In the production of CO₂, an increase was observed as the percentage of oil increased. In the parameters of fermentation kinetics, T4, T5 and T6 did not show significant differences, adapting in a shorter time to 7,938, 7,712

and 8,140 h (L), respectively, but at a lower speed with respect to T1. Dry matter degradation (DGRMS) decreased as the oil inclusion level increased.

Key words: *Fermentation kinetics; digestibility; fractional volume; unsaturated fatty acids.*

Introducción

Entre las emisiones antropogénicas, el sector pecuario es una de las actividades que produce gases de efecto invernadero (GEI), tales como el dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄). El CH₄, a diferencia del CO₂, es el gas de mayor importancia en la explotación de rumiantes por su efecto sobre el clima y surge como producto final de la fermentación de los alimentos consumidos por el animal. Sin embargo, la cantidad de CH₄ liberado está directamente relacionada con la calidad nutricional y la composición de la dieta proporcionada. Por ello, las dietas de baja calidad (fibra o alto contenido de carbohidratos estructurales), tal como las que se utilizan generalmente en los sistemas de rumiantes en el trópico, están relacionadas con una mayor producción de CH₄ (Carmona *et al.*, 2005). Se han adoptado diversas estrategias para reducir las emisiones de CH₄ provocadas por la fermentación ruminal (Castagnino *et al.*, 2015), entre ellas se considera que la mejora de la calidad nutricional de la dieta es una de las estrategias más eficientes, utilizando para ello, productos que reduzcan la formación de CH₄ en el rumen. Una de las estrategias estudiadas es la incorporación, en la dieta animal, de aceites vegetales con alto contenido de ácidos grasos poliinsaturados (AGP). La importancia de los aceites vegetales como agente reductor de CH₄ se centra en la captación de hidrógeno utilizados en la producción de CH₄ (Zhang *et al.*, 2008). Al respecto, Sharma (2005) señala que los AGP con mayor contenido de ácido linoleico y ácido linolénico son más efectivos para reducir CH₄. Sin embargo, el uso de estos aceites también ha reportado disminuciones en el aprovechamiento de la dieta a nivel ruminal (Patra y Yu, 2012).

En Chiapas, un recurso local es la calabaza la cual posee, en su aceite (ASC), un alto contenido de AGP reportados por Gohari *et al.* (2011) (40-90%), lo que lo convierte en un recurso que podría utilizarse como un participante activo en la disminución de CH₄ en rumiantes. Por lo que, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto de niveles crecientes de ASC en una dieta basal de pasto estrella para rumiantes sobre la producción de CH₄, CO₂ y valores de su fermentación ruminal utilizando la técnica de gas *in vitro*.

Materiales y métodos

La semilla de calabaza se adquirió en las localidades de la zona centro de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas. La evaluación de la producción de CH₄, CO₂ y fermentación ruminal, utilizando la técnica de gas *in vitro*, se llevó a cabo en el Laboratorio de Nutrición Animal de la Facultad de Ciencias Agronómicas, Campus V, de la Universidad Autónoma de Chiapas, ubicado en Villaflores, Chiapas. La extracción del ASC y el análisis del perfil de los ácidos grasos se llevó a cabo en el laboratorio de Analítica del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. La extracción se realizó a través del método soxhlet utilizando hexano como disolvente, de acuerdo al método oficial de la A.O.A.C¹ 963.15. El perfil de ácidos grasos se analizó en un cromatógrafo de gases acoplado a un detector de espectrometría de masas (Agilent Technologies) empleando una columna DB-waxter de 60m x 250mmx 0.25µm (Agilent Technologies) (Fenn *et al.*, 1989).

Se evaluaron seis tratamientos con diferentes proporciones de ASC en diferentes niveles de pasto *Cynodon nlemfuensis* como fuente de forraje (Cuadro 1).

¹ Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists

Cuadro 1. Dieta base con niveles crecientes de aceite de semilla de calabaza (*Curcubita moschata*).

Ingrediente %	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Pasto <i>C. nlemfuensis</i>	100	98	97	96	95	93
Aceite de semilla de calabaza	0	2	3	4	5	7

Inicialmente, se llevó a cabo la caracterización del perfil de AG de la calabaza, posteriormente, para estimar el CH₄ y características de fermentación se utilizó la técnica descrita por Menke y Steingass (1988) que implica el uso de frascos de 125 mL color ámbar. A cada frasco se les colocó 0.5 g de cada tratamiento. Posteriormente y bajo un flujo continuo de dióxido de carbono (CO₂), a cada frasco se le agregaron 90 mL de inóculo ruminal diluido (1:10) por tratamiento, compuesta por 4,680 mL de agua destilada, 450 mL solución mineral I y II, 300 mL de Na₂CO₃, 120 mL de solución reductora preparada con 3 g de L-cisteína, 18 mL de NaOH y 3 g de Na₂S. Una vez llenos los frascos se sellaron herméticamente con tapón de goma y aro de aluminio, para posteriormente ser incubados a baño María analógico modelo: BM:36, a 39 °C, incluyendo tres frascos blancos sin sustrato. La medición de la presión de gas de fermentación se realizó con un manómetro modelo 63100/1-4 (0 a 1 kg cm⁻²) a 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30, 32, 34, 36, 40, 44, 48, 52, 56, 60, 64, 68 y 72 h de incubación.

Se realizó una segunda fermentación con previa modificación para estimar la producción de CH₄ y CO₂ y la degradación de la materia seca (DGRMS), realizando una incubación en un periodo de 24 h, se utilizó una jeringa de vidrio B-D Yale de 50 mL para medir el gas a intervalos de 6 h. El gas atrapado en la jeringa se transfirió a una botella sellada que contenía una solución de hidróxido de sodio (KOH) (1N) a una dilución de 56.10 g de KOH en un litro de agua destilada, en este proceso se separó la cantidad de CO₂ producido. Se mezcló perfectamente para capturar el CO₂ producido y posteriormente se volvió a capturar el gas generado (valor residual). La cantidad de gas que vuelve al caudal de la jeringa corresponde a CH₄ más gases menores (CH₄ + GM), posteriormente se ajustó al coeficiente teórico de CH₄ (0.7714). Estos valores se utilizaron para estimar el volumen total de gas de fermentación (VTGF; mL g⁻¹ MS), la proporción (%) de CH₄ y por diferencia se obtiene el porcentaje de CO₂. Al finalizar el periodo de incubación, se pasó a un proceso de filtrado utilizando papel filtro previamente pesado. Los papeles con residuo se secaron a 65°C por 48 h, posteriormente se pesaron y por diferencia de peso se obtuvo la materia seca residual para determinar el porcentaje de DGRMS a 24 h de incubación. Para estimar los parámetros de la cinética de producción de gas: volumen máximo (V_m; mL g⁻¹), tasa (S; h⁻¹) y tiempo de retardo (L; h), se utilizará el modelo logístico propuesto por Schofield y Pell (1995).

$$V = V_m / (1 + e^{(2-4*S*(T-L)})$$

Para conocer el volumen fraccional de fermentación de gas a partir de los datos obtenidos de producción de gas, para los intervalos de tiempo de 0 a 8 (Vf₀₋₈), 8 a 24 (Vf₈₋₂₄) y 24 a 48 (Vf₂₄₋₄₈) horas de incubación.

Los resultados se sometieron un análisis de varianza mediante el procedimiento GLM en el paquete estadístico SAS 2004, versión 9.0. Las medias fueron comparados a través de la prueba de Tukey (p<0.05).

Resultados y discusión

Respecto a los ácidos grasos del ASC se puede observar que el ácido linoleico se encontró en mayor abundancia representando el 46.2% del total de los ácidos grasos, seguido de los ácidos palmítico y oleico, 20.8 y 20.1%, respectivamente (Cuadro 2), resultados similares a los reportados por Petkova y Antova (2015) quienes encontraron 50.2% de ácido linoleico, 21.5 y 21.5% de ácido palmítico y oleico respectivamente. El ASC presentó mayor concentración de AGP con un valor del 46.4% (Cuadro 3), por el alto contenido de ácido linoleico, estos resultados se aproximan a los resultados publicados por Kim *et al.* (2012) y Petkova y Antova, (2015) con 56.8 y 50.4%, respectivamente.

Cuadro 2. Abundancia del perfil de los ácidos grasos del aceite de semilla de calabaza (*Curcubita moschata*).

Tipo de ácidos grasos	% Abundancia	D.E
Láurico	0.02	0.002
Pentadecílico	0.02	0.007
Palmitico	20.76	1.214
Palmitoleico	0.20	0.042
Margárico	0.11	0.017
Esteárico	10.44	0.499
Oleico	20.10	0.765
Vaccénico	0.72	0.158
Linoleico	46.16	0.202
Linolénico	0.27	0.033
Araquídico	0.58	0.087
Nodecílico	0.16	0.015

D.E: Desviación estándar

Cuadro 3. Ácidos grasos del aceite de semilla de calabaza (*Curcubita moschata*).

	Ácidos grasos		
	%Saturados	%Monoinsaturados	%Poliinsaturados
Aceite de semilla de calabaza	32.12	21.04	46.4

En cuanto a la producción de metano (Cuadro 4), la inclusión de ASC en la dieta presentó diferencias significativas entre tratamientos, observando que el T2 produjo el mayor porcentaje de CH₄ (16.01%) mientras que en los tratamientos T5 y T6 con mayor contenido de ASC generó una menor producción de metano (11.98 y 11.20%, respectivamente). Estos resultados sugieren que al aumentar el porcentaje de aceite en la dieta se puede producir un mayor impacto en la reducción de CH₄, pero produciría un efecto negativo en la digestibilidad como ya se señaló con anterioridad. De acuerdo a Aka y Kamalu (2009) una inclusión alta de ácidos grasos insaturados suprime la fermentación ruminal, provocando una disminución en la degradabilidad de la materia orgánica y la producción de metano.

Con respecto a la producción de CO₂ se observó que T2 produjo menor cantidad (76.23%) sin embargo no presenta diferencias con el tratamiento testigo (T1) (82.93). Se observa que a medida que aumenta el porcentaje de inclusión de aceite, incrementa la producción de CO₂, contrario a lo que sucede con la producción de CH₄.

Cuadro 4. Efecto de las diferentes proporciones de aceite de semilla de calabaza (*Curcubita moschata*) con niveles decrecientes en los parámetros de la cinética de fermentación, degradación de la materia seca y producción de metano.

<i>C. nlemfuensis</i> + % de Inclusión de ASC	Parámetros de la cinética de fermentación					
	V _m (mLg ⁻¹)	S(h ¹)	L(h)	DGRMS	%CO ₂	%CH ₄
T1 (100%)	408.98 ^a	0.029 ^d	8.724 ^{ab}	49.114 ^a	82.93 ^{ab}	13.17 ^{ab}
T2 (98:2%)	412.17 ^a	0.033 ^{ab}	9.003 ^a	50.514 ^a	79.23 ^b	16.01 ^a
T3 (97:3%)	400.84 ^a	0.032 ^c	8.393 ^{abc}	50.914 ^a	80.82 ^{ab}	13.81 ^{ab}
T4 (96:4%)	404.17 ^a	0.032 ^{bc}	7.938 ^c	49.343 ^a	84.57 ^a	13.07 ^{ab}
T5 (95:5%)	414.37 ^a	0.033 ^{ab}	7.712 ^c	41.457 ^b	84.46 ^a	11.98 ^b
T6 (93:7%)	397.97 ^a	0.034 ^a	8.140 ^{bc}	35.486 ^b	84.78 ^a	11.20 ^b

ASC: Aceite de semilla de calabaza; V_m: Volumen máximo; L: Fase Lag o tiempo de retardo; S: Tasa de producción de gas; DGRMS: Degradación de la materia seca; CH₄: Metano; CO₂: bióxido de carbono; Medias en la misma columna con letras distintas difieren estadísticamente (Tukey, p<0.05).

Los aceites con alto contenido de ácidos grasos insaturados son efectivos en la reducción de CH₄ (Sharma, 2005), ya que la acción que ejercen los ácidos grasos es capturar los hidrógenos que son utilizados en la formación de CH₄ e inhibir a los protozoarios que están ligados a algunas bacterias metanogénicas (Martin *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2008). Sin embargo, los aceites vegetales puede variar en estructuras químicas, estereoquímicas y por ende en sus actividades bioactivas de acuerdo a la especie

(Burt, 2004). Ante las afirmaciones es probable que estos factores sean limitantes en la efectividad del ASC en la producción de CH₄.

Por otro lado, de acuerdo a los resultados obtenidos en los parámetros de la cinética de fermentación (Cuadro 4) no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos en el volumen máximo de gas (V_m), sin embargo se pudo observar que la fase Lag de la curva de fermentación en los tratamientos T4, T5 y T6 fue significativamente más corta (7.938, 7.712 y 8.140 h respectivamente), lo que representa una mayor adaptación microbiana en un menor tiempo, a comparación de los primeros tratamientos con menor porcentaje de inclusión de ASC así como con el tratamiento testigo (T1) (8.724 h). En cuanto a la velocidad de fermentación del sustrato (S) se observaron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos, siendo el T1 el tratamiento que presentó una fermentación más rápida y que la adición de ASC afecta la velocidad de crecimiento.

Por otro lado, se observó que al aumentar el porcentaje de aceite en T5 y T6, la DGRMS disminuye significativamente (Cuadro 4), lo anterior podría atribuirse a que la inclusión de lípidos mayores al 6-7% reduce la digestibilidad de la fibra y la ingesta del alimento (Kumar *et al.*, 2014). El T2, T3 y T4 que contenían el 2, 3 y 4% respectivamente fueron similares con el testigo (T1).

En la Cuadro 5, se puede observar que la inclusión del 2% de aceite presentó menor volumen fraccional (77.430 mL g⁻¹) en la fermentación rápida en comparación con el T4 y T5 (94.703 y 96.113 mL g⁻¹ respectivamente) y se puede observar que tiene una fermentación lenta junto con el tratamiento testigo (T1) con 100% *C. nlemfuensis* donde predomina mayor cantidad de carbohidratos estructurales (celulosa y hemicelulosa) (526.007 mL g⁻¹), y se puede observar una disminución en el volumen de fermentación lenta conforme incrementaba el porcentaje de aceite, lo que indica que con la adición del aceite induce a una fermentación rápida y media del pasto *C. nlemfuensis*.

Cuadro 5. Efecto de las diferentes proporciones de aceite de semilla de calabaza (*Curcubita moschata*) en el volumen fraccional de producción de gas.

<i>C. nlemfuensis</i> + % de inclusión de ASC	FR Vf ₀₋₈ (mL g ⁻¹)	FM Vf ₈₋₂₄ (mL g ⁻¹)	FL Vf ₂₄₋₄₈ (mL g ⁻¹)	FT
T1 (100%)	91.884 ^{ab}	246.880 ^d	526.077 ^a	864.84 ^a
T2 (98:2%)	77.430 ^b	297.233 ^{ab}	498.204 ^{ab}	872.87 ^a
T3 (97:3%)	90.827 ^{ab}	275.479 ^c	482.527 ^{bc}	848.83 ^a
T4 (96:4%)	94.703 ^a	293.566 ^{bc}	465.109 ^{cd}	853.38 ^a
T5 (95:5%)	96.113 ^a	312.387 ^a	462.929 ^{cd}	871.43 ^a
T6 (93:7%)	84.480 ^{ab}	304.566 ^{ab}	449.866 ^d	838.91 ^a

ASC: Aceite de semilla de calabaza; FR: Fermentación rápida; Vf: Volumen fraccional a las 0-8 h; FM: Fermentación media; Vf: Volumen fraccional a las 8-24 h; FL: Fermentación lenta; Vf: Volumen fraccional a las 24-48 h; FT: Fermentación total. Medias en la misma columna con letras distintas difieren estadísticamente (Tukey, p<0.05).

Conclusión

El uso de aceite de semilla de calabaza, a niveles bajos en la dieta, no redujo de manera significativa la producción de metano, pero conforme éste aumentó, la disminución de metano se presentó, pero se alteraron algunos valores de fermentación ruminal de la dieta. Asimismo, el incremento del porcentaje de aceite, aumentó la producción de CO₂.

Agradecimientos

A la Maestría en Ciencias en Producción Agropecuaria Tropical de la Universidad Autónoma de Chiapas, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico para llevar a cabo la maestría, al Instituto de Ciencia, Tecnología e Innovación (ICTI) del estado de Chiapas por la beca otorgada en apoyo al proyecto de tesis y a las personas que han participado en el presente trabajo.

Literatura citada

- AOAC (Association of Official Analytical Chemists). 1980. Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists, Horowitz W (ed), 26.027, 29.002, 34.011, 13th ed, Washington, DC.
- Aka, L. O., & Kamalu, T. N. 2009. Effect Of Intraruminal Infusion Of Saturated And Unsaturated Fatty Acids On Organic Matter Degradability, Total Volatile Fatty Acid And Methane Productions In West African Dwarf Sheep. *Animal Research International*, 6(2).
- Burt, S. 2004. Aceites Esenciales: Sus propiedades antibacteriana y aplicaciones potenciales en alimento. *International journal of food Microbiology*, 94, 223-253.
- Carmona, J., Bolívar, D., & Giraldo, L. 2005. El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 18(1), 49-63.
- Castagnino, P. de S., Messana, J. D., Fiorentini, G., De Jesus, R., San Vito, E., Carvalho, I., & Berchielli, T. 2015. Glycerol combined with oils did not limit biohydrogenation of unsaturated fatty acid but reduced methane production in vitro. *Animal Feed Science and Technology*, 201, 14-24.
- Fenn, J. B., Mann, M., Meng, C. K., Wong, S. F., & Whitehouse, C. M. 1989. Electrospray ionization for mass spectrometry of large biomolecules. *Science*, 246(4926), 64-71.
- Gohari, A. A., Farhoosh, R., & HADDAD, K. M. 2011. *Chemical composition and physicochemical properties of pumpkin seeds (Cucurbita pepo Subsp. Pepo Var. Styriaca) grown in Iran*.
- Kim, M. Y., Kim, E. J., Kim, Y.-N., Choi, C., & Lee, B.-H. 2012. Comparison of the chemical compositions and nutritive values of various pumpkin (Cucurbitaceae) species and parts. *Nutrition research and practice*, 6(1), 21-27.
- Kumar, S., Choudhury, P. K., Carro, M. D., Griffith, G. W., Dagar, S. S., Puniya, M., Calabro, S., Ravella, S. R., Dhewa, T., & Upadhyay, R. C. 2014. New aspects and strategies for methane mitigation from ruminants. *Applied microbiology and biotechnology*, 98(1), 31-44.
- Martin, C., Morgavi, D. P., & Doreau, M. 2010. Methane mitigation in ruminants: From microbe to the farm scale. *Animal*, 4(3), 351-365.
- Menke, K., Raab, L., Salewski, A., Steingass, H., Fritz, D., & Schneider, W. 1979. The estimation of the digestibility and metabolizable energy content of ruminant feedingstuffs from the gas production when they are incubated with rumen liquor in vitro. *The Journal of Agricultural Science*, 93(1), 217-222.
- Patra, A. K., & Yu, Z. 2012. Effects of essential oils on methane production and fermentation by, and abundance and diversity of, rumen microbial populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(12), 4271-4280.
- Petkova, Z. Y., & Antova, G. 2015. Changes in the composition of pumpkin seeds (Cucurbita moschata) during development and maturation. *Grasas y aceites*, 66(1), e058-e058.
- Schofield, P., & Pell, A. N. 1995. Measurement and kinetic analysis of the neutral detergent-soluble carbohydrate fraction of legumes and grasses. *Journal of Animal Science*, 73(11), 3455-3463.
- Sharma, R. 2005. Nutritional strategies for reducing methane production by ruminants. *Indian J Res*, 4(1).
- Zhang, C., Guo, Y., Yuan, Z., Wu, Y., Wang, J., Liu, J., & Zhu, W. 2008. Effect of octadeca carbon fatty acids on microbial fermentation, methanogenesis and microbial flora in vitro. *Animal Feed Science and Technology*, 146(3-4), 259-269.

8.3. Emisión de CO₂ en suelos de pastizales y bosque

Lugo-De la Fuente Jorge L.¹; Salinas-Alcántara Liliana¹; Vaca-Paulín Rocio¹; Juárez-Del Águila Pedro¹; de la Portilla-López Nadia¹ y Yañez-Ocampo Gustavo¹

¹ Lab. de Edafología y Ambiente, Fac. De Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto Literario 100, Toluca, 50000 México.

Autor de correspondencia: joreglug@gmail.com

Resumen

El suelo funciona como fuente o sumidero de gases efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O). El intercambio de estos gases entre el suelo y la atmósfera es influenciado por varios factores tales como el uso y manejo del suelo, temperatura y precipitación. Dentro de los GEI el CO₂ aumentó dramáticamente durante el último siglo. De ahí que el objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del manejo y uso de suelo en las emisiones de CO₂ y en las propiedades del suelo en pastizales y bosque. Se contó con 4 zonas de estudio; un bosque (Bo), Pastizal con caballos (PC), Pastizal antes zona de cultivo (Cu) y pastizal sin aparentes perturbaciones (Pa). En cada zona se colocaron 5 cámaras para medir la emisión de CO₂ mediante el método de la cámara cerrada modificado, también se registró la humedad y temperatura del suelo. Las lecturas se realizaron durante 30 días en temporada de sequía (febrero) y 30 días en temporada de lluvias (julio). En ambos periodos se colectaron muestras de suelo para el análisis en el laboratorio. La emisión de CO₂ fue de 609.29 a 690.16 mg CO₂ ha⁻¹ d⁻¹ durante la temporada seca y 1160.00-1272.43 mg CO₂ ha⁻¹ d⁻¹ durante la temporada de lluvias. Los datos sugirieron que la temporada tuvo un efecto en la emisión de CO₂ del suelo y la importancia de la temperatura y la humedad del suelo para aumentar la emisión de CO₂ del suelo.

Palabras clave: *gases de efecto invernadero; N mineralización.*

Abstract

Soils are a major terrestrial source of the greenhouse gases like carbon dioxide (CO₂). Soil carbon dioxide emission is influenced by several factors such as land use, temperature and precipitation, N input and soil properties. This study was conducted to evaluate the effect of land use and seasonal variations in soil CO₂ emission, and its relationship to soil temperature and soil moisture, in three grasslands and forest. Using a closed static chamber, it was measured soil CO₂ emission in dry season (DS) and rainy season (RS). Concomitantly, soil temperature was also measured. Averaged soil CO₂ emissions varied from 609.29 to 690.16 mg CO₂ ha⁻¹ d⁻¹ during dry season and 1160.00-1272.43 mg CO₂ ha⁻¹ d⁻¹ for rainy season. Associations between soil CO₂ emission and soil temperature ($r = 0.89$, $p < 0.05$) and soil moisture ($r = 0.92$, $p < 0.01$). The $q\text{CO}_2$ of grassland sites were higher ($p < 0.05$) than forest site, at both season. Data suggested that season had effect in soil CO₂ emission, and the importance of soil temperature and soil moisture to increase soil CO₂ emission.

Keywords: *greenhouse gas, N mineralization, metabolic quotient.*

Introducción

En las últimas décadas la composición de gases de la atmósfera ha cambiado rápidamente. La mayoría de estas actividades antropogénicas han incrementado la emisión de gases radiativamente activos que se producen de forma natural, conocidos popularmente como gases de efecto invernadero (GEI), tales

como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), entre otros (Batjes y Bridges, 1992). Estos gases atrapan la radiación infrarroja saliente de la superficie de la tierra, produciendo el denominado “efecto invernadero” (Carbon Dioxide Information Analysis Center CDIAC, 2017).

La tasa de aumento del CO₂ alcanza valores de 403.3 ppm en 2016, de acuerdo a lo reportado en el Boletín de gases de efecto invernadero de la Organización Meteorológica Mundial. En consecuencia, los suelos representan una fuente importante de GEI (Conrad, 1996).

El flujo de CO₂ del suelo es un componente importante en el intercambio de gases de los ecosistemas, representa la liberación del CO₂ producido por los organismos (Carbone *et al.* 2011) además, el flujo de CO₂ del suelo proporciona una retroalimentación entre el ciclo de C y el sistema climático (Luo *et al.*, 2006). El intercambio de este gas se da entre el suelo y la atmósfera, está influenciado por diversos factores como el uso de suelo, temperatura, precipitación, contenido de nitrógeno y propiedades fisicoquímicas del suelo tales como textura, pH, relación carbono nitrógeno (Raich y Tufekcioglu, 2000).

La precipitación altera la temperatura y la humedad del suelo y tiene impacto en la emisión de CO₂ mediante su efecto en los microorganismos y la respiración de las raíces (Smith *et al.*, 2003). Por ello, es importante evaluar la emisión de CO₂ en suelos de pastizal y bosque mediante la actividad respiratoria del suelo, para identificar el efecto del uso de suelo en la emisión de CO₂ y en las propiedades del suelo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el rancho “Las tinajas” (19°42' N, 99°40' O y 2,600 msm) del municipio de Jocotitlan, estado de México. De con INEGI la temperatura media anual es de 13.2°C, la precipitación anual fue de 881.7 mm, con marcada estacionalidad; distinguiéndose una estación seca (noviembre-febrero) y una lluviosa (junio-septiembre). Con clima C(w₂)w que significa templado subhúmedo con régimen de lluvias en verano (García, 1973). Los suelos son de tipo planosol eútrico (We) y vertisol pélico (Vp). Se identificaron cuatro zonas diferentes: un pastizal (**PaN**) sin manejo en los últimos 20 años; un pastizal con caballos (**PaC**), con un máximo de 16 animales, con pasto nativo, sin riego ni fertilizantes; un pastizal el cual hace 5 años era un área de cultivo de flores (**PaCU**), actualmente sin ningún tipo gestión y un bosque (**Bo**), sin ningún tipo de gestión, con pinos y encinos.

Determinación de CO₂ in situ

La emisión de CO₂ se midió en campo mediante el método de Alef y Nannipieri (1995) modificado, el cual consistió en medir el CO₂ desprendido del suelo, mediante una trampa de NaOH a una concentración conocida valorada con HCl de la misma concentración; la determinación de CO₂ se hizo *in situ* mediante el uso de una cama cerrada con un cople de policloruro de vinilo (Sugihara *et al.*, 2012). Se realizó un muestreo aleatorio, mediante el cual se colocaron 5 cámaras cerradas en cada zona; dentro de cada cámara se colocaron 3 frascos de plástico, cada uno con una trampa álcali que contenía 10 ml de NaOH al 0.1N. Una de las cámaras actuó como control la cual a diferencia de las otras contenía a los tres frascos de plástico dentro de un recipiente hermético de vidrio. Las cámaras se colocaron en el mismo sitio, siempre a la misma hora (12:00 pm a 3:00 pm), cada tercer día durante un mes tanto para la temporada de sequía (SE) como la de lluvias (LL).

Cálculos para obtener el CO₂

La fórmula empleada para determinar la concentración de CO₂ desprendido por el suelo fue:

$$QCO_2 = (T - C) (N) (E) (Vtr / Vti)$$



donde: QCO_2 = Cantidad de CO_2 absorbido por NaOH; T = mL HCl gastados por blanco; C = mL HCl gastados por muestra; N = normalidad; E = Factor de conversión 22; V_{tr} = Volumen NaOH en el captor; V_{ti} = Volumen NaOH usado.

Para calcular la cantidad de CO_2 en miligramos absorbidos por la trampa álcali de NaOH se usó un factor de conversión de 22 (Sugihara *et al.*, 2012). El volumen utilizado de NaOH para la titulación fue de 2 ml.

$$FCO_2 = QCO_2 / (A) (t)$$

donde: FCO_2 = Flujo de CO_2 ; A = Área expuesta de suelo en m^2 ; t = tiempo

Medición de humedad y temperatura in situ

La humedad y la temperatura del suelo se midieron con la ayuda de un termohigrómetro (Resun-DTO2), en cada uno de los sitios donde fueron colocadas las cámaras, a la hora que se colocaban y cuando se retiraban; realizando el procedimiento a cada tercer día por un mes en ambas épocas.

Muestras de suelo

La colecta se llevó a cabo mediante un muestreo preferencial, donde se tomaron muestras compuestas con una pala, considerando los primeros 20 cm de la capa arable (horizonte Ap), en cada uno de los sitios donde se colocaron las cámaras para la medición de CO_2 . Posteriormente las muestras de suelo se colocaron en bolsas de polietileno para ser transportadas al laboratorio de edafología y ambiente, posteriormente las muestras se homogenizaron, secaron en sombra a temperatura ambiente, molieron y tamizaron (tamiz 2mm) para los análisis físicos y químicos.

Análisis de laboratorio

Los parámetros físicos y químicos del suelo que se realizaron en base a la NOM-021-SEMARNAT-2001. Para textura se usó el método de Bouyoucos AS-09 y para la densidad Aparente “Método de la probeta”, el pH se midió en agua relación 1:2.5 método AS-02 y la conductividad eléctrica (CE) método AS-18. También se midió la materia orgánica (MO) del suelo método AS-07, de Walkley y Black (1947), carbono de la Biomasa Microbiana por el método de Fumigación-Extracción, nitrógeno total por digestión Kjeldahl, método AS-25 y la respiración por el método de Nannipieri (1995).

Análisis estadístico

Se realizó una prueba de MANOVA para analizar la influencia del uso de suelo y las temporadas en la emisión de CO_2 y las propiedades del suelo, una prueba de Tukey para comparar las medias. Y la prueba de correlación de Pearson para conocer la relación entre CO_2 -temperatura y CO_2 -humedad. En el paquete estadístico Statgraphics Centurion XVI, con un nivel de confianza del 95%.

Resultados y discusión

Propiedades del suelo

El suelo presentó textura predominante franco arcillosa, excepto en PaNA que mostró textura franco arenosa, todas las zonas tuvieron una densidad aparente de 1.03-1.22 g/cm^3 , una CE con efectos despreciables de salinidad y un pH ligeramente ácido de acuerdo NOM-021-RECNAT-2001. En cuanto al contenido de MO, PaNA y PaCA mostraron un porcentaje muy bajo para ambas temporadas, mientras que para PaCU y BO se presentó un porcentaje bajo en ambas temporadas de acuerdo a la NOM-021-

RECENAT-2001 (Tabla 1). El uso de suelo y la temporada tuvieron efecto sobre la CE y la MO ($p < 0.01$; $p < 0.001$) (Tabla 2). El valor más alto de CE se presentó en SE bajo condiciones de poca humedad provocando la acumulación de sales en el suelo, donde el bajo contenido de agua no es capaz de lavar el exceso de sales, por lo tanto, en LL al aumentar contenido de humedad en el suelo las sales disponibles son solubilizadas y pueden ser más asequibles para las plantas, disminuyendo así la salinidad presente en el suelo (Mgang *et al.*, 2016).

Efecto del uso de suelo y la temporada

El Cuadro 1 contiene los valores de F, solo para las propiedades en las cuales se observó el efecto del uso de suelo y la temporada en la emisión de CO_2 y en las propiedades del suelo. La interacción del uso de suelo y temporada presentaron un efecto sobre la emisión de CO_2 y contenido de MO y Nitrógeno inorgánico total ($p < 0.001$); así como en CE, biomasa microbiana y nitratos-nitritos ($p < 0.05$). El efecto de las diferentes temporadas en la emisión de CO_2 del suelo, puede explicarse por un aumento en la respiración debido al incremento en la temperatura y precipitación en LL en comparación a SE (Gregor *et al.*, 2012). Además, el contenido de humedad en el suelo en LL puede promover la respiración de la raíz y el proceso microbiano que implica la descomposición de la MO lábil del suelo y el aumento de la emisión de CO_2 (Brito *et al.*, 2015).

Cuadro 1. Efecto del uso de suelo y la temporada sobre la emisión de CO_2 y las propiedades del suelo.

	CO_2	CE	MO	Respiración	Biomasa	N InorTotal	N- NH_4^+	$\text{NO}_2^+ \text{NO}_3^-$
Uso (U)	1.27 ^{NS}	4.81 ^{**}	38.38 ^{***}	3.19 [*]	14.01 ^{***}	4.57 [*]	4.36 [*]	0.81 ^{NS}
Temporada (T)	2214.53 ^{***}	28.97 ^{***}	1.45 ^{NS}	41.69 ^{***}	19.15 ^{***}	9.61 ^{**}	28.97 ^{***}	0.44 ^{NS}
U x T	10.62 ^{***}	6.34 ^{**}	7.95 ^{***}	4.38 [*]	5.52 ^{**}	10.34 ^{***}	3.89 [*]	6.5 ^{**}

Valores de F. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. NS: No significativo. CE: Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica.

Wang *et al.* (2018), sugieren que los pastizales abandonados (que ya no son cultivados) pueden funcionar como pastizales naturales y secuestrar cantidades considerables de CO_2 de la atmósfera y emitir menos de este gas. Lo cual puede explicar porque no se encontró un efecto significativo del uso de suelo por si solo en las diferentes zonas de estudio.

Emisión de CO_2

Figura 1 presenta la fluctuación de temperatura, porcentaje de humedad y emisión de CO_2 del suelo para todas las zonas y de ambas temporadas. La temperatura promedio del suelo tuvo una fluctuación de 16.54-18.98 °C y 20.97-21.56 °C para la SE y LL respectivamente (Figura 1a y 1b), siendo esta última la que presentó días con temperaturas más altas en comparación SE ($p < 0.05$). En cuanto a al porcentaje de humedad del suelo, fue mayor en LL 69.11-75.70% (Figura 1d) en comparación a 24.84-47.30% para SE (Figura 1c), donde LL mostró mayor porcentaje de humedad en comparación SE ($p < 0.05$). La emisión de CO_2 fluctúa de manera similar a la de humedad teniendo valores más altos en LL con 1272.43-1160.00 $\text{mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Figura 1f) en comparación a SE 609.29-690.16 $\text{mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($p < 0.05$) (Figura 1e). Además, la emisión de CO_2 tiene una correlación positiva con la temperatura ($r = 0.89$, $p < 0.05$) y humedad del suelo ($r = 0.92$, $p < 0.05$). Entonces los eventos de precipitación determinaron el cambio en el porcentaje de humedad entre temporadas y por lo tanto la variación de la emisión de CO_2 entre SE y LL como en otros estudios (Li *et al.*, 2008; Brito *et al.*, 2015).

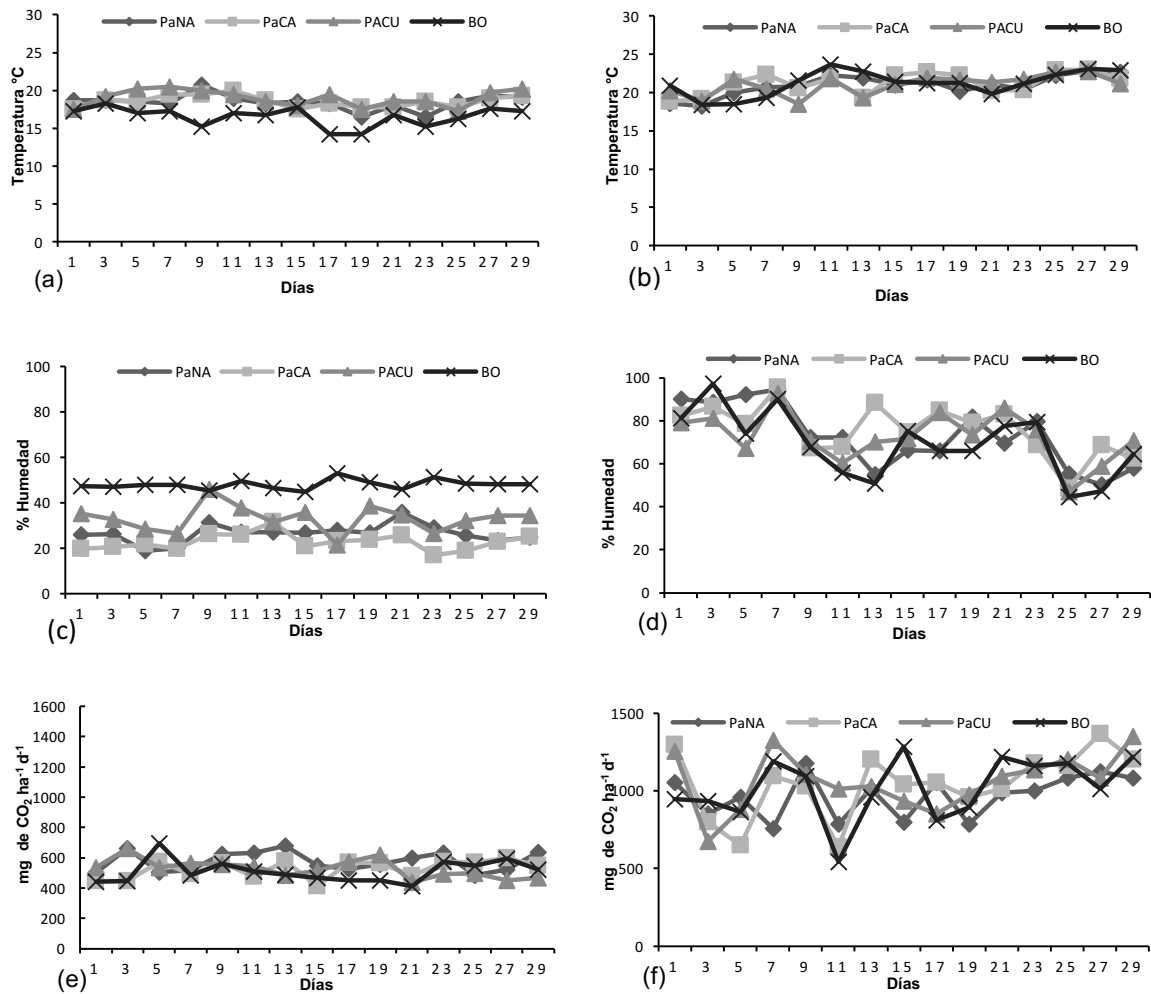


Figura 1. Fluctuación de la temperatura, humedad y la emisión de CO₂ del suelo para temporada de sequía (a, c, e) y para temporada de lluvias (b, d, f).

Lo que sugiere que el aumento en la humedad del suelo que se produce principalmente en los veranos lluviosos, mejora la respiración de la raíz, debido al crecimiento de las plantas, y los procesos microbianos involucrados en la descomposición de la materia orgánica lábil del suelo con el consiguiente aumento de la producción y emisión de CO₂ (Luo y Zhou, 2006).

El coeficiente metabólico (qCO_2)

El qCO_2 indica la eficiencia relativa de los microorganismos del suelo en el uso de C medido durante una incubación a corto plazo, y la intensidad de la mineralización de C (Anderson y Domsch, 1993). Para SE se puede observar un valor creciente del qCO_2 empezando por BO, PaNA, PaCU y PaCA; mientras que, en LL los valores qCO_2 muestran un incremento BO, PaCU, PaNA y PaCA (Cuadro 2), mostrando diferencias significativas entre zonas y temporadas ($p < 0.05$). PaCA presentó los valores más elevados en ambas temporadas, lo que significa que los microorganismos del suelo están en situación de estrés; es decir, aumenta la cantidad de C-CO₂ desprendido por unidad de biomasa y tiempo. Contrario en BO con valores menores en ambas temporadas, lo que implica un aumento en la eficiencia metabólica de los microorganismos, por lo tanto, una mejora en las condiciones energéticas del suelo (Cuadro 2).

El coeficiente metabólico puede considerarse como una medida alternativa de los cambios en la biomasa microbiana en respuesta a las perturbaciones y limitaciones ambientales (Ananyeva *et al.*, 2002). De ahí que BO mostrara el valor más bajo en ambas temporadas, puesto que no presentó el manejo que se dio en zonas como PaCA y PaCU, así mismo algunos estudios han reportado mayor respiración en pastizales en comparación con los bosques (Raich y Tufekcioglu, 2000).

Cuadro 2. Coeficiente metabólico (qCO₂) para las cuatro zonas en ambas temporadas.

Zona	Sequía			Lluvias		
	Respiración ($\mu\text{g CO}_2/\text{g}$ suelo)	CBM ($\mu\text{g/g}$)	qCO ₂	Respiración ($\mu\text{g CO}_2/\text{g}$ suelo)	CBM ($\mu\text{g/g}$)	qCO ₂
PaNA	528.90±15.01 ^{bc}	220.12±20.16 ^{ab}	3.24 ^{ce}	627.01±90.57 ^{ab}	85.17±18.19 ^c	6.52 ^{bc}
PaCA	491.57±52.72 ^c	75.08±11.86 ^c	9.82 ^{ab}	720.12±86.67 ^a	79.21±17.43 ^c	12.59 ^a
PaCU	525.64±48.74 ^{bc}	138.78±20.51 ^{bc}	5.75 ^{ce}	568.71±44.78 ^{bc}	116.62±13.64 ^{bc}	6.35 ^{bc}
BO	475.09±28.83 ^c	284.10±20.54 ^a	2.19 ^e	586.58±16.59 ^{bc}	131.24±14.04 ^{bc}	5.75 ^{ce}

Promedio ± desviación estándar; letras diferentes denotan diferencias significativas, Tukey (p<0.05). CBM: carbono de la biomasa microbiana. PaNA: pastizal natural; PaCA: pastizal con caballos; PaCu: pastizal antes cultivo; BO: bosque.

Literatura citada

- Ananyeva, N.D., E.B. Blagodatskaya and T.S. Demkina. 2002. Temporal and spatial variability of the microbial metabolic quotient in soils. *Eurasian Soil Science* 35: 1092–1099.
- Anderson, T.H. and K.H. Domsch. 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 393–395.
- Brito, L., M. Azenha, E. Januszkiewicz, A. Cardoso, E. Morgado, E. Malheiros, N. La Scala, R. Reis and A. Ruggieri. 2015. Seasonal Fluctuation of Soil Carbon Dioxide Emission in Differently Managed Pastures. *Agronomy Journal* 107: 957–962.
- Carbone M., C. Still, A. Ambrose, T. Dawson, A. Williams, C. Boot, S. Schaeffer and J. Schimel. 2011. Seasonal and episodic moisture controls on plant and microbial contributions to soil respiration. *Oecologia* 167: 265–278.
- Conrad, R. 1996. Soil Microorganisms as Controllers of Atmospheric Trace Gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews* 609–640.
- García, E. 1981. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Koeppen para Adaptarlo a las Condiciones de la República Mexicana. Offset Larios. México
- Gregor, P., E. Klemen, V. Dominik, F. Mitja, Č. Matjaž, K. Tjaša, S. Primož and O. Nives. 2012. Sources of soil CO₂ in calcareous grassland with woody plant encroachment. *Soils Sediment* 12: 1327–1338.
- Li, H., J. Yan, X. Yue and M. Wang. 2008. Significance of soil temperature and moisture for soil respiration in a Chinese mountain area. *Agricultural and Forest Meteorology* 148: 490–503.
- Luo, Y. and X. Zhou. 2006. Processes of CO₂ production in soil. In: Y. Luo and X. Zhou, editors, *Soil respiration and the environment*. Academic Press, Elsevier, San Diego, CA. p. 35–59.
- Raich J.W. and A. Tufekcioglu. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48:71–90
- Report, Carbon dioxide Information Analysis Center (CDIAC), 2017, <http://www.cdiac.esd.ornl.gov>
- Smith, K., T. Ball, F. Conen, K. Dobbie, J. Massheder and A. Rey. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54: 779–791.
- Sugihara, S., S. Funakawa, M. Kilasara and T. Kosak. 2012. Effects of land management on CO₂ flux and soil C stock in two Tanzanian croplands with contrasting soil texture. *Soil Biology & Biochemistry* 46: 1–9.
- Wang, M., J. Wua, P.M. Lafleurb, J. Luanc, H. Chend and X. Zhu. 2018. Can abandoned peatland pasture sequester more carbon dioxide from the atmosphere than an adjacent pristine bog in Newfoundland, Canada? *Agricultural and Forest Meteorology* 248: 91–108.

8.4. Almacén de carbono orgánico en andosoles bajo diferentes sistemas de cultivo de maíz

Castelán-Vega Rosalía¹; Tamaríz-Flores J. Víctor¹; Aguilar-Jiménez Sandra I.² y Marín-Castro Marco A.¹

¹ Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, Colonia San Manuel, CP 72470, Puebla, Puebla, México.

² Posgrado en Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Ciudad Universitaria, Colonia San Manuel, CP 72470, Puebla, Puebla, México.

Autor para correspondencia: rosalia.castelan@correo.buap.mx

Resumen

El cambio climático es atribuido a las actividades antropogénicas que generan altas emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono, metano y fluorocarbonados, entre otros. El suelo es el reservorio más importante de carbono de los ecosistemas terrestres, almacenando más del 80% de todos los reservorios del mundo. La capacidad del suelo para almacenar carbono orgánico (COS) depende de sus propiedades, usos y manejo. La presente investigación tuvo como objetivo estimar la concentración de COS bajo diferentes sistemas de cultivo de maíz en el municipio de Calpan, Puebla, México. Los sistemas productivos evaluados fueron: milpa, monocultivo de maíz, milpa intercalada con maguey y milpa intercalada con árboles frutales, se midió la concentración de COS en bosque de pino primario como testigo. Se tomaron muestras compuestas de suelo en los primeros 30 cm de profundidad en los sistemas productivos y se determinaron la densidad aparente y carbono orgánico según los métodos normados en la NOM-021-2000. El bosque primario y la milpa presentaron las concentraciones promedio de COS más altas con 246 y 214 Mg C ha⁻¹, respectivamente; seguidos de la milpa intercalada con manzana y milpa con maguey 174 y 194 Mg C ha⁻¹, respectivamente; el monocultivo de maíz registró las concentraciones más bajas (75 Mg C ha⁻¹). Las diferencias en COS se deben a diferencias en el manejo de los suelos, los sistemas productivos con visión agroecológica favorecen la recarbonización de los suelos.

Palabras clave: *suelo; milpa; maíz.*

Abstract

Climate change is attributed to anthropogenic activities that generate high emissions of greenhouse gases (GHG), such as carbon dioxide, methane and fluorocarbons, among others. Soil is the most important carbon reservoir in terrestrial ecosystems, storing more than 80% of all the reservoirs in the world. The ability of the soil to store organic carbon (SOC) depends on its properties, uses and management. The objective of this research was to estimate the concentration of COS under different corn cultivation systems in the municipality of Calpan, Puebla, Mexico. The productive systems evaluated were: cornfield, corn monoculture, cornfield interspersed with maguey and cornfield interspersed with fruit trees, the concentration of COS was measured in primary pine forest as a control. Composite soil samples were taken in the first 30 cm of depth in the productive systems and the apparent density and organic carbon were determined according to the methods regulated in NOM-021-2000. The primary forest and the milpa showed the highest average concentrations of COS with 246 and 214 Mg C ha⁻¹, respectively; followed by the cornfield interspersed with apple and cornfield with maguey 174 and 194 Mg C ha⁻¹, respectively; the corn monoculture registered the lowest concentrations (75 Mg C ha⁻¹). The differences in SOC are due to differences in soil management, productive systems with an agroecological vision favor the re-carbonization of soils.

Key words: *soil, milpa, corn.*

Introducción

El carbono orgánico es un componente fundamental del suelo, influye en sus propiedades fisicoquímicas determinando su calidad. El suelo es considerado la segunda reserva de este elemento después de los océanos (Bojórquez *et al.*, 2015), jugando un papel importante en la mitigación de los gases de efecto invernadero.

Los Andosoles son suelos de origen volcánico, dentro de sus características principales se encuentra la elevada concentración de carbono orgánico que da lugar a horizontes superficiales húmicos de color negro (Kimble *et al.*, 2000), son suelos con un alto potencial para secuestrar carbono, ya que el carbono se encuentra en forma de complejos organominerales y organometálicos, protegiéndolo de la mineralización microbiana (Bojórquez *et al.*, 2015).

Los Andosoles son los suelos típicos de la región de los volcanes en el valle Puebla-Tlaxcala, México; en donde juegan una importante función ambiental al regular el ciclo hidrológico y mantener la biomasa forestal del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl; sin embargo, también tienen una importante función agrícola para los habitantes de los volcanes, ya que en ellos se llevan a cabo diferentes sistemas agroalimentarios para su subsistencia.

El objetivo del presente trabajo fue estimar el almacén de carbono orgánico del suelo (COS) en Andosoles bajo diferentes sistemas de cultivo de maíz en el municipio de Calpan, Puebla.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Calpan se localiza entre los paralelos 19° 03' y 19° 09' de latitud norte y los meridianos 98° 23' y 98° 35' de longitud oeste, con una altitud sobre el nivel del mar entre 2,200 y 3200 m, su superficie total es de 67 Km², su orografía es montañosa ya que se ubica en la Sierra Nevada y el eje neovolcánico transversal, el tipo de suelos que predomina es el andosol, aunque también se encuentran arenosoles, cambisoles, feozems y fluvisoles. El tipo de vegetación es bosque de pino-encino con amplias áreas dedicadas a la agricultura de temporal. Hidrológicamente se localiza en la parte alta de la cuenca del río Atoyac. Presenta clima templado subhúmedo con lluvias en verano y semifrío subhúmedo con lluvias en invierno, la temperatura media anual oscila entre los 12 y 18°C y el rango de precipitación se encuentra entre 900 y 1,100 mm anuales (INEGI, 2000) (Figura 1).



Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

Se definieron cuatro unidades de muestreo con base al sistema de cultivo: monocultivo de maíz (MM), milpa (maíz-frijol-calabaza) (MI), milpa con agave (MA) y maíz intercalado con frutales (manzana) (MIAF), se recolectaron muestras de suelo bajo bosque de pino conservado (BP) como testigo. En cada unidad se establecieron 6 unidades de muestro circular y se tomaron muestras compuestas de los primeros 30 cm de profundidad (N=30).

Para determinar el COS las muestras de suelo se prepararon según el método AS-01 (22), por lo que las muestras fueron secadas al aire y, posteriormente, se tamizaron con una luz de malla de 0.5 mm. La determinación del carbono orgánico se estimó por el método de Walkley y Black (AS – 07) normado en la NOM -021-RECNAT-2000. Para calcular el carbono orgánico del suelo por unidad de área (MgC ha^{-1}) se utilizó la ecuación 1 (Penman *et al.*, 2003):

$$COS = C * DAP * P * 1 - FG * 10 \quad (1)$$

donde, *COS* representa el carbono orgánico del suelo expresado por unidad de área (ton/ha) en función del contenido de carbono orgánico *C* (%), la densidad aparente *DAP* (Mg m^{-3}), la profundidad del suelo *P* (m), y el porcentaje de fragmentos gruesos *FG* ($> 2 \text{ mm}$).

Se consideraron cuatro intervalos de niveles de almacenamiento de carbono orgánico (Vela *et al.*, 2012): Muy Alto ($>150 \text{ Mg ha}^{-1}$), Alto ($100\text{-}150 \text{ Mg ha}^{-1}$), Medio ($50\text{-}100 \text{ Mg ha}^{-1}$) y Bajo ($<50 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Debido a que la estimación del COS requiere de una medición exacta de la densidad aparente, al centro de la parcela circular se tomó una muestra de suelo sin alterar por el método del cilindro de volumen conocido.

A los valores de COS se les realizó un análisis de varianza bajo un diseño completamente al azar, considerando los tipos de cultivo como tratamientos. El valor del estadístico de normalidad (Shapiro-Wilk) fue de 0,924 ($<0,0001$). A los contenidos medios de carbono (Mg ha^{-1}) se les aplicó una prueba de rango múltiple (Duncan $\alpha=0,05$), mediante el software SPSS 15.0.

Resultados y Discusión

En el Cuadro 1 se muestran los resultados de las variables requeridas para calcular el valor del COS.

Se puede observar que el andosol con manejo de sistema milpa presenta la menor densidad aparente (0.66 Mg m^{-3}), sin presentar diferencia significativa con el bosque de pino conservado (0.66 Mg m^{-3}) ($\alpha=0.05$). El suelo bajo monocultivo de maíz, presenta la más alta densidad aparente (0.95 Mg m^{-3}), presentando diferencia significativa con el resto de los sistemas productivos ($\alpha=0.05$); sin embargo, no puede considerarse que presente problemas de compactación, esto se debe a la naturaleza volcánica de los suelos. Los sistemas de milpa intercala con frutales y milpa con agave no presentan diferencia significativa ($\alpha=0.05$) en cuanto a densidad.

De manera similar el análisis de fragmentos gruesos en el monocultivo de maíz es significativamente diferente a los demás sistemas, al igual que la milpa con agave ($\alpha=0.05$). No se presenta diferencia significativa entre el MIAF (28.32), la milpa (20.06 %) y el bosque de pino (24.75 %).

Cuadro 1. Densidad aparente (DAP) y fragmentos gruesos (FG) según el uso del suelo.

Manejo forestal	DAP (Mg m ⁻³)	FG (%)
Milpa	0.66 ± 0.12 a	26.02 ± 19.04 a
Monocultivo Maíz	0.95 ± 0.20 c	38.69 ± 27.40 c
Milpa Intercalada con frutales	0.75 ± 0.18 b	28.32 ± 13.84 a
Milpa con Agave	0.80 ± 0.25 b	31.48 ± 35.78 b
Bosque de pino	0.67 ± 0.14 a	24.72 ± 12.36 a

Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas con la prueba de Tukey, con intervalo de confianza del 95%. DAP: densidad aparente, FG: fragmentos gruesos.

Con respecto a los contenidos de COS se encontraron diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre los diferentes sistemas de cultivo evaluados (Figura 2).

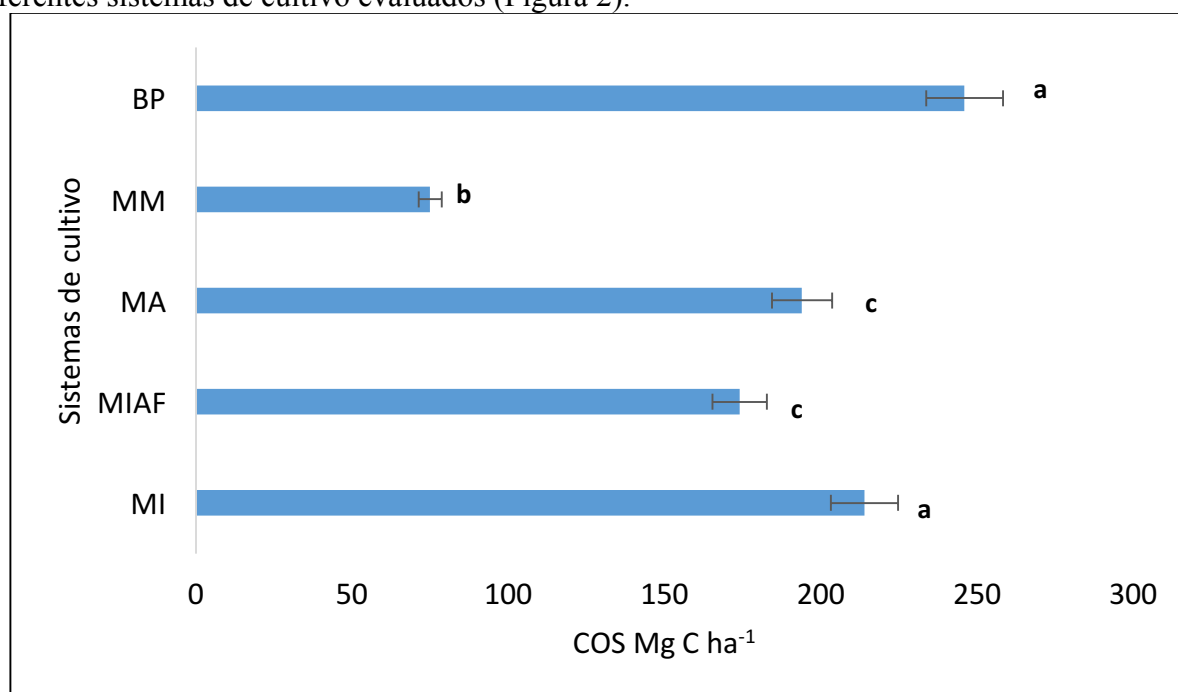


Figura 2. Carbono orgánico del Suelo en los diferentes sistemas de cultivo. Letras diferentes, entre usos del suelo representan diferencias significativas para un 95% de probabilidades.

Los suelos con bosque de pino alcanzan los mayores contenidos de COS (246 MgC ha⁻¹), considerados como muy altos según la categorización de Vela *et al.*, (2012). En esta zona predomina la presencia de *Pinus teocote* en estado primario, no ha sido alterado debido a que forma parte de la zona de influencia del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y las condiciones de clima templado han favorecido la descomposición de la materia orgánica; sin embargo, las concentraciones registradas son menores a las reportadas por Galicia *et al.*, en el 2016, quienes encontraron para andosoles bajo bosques templados concentraciones promedio de COS de 310 Mg ha⁻¹.

El suelo con la condición de sistema milpa registra concentraciones del COS (214 MgC ha⁻¹) consideradas también como muy altas (Vela *et al.*, 2012), debido a que en este sistema ancestral se emplea el uso de abonos orgánicos y no se realizan deshierbes de las arvenses, por lo que se mantiene un aporte constante de materia orgánica, aunado a esto, la pendiente de la parcela no es mayor al 5 %, por lo que la protección que brindan las calabazas es suficiente para que no haya pérdida por arrastre en las aguas de escorrentía (Roncal-García *et al.*, 2008). Los resultados obtenidos para este sistema productivo no presenta diferencias estadísticas con el bosque de pino ($\alpha=0.05$).

El suelo con los sistemas milpa intercalada con frutales y milpa con agave presentan valores similares estadísticamente ($\alpha=0.05$), 174 y 194 MgC ha⁻¹, respectivamente; estas concentraciones son consideradas como muy altas. Dentro de los beneficios que brinda el sistema MIAF está el aporte de materia orgánica de los frutales al agrosistema, lo que contribuye al incremento del carbono, además que las hojas del árbol de manzana son de fácil descomposición por parte de los microorganismos del suelo. La milpa intercalada con maguey mantiene elevadas concentraciones de carbono debido a que no es sembrada de forma continua, dentro del manejo que le dan es brindarle periodos de descanso de un ciclo, en ese lapso sólo aprovechan los productos obtenidos del maguey (Roncal-García *et al.*, 2008).

El suelo con la condición de monocultivo de maíz presenta las concentraciones más bajas de COS (75 MgC ha⁻¹) ($\alpha=0.05$); no obstante, son categorizadas como altas, debido al suelo volcánico y tipo de vegetación. Sin embargo, la diferencia de concentración con respecto a los demás sistemas productivos es considerable, ya que en esta forma de siembra se elimina todo aporte de materia orgánica al suelo, se utiliza atrazina para la eliminación de arvenses y emplean fertilizantes inorgánicos sin dosificación, la parcela no ha tenido periodos de descanso ni rotación de cultivos, por lo que los efectos se ven reflejados en el suelo.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio, demuestran que el sistema productivo milpa fue el reservorio que presentó la concentración promedio de COS más elevada, con valores similares a los del bosque de pino. El monocultivo de maíz fue quien registró los valores más bajos; sin embargo, son categorizados como altos debido a la naturaleza volcánica del suelo. Las diferencias en COS están dadas por el manejo agronómico de los sistemas productivos, aquellos en los que se cuenta con una visión agroecológica son los que registran las más altas concentraciones de COS. Es importante tratar de cambiar la visión agrícola intensiva en los sistemas productivos, con el objetivo de diversificar la alimentación, recuperar la fertilidad de los suelos y contribuir a la mitigación del cambio climático con prácticas que favorezcan la recarbonización del suelo.

Literatura citada

- Bojórquez, S. J. I., Castillo, P. L. A., Hernández, J. A., García, P. J. D. y Madueño, M. A. (2015). Cambios en las reservas de Carbono orgánico de suelo bajo diferentes coberturas. *Cultivos Tropicales* 36 (4), 63 – 69.
- Galicia, L., A. M. Gamboa Cáceres, S. Cram, B. Chávez Vergara, V. Peña Ramírez, V. Saynes y C. Siebe. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34: 1-29.
- INEGI. 2010. Compendio de información Geográfica Municipal 2010 Tlahuapan, Puebla. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., and Flessa, H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silky soils under different types of land use. *Geoderma* 128, 63–79. doi: 10.1016/j.geoderma.2004.12.013
- Llorente, M. 2004. Caracterización física y química de vertisoles del noreste de México sometidos a distintas formas de manejo. Tesis Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, NL., México. 98 p.
- Márquez, R. C., Cuevas. C. J. C., Ávalos. C. C. 2009. Ordenamiento territorial comunitario en la zona de Influencia del Parque Nacional Iztaccihuatl – Popocatepetl. En: Monterroso. R. A. I. (Ed). Manejo de Recursos Naturales en México: Nuevos enfoques para su gestión integral. Pp. 179 – 188. 1 Ed. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Norma Oficial Mexicana NOM – 021 – REC/NAT – 2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. 2002. Diario Oficial.
- Penman, J., Gytarsky, M. Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Wagner, F. 2003. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Kanagawa, Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change, Institute for Global Environment Strategies. Obtenido de http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf
- Roncal-García, Sandra, Soto-Pinto, Lorena, Castellanos-Albores, Jorge, Ramírez-Marcial, Neptalí, & de Jong, Bernardus. (2008). Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia*, 33(3), 200-206.
- Vela, G., J. López y M. Rodríguez. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Boletín*

8.5. Balance hídrico del cultivo de trigo bajo diversos esquemas agrícolas en Coahuila de Zaragoza

Torres-Arreola Roberto¹, Sánchez-Mejía Zulia M.² y Flores-Rentería Dulce Y.³

¹ Cinvestav Unidad Saltillo. Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe, CP 25900, Ramos Arizpe, Coahuila de Zaragoza.

² Instituto Tecnológico de Sonora, ITSON. 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

³ CONACyT, Cinvestav, Unidad Saltillo. Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe, CP 25900, Ramos Arizpe, Coahuila de Zaragoza.

Autor para correspondencia: yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

Resumen

Uno de los principales indicadores en la evaluación de las prácticas agrícolas sustentables es el análisis del uso eficiente del agua (WUE, por sus siglas en inglés). Con el análisis del WUE es posible determinar el grado de aprovechamiento del agua en los cultivos y conocer la cantidad precisa de agua necesaria para el cultivo. En este estudio se realizó un análisis del WUE y el efecto del cambio y manejo mediante la comparación de las propiedades fisicoquímicas del suelo de una zona conservada, previo al desmonte, durante la siembra y cosecha. Los resultados muestran un cambio en las propiedades del suelo. Las diferencias encontradas son el aumento del pH, conductividad eléctrica y el contenido de materia orgánica en los suelos cultivados, a su vez existe una disminución de la densidad aparente del suelo por el arado que se le dio previo a la siembra. El rendimiento obtenido del manejo convencional (MC) fue significativamente mayor al sustentable (MS), obteniendo $10.48 \pm 0.5 \text{ kg m}^{-2}$ y $8.39 \pm 0.9 \text{ kg m}^{-2}$. El WUE tuvo un comportamiento similar al rendimiento, teniendo que el MS tuvo un WUE 0.66 kg m^{-3} menor en comparación al MC (con $8.85 \pm 0.5 \text{ kg m}^{-3}$). Los efectos del cambio de uso de suelo son notorios de manera significativa en las propiedades fisicoquímicas del suelo. La diferencia en el tipo de manejo que tuvieron los cultivos afecta al balance hídrico, debido a que afecta al desarrollo de las plantas, ocasionando que exista una diferencia de evapotranspiración.

Palabras clave: *uso eficiente del agua; propiedades del suelo; rendimiento de cultivo, evapotranspiración*

Abstract

One of the main indicators in the evaluation of sustainable agricultural practices is the analysis of the water use efficiency (WUE). Analyzing the WUE is it possible to account for crop water needs. In this study, an analysis of the WUE and the effect of change and management was carried out by comparing the physicochemical properties of the soil of a conserved area, prior to clearing, during sowing, and harvesting. The results show a change in soil properties. The differences found are the increase in pH, electrical conductivity, and the content of organic matter in the cultivated soils, in turn there is a decrease in the apparent density of the soil by the plough that was given prior to planting. The yield obtained from conventional handling (MC) was significantly higher than sustainable (MS), obtaining $10.48 \pm 0.5 \text{ kg m}^{-2}$ and $8.39 \pm 0.9 \text{ kg m}^{-2}$. The WUE performed similarly to performance, with the MS having a WUE 0.66 kg m^{-3} lower compared to the MC (with $8.85 \pm 0.5 \text{ kg m}^{-3}$). The effects of land use change are significantly noticeable on the physicochemical properties of the soil. The difference in the type of management that the crops had affects the water balance because it affects the development of the plants, causing there to be a difference in evapotranspiration.

Key words: *WUE, soil properties, crops yield, evapotranspiration*

Introducción

Las zonas áridas y semiáridas cubren más del 40% de la superficie terrestre, y en estas habitan un tercio de la población mundial. Estas áreas se caracterizan por bajas precipitaciones y altas temperaturas, por lo que la agricultura es propensa a la sequía y con escasos recursos hídricos. Además, como resultado del desgaste continuo que presentan los suelos y el incremento de la demanda alimenticia, los sitios de producción agrícola se encuentran en constante expansión, lo que ocasiona el cambio de uso del suelo (Gordon *et al.*, 2016).

Las actividades agrícolas son la principal actividad económica de las zonas rurales en México, y consumen la mayor cantidad de agua, con el menor porcentaje de uso efectivo, desperdiciando hasta el 57% del total utilizado (FCEA, 2017). Se ha pronosticado que como resultado de los efectos del cambio climático, en los próximos años los agricultores en la zona norte del país se enfrentarán a sequías más intensas y prolongadas (Benis & Ferrão, 2017; Cavazos *et al.*, 2013), cambiando el balance hídrico que se presenta en los sistemas productivos (Chen *et al.*, 2018).

El cultivo de trigo se encuentra dentro de los cinco granos de mayor producción dentro del país, con un total de 2.7 millones de toneladas anuales. Siendo el cultivo con mejor adaptación a las sequías (Zhao *et al.*, 2020). Sin embargo, los métodos tradicionales de cultivo que se emplean pueden afectar no solo a la calidad del suelo, sino también al ciclo hidrológico.

Siendo el agua el recurso más valioso en los sistemas agrícolas, es necesario la medición del grado de aprovechamiento de esta. Una forma de medir su aprovechamiento es mediante la estimación del uso eficiente del agua (Water Use Efficiency, WUE) que representa el rendimiento de la biomasa obtenida por unidad de agua usada en el cultivo, y se describe comúnmente como la relación del rendimiento del cultivo con la evapotranspiración ET (Hatfield *et al.*, 2001).

Mediante el empleo de una estación de medición micrometeorológica *Eddy covarianza* (EC) es posible conocer los flujos de H₂O y CO₂ que se intercambian entre el agrosistema y la atmósfera y con el resto de las variables medidas determinar los controles de flujos como la evapotranspiración (ET) (Burba, 2013). Otra manera de determinar la ET es mediante el uso del balance hídrico, el cual consiste en el análisis del balance de masa de agua (medición de entradas y salidas) en el sistema a estudiar (Zhang *et al.*, 2016).

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de cambio de uso de suelo y del tipo de manejo (convencional o sustentable) en el uso eficiente del agua del cultivo de trigo en zonas semiáridas de Coahuila de Zaragoza.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El presente proyecto se llevó a cabo en la localidad de San Isidro (25°18' 5.249" N, 101° 23'26.142" O) en el municipio de General Cepeda (Figura 1a), el cual se caracteriza por un clima semiárido con una temperatura media anual de 18.5 °C y una precipitación media anual de 368 mm con la mayor precipitación durante julio, agosto y septiembre. El área que fue utilizada para el establecimiento de las parcelas ha experimentado cambios de uso de suelo a través del tiempo, destinada primero como sitio agrícola se dejó descansar por aproximadamente 20 años.

Metodología

Se establecieron dos parcelas, cada una con cuatro subparcelas (réplicas) de 4 x 4 metros (con ocho subparcelas en total). En una de las parcelas se mantuvo un manejo convencional (MC) de los cultivos,

y la otra con manejo sustentable (MS), así mismo se colocó entre las parcelas la torre de medición micro meteorológica (Figura 1b). El manejo convencional fue realizado con las prácticas comunes en la región, con labranza de entre 25 y 30 cm de profundidad con un arado ARHK6 (Agroindustrial Duza), posteriormente se utilizó una rastra MX221 (John Deere) para uniformizar la altura del suelo. En el caso de la agricultura sustentable, se realizó una labranza mínima en los primeros 10 cm del suelo mediante el uso de la rastra y manteniendo la materia orgánica del desmonte.

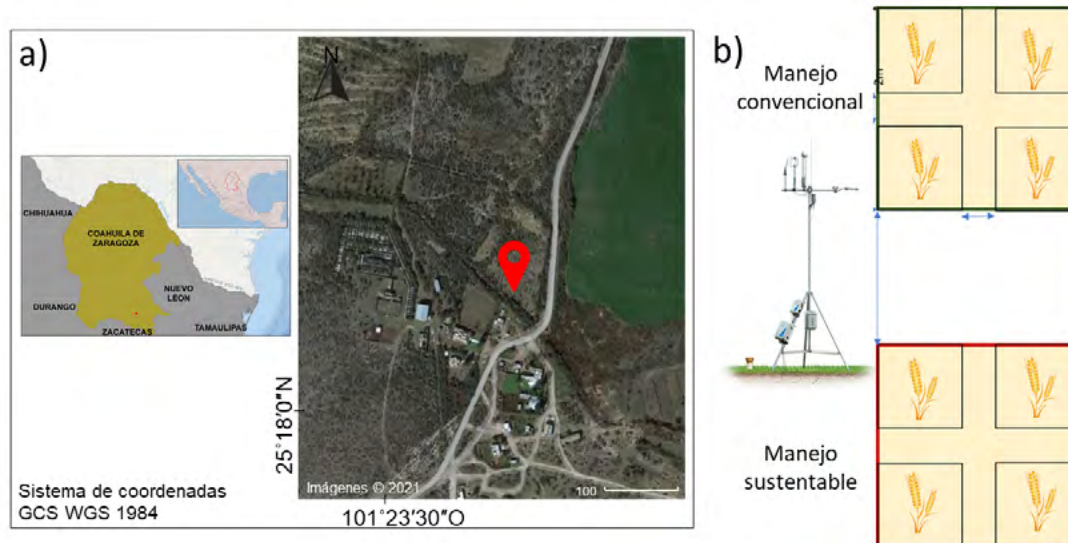


Figura 1. a) Mapa de ubicación de las parcelas experimentales (en rojo el sitio del experimento), y **b)** distribución de las parcelas experimentales.

La siembra se realizó el día 3 de septiembre del 2020, en ambos casos se utilizó la sembradora de granos gruesos montada serie básica (New Holland) para sembrar el trigo en 6 líneas por parcela, con el fin de mantener un número similar de semillas en cada parcela. En el caso de la fertilización que se realizó en las parcelas, se utilizó estiércol porcino en ambos manejos previa a la utilización de la rastra y posterior siembra. Además, al cultivo convencional se realizaron 2 fertilizaciones extra de urea durante los riegos. Estas fertilizaciones se realizaron a los 22 y 158 DDS con 200 gr de urea en cada caso.

Se estableció un sistema de riego en las parcelas, con 4 micro aspersores por subparcela. Debido a las precipitaciones que ocurrieron en los primeros días después de la siembra (DDS), el primer riego que se realizó fue 22 DDS y estos realizaron cada 5 días. EL MS recibió 0.5 m³ de agua menos en cada riego. A la parcela de MS fue necesario la remoción de maleza cada vez que fue necesario, debido al constate crecimiento de esta. Una vez terminado el desarrollo de la planta, cuando el grano dejó de ser lechoso y no pudo ser cortado por la presión de la mano, se suspendieron los riegos para permitir el secado de la planta hasta el momento de la cosecha, esto sucedió 2 semanas después del último riego. La cosecha se realizó a los 236 y 263 DDS para el MC y MS respectivamente.

Caracterización del suelo

Para la caracterización del suelo del sitio se tomaron muestras de manera aleatoria de la zona previo al establecimiento de las parcelas, para cuantificar el efecto del cambio de uso de suelo. Posterior al establecimiento de las parcelas se tomaron muestras de cada subparcela y una vez más al momento de la cosecha. Las muestras de suelo se tamizaron con un tamiz del N°10 (Gilson) de 2 mm de apertura y posteriormente se secó el suelo a temperatura ambiente por 2 semanas antes de realizar los análisis.

Se preparó una suspensión de suelo (1:2, p:v), con 10 gr de suelo, para medir el pH y la conductividad eléctrica del suelo. La suspensión se colocó en agitación constante durante 30 min a 200 rpm, después se filtró el agua del suelo y se utilizó esta agua para las mediciones. Primero mediante un potenciómetro se

midió el pH (Thermo Scientific Orionstar A211), y después mediante el conductímetro para medir la conductividad (Thermo Scientific Orionstar A222). La densidad aparente se obtuvo a partir del método de la probeta descrito en Soriano Soto and Pons Martí (2001). Se determinó el contenido de materia orgánica (MO) del suelo a través del método de calcinación a 400 °C durante 4 h. La textura del suelo se analizó por el método de Bouyoucos. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado para cada manejo.

Balance hídrico y uso eficiente del agua

Para la determinación del balance hídrico, que cuantifica la disponibilidad de agua para los cultivos en un tiempo determinado se midió el flujo de agua de riego aplicado en cada sistema agrícola, así como las precipitaciones que se registraron durante el tiempo de cultivo. En el primer caso, el riego se cuantificó con un medidor de flujo de agua AV3-STAR2(Alfa). En el caso de la precipitación se utilizó un pluviómetro de cubeta basculante (TE525, Texas Electronics, Dallas, EE. UU.). Adicionalmente, antes y después de cada riego se midió la humedad del suelo mediante una sonda de humedad y temperatura del suelo (Stevens Hydra Probe II). Esta sonda cuantifica el porcentaje de humedad del suelo (m^3/m^3) y su temperatura en °C, para conocer la pérdida de agua del suelo entre cada riego como una diferencia aritmética, estando esta pérdida de humedad correlacionada directamente a las pérdidas por ET en el cultivo. Mediante el uso de la fórmula de balance hídrico (Zhang *et al.*, 2016) ecuación 1, se determinará la ET.

$$ET = P + R - I - S \pm \Delta As \quad (1)$$

donde; ET: Evapotranspiración; P: Precipitaciones; R: Riego; I: Infiltraciones; S: Escorrentía y ΔAs : el cambio de agua en el sistema.

De esta fórmula se eliminaron las infiltraciones debido a que el área de estudio no es representativa de este fenómeno y la escorrentía debido a que se evita por el tratamiento que se le da al suelo (Zhang *et al.*, 2017). La eficiencia del uso del agua se determinó mediante la ecuación 2.

$$WUE = R / ET \quad (2)$$

donde, WUE: Uso eficiente del agua ($kg\ m^{-3}$); R: Rendimiento del cultivo (kg); ET: Evapotranspiración (mm).

Se analizaron las diferencias significativas de las distintas variables determinadas entre los distintos sistemas de manejo con Análisis de Varianza utilizando el software Statistica v. 10. Se verificó la normalidad de la distribución de los residuos de los modelos y la homocedasticidad de la varianza.

Resultados y Discusión

Caracterización del suelo

Determinar la modificación en las características fisicoquímicas del suelo es importante para determinar la calidad del suelo y poder establecer una comparativa de los efectos de los distintos manejos (Lehmann *et al.*, 2020). El Cuadro 1 muestra los valores promedios de las características fisicoquímicas del suelo para cada manejo del cultivo. En general se observó un incremento del pH con el establecimiento del cultivo, el cual es incluso más básico que en el suelo sin manejo (conservado), y en el caso del MS, el mismo se incrementa nuevamente al finalizar el ciclo de la planta. A pesar de las diferencias entre los tratamientos, el pH alcalino del suelo se encuentra en el rango óptimo para que los minerales puedan disolverse para ser aprovechados por el cultivo de trigo (Thomas, 1996).

La conductividad eléctrica del suelo aumentó a lo largo del tiempo del cultivo alcanzando un máximo al momento de la cosecha, siendo el suelo de MS al momento de la cosecha el que obtuvo el mayor valor. A pesar del aumento de la CE que se presentó y que representa un aumento en la salinidad del suelo,

estos pueden seguir considerándose como suelos no salinos y óptimos para el cultivo del trigo al tener una conductividad menor a $4000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Artiola *et al.*, 2019).

La MO presentó un incremento al inicio de la siembra en comparación al suelo antes del desmonte y al suelo sin manejo, esto podría asociarse al efecto del desmonte, el cual eliminó la vegetación superficial, dejando remanentes de esta que se incorporaron al suelo en un primer momento. Al momento de la cosecha, la MO presentó una disminución cercana al que se tenía antes del desmonte, lo cual indica la rápida descomposición de la MO durante el cultivo. La densidad aparente del suelo también disminuyó por el efecto del tratamiento del suelo durante el desmonte y el establecimiento de las parcelas como el arado y la rastra empleadas. Esta disminución en la densidad ayuda a que la cantidad de agua disponible y almacenada aumente por la mayor cantidad de los poros y la reducción de la compactación (Drewry *et al.*, 2021).

Cuadro 1. Propiedades fisicoquímicas del suelo con distinto manejo al inicio y final, previo a los cultivos y conservado (promedio \pm error estándar)

Tipo de manejo	pH	Conductividad eléctrica [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	Densidad aparente [g cm^{-3}]	Materia orgánica [%]
Conservado	8.07 ± 0.06^d	209.5 ± 5.8^d	1.15 ± 0.01^d	5.3 ± 0.01^d
Pre-cultivo	7.97 ± 0.08^d	275.3 ± 11.0^{cd}	1.06 ± 0.01^c	7.3 ± 0.01^c
Sustentable (MS) _{inicial}	8.24 ± 0.05^{bc}	404.3 ± 28.6^b	0.99 ± 0.01^b	11.4 ± 0.01^{ab}
Convencional (MC) _{inicial}	8.39 ± 0.03^{ab}	316.2 ± 17.1^c	0.95 ± 0.01^a	12.3 ± 0.01^a
Sustentable (MS) _{final}	8.53 ± 0.07^a	515.29 ± 24.8^a	0.99 ± 0.01^{ab}	10.5 ± 0.01^b
Convencional (MC) _{final}	8.27 ± 0.04^{bc}	457.42 ± 19.7^{ab}	0.95 ± 0.01^a	7.1 ± 0.01^c

Letras diferentes indican diferencias significativas en $p < 0.05$ según la prueba de Turkey dentro de la misma columna, de acuerdo con el ANOVA.

Balance hídrico

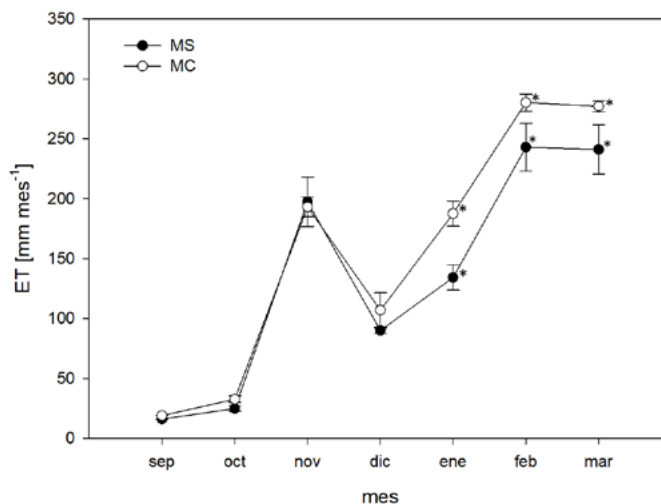


Figura 2. Comparación de evapotranspiración (ET) entre parcelas con manejo sustentable (MS) y convencional (MC) durante el periodo de crecimiento del trigo. Los asteriscos indican diferencias significativas entre manejos en $p < 0.05$ de acuerdo con la prueba de Tukey para cada mes, según el ANOVA.

La ET acorde al balance hídrico que se presentó en las diferentes parcelas tuvo un comportamiento similar a lo largo del periodo de cultivo con la cantidad de riego, a las bajas precipitaciones que se registraron. Se pudo observar un incremento de la ET durante los primeros meses después de la siembra (MDS), sin embargo, esta declina durante los meses de invierno. Esto concuerda con lo reportado por Grossiord *et al.* (2020), quienes encontraron que la transpiración y la evapotranspiración son dependientes de la temperatura ambiental. Pasado el invierno se puede observar un aumento considerable

de la ET debido al desarrollo de la planta (estadios Z1 a Z3), con una posterior estabilización durante el espigado (estadio Z5) previo a la cosecha (Figura 2).

La ET acumulada promedio para los cultivos con MS y MC fue de 1,050.3 mm y de 1,189.27 mm respectivamente. La cantidad de riego que se les dio a los cultivos tuvo una diferencia de 174.11 mm entre el MC y MS (con 579.34mm). El rendimiento del cultivo fue de $10.48 \pm 0.3 \text{ kg m}^{-2}$ para el MC y de $8.39 \pm 1.7 \text{ kg m}^{-2}$ en el MS (Figura 3). Se presentó un rendimiento significativamente mayor dentro de las parcelas de MC. Lo anterior puede atribuirse a que en el trigo con MS la vegetación nativa no se retiró, como estrategia para mantener la cobertura vegetal del desmonte, como parte de las prácticas de MS que están propuestas para este tipo de cultivo, ocasionando un menor desarrollo (Walsh, 2019).

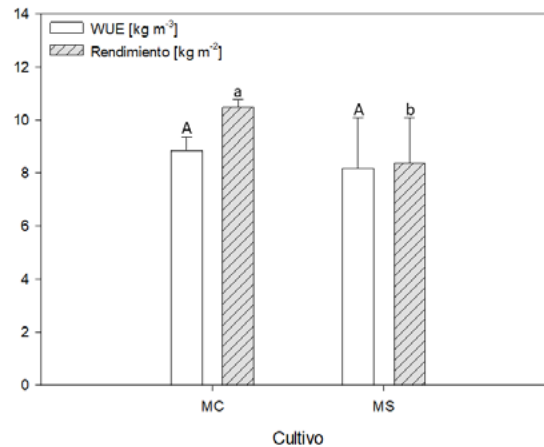


Figura 3. Promedio del rendimiento del trigo [kg m^{-2}] y uso eficiente del agua (WUE) [kg m^{-3}] por parte del cultivo de parcelas con manejo sustentable (MS) y convencional (MC). Diferentes letras indican diferencias significativas entre manejos, en minúsculas para el caso del rendimiento y en mayúsculas para el WUE para cada variable, con una $p < 0.05$ de acuerdo con la prueba de Tukey, según el ANOVA.

El WUE que presentaron los cultivos fue de $8.85 \pm 0.5 \text{ kg m}^{-3}$ para el MC y de $8.18 \pm 1.9 \text{ kg m}^{-3}$ para el MS (Figura 3), no se detectaron diferencias significativas por el tipo de manejo. Los resultados muestran que debido al bajo rendimiento que presentó el MS tuvo un aprovechamiento similar del agua que el MC, a pesar de las diferencias en riego y en la ET. Esto sugiere que para el mejoramiento del WUE es necesario encontrar una mejora en el rendimiento, junto con la optimización de los riegos.

Conclusiones

Se pudo observar un efecto del cambio de uso del suelo de matorral hacia cultivo de trigo en las propiedades fisicoquímicas del suelo, de manera positiva debido a que el suelo se alcalinizó y se redujo la densidad aparente del suelo para que se encuentre en rangos para el cultivo de trigo.

El balance hídrico mostró que la ET se comportó de manera similar en ambos manejos durante las primeras etapas de desarrollo, mostrando diferencias significativas hasta el 5 MDS. El WUE fue similar en el cultivo con manejo convencional con respecto al sustentable, a pesar a las diferencias el rendimiento ocasionadas por en el manejo y riego que se les dio a las diferentes parcelas.

Agradecimientos

Al Cinvestav Unidad Saltillo, en especial al Posgrado en Ciencias de la Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada a RTA. Agradecemos en especial a Gabriela Guillen-Cruz y a Andrés P. Torres-Gómez, quienes brindaron su apoyo en las determinaciones de campo a lo largo del proyecto.

Literatura citada

- Artiola, J. F., Walworth, J. L., Musil, S. A. y Crimmins, M. A. 2019. Chapter 14 - Soil and Land Pollution. In M. L. Bruseau, I. L. Pepper y C. P. Gerba (Eds.), *Environmental and Pollution Science* (3ra ed., pp. 219-235). Estados Unidos: Academic Press.
- Benis, K. y Ferrão, P. 2017. Potential mitigation of the environmental impacts of food systems through urban and peri-urban agriculture (UPA) – a life cycle assessment approach. *J. Clean. Prod.*, 140: 784-795. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.176>.
- Burba, G. 2013. *Eddy Covariance Method for Scientific, Industrial, Agricultural and Regulatory Applications: A Field Book on Measuring Ecosystem Gas Exchange and Areal Emission Rates*. United States: LI-COR Biosciences.
- Cavazos, T., Salinas, J. A., Martínez, B., Colorado, G., de Grau, P., Prieto González, R., Conde Álvarez, A. C., Quintanar Isaías, A., Santana Sepúlveda, J. S., Romero Centeno, R., Maya Magaña, M. E., Rosario de La Cruz, J. G., Ayala Enríquez, M. d. R., Carrillo Tlazazanatz, H., Santiesteban, O. y Bravo, M. E. (2013). *Actualización de escenarios de cambio climático para México como parte de los productos de la quinta comunicación nacional. Informe Final del Proyecto al INECC*. Retrieved from México:
- Chen, H., Zhang, X., Abla, M., Lü, D., Yan, R., Ren, Q., Ren, Z., Yang, Y., Zhao, W., Lin, P., Liu, B. y Yang, X. 2018. Effects of vegetation and rainfall types on surface runoff and soil erosion on steep slopes on the Loess Plateau, China. 170: 141-149. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.006>.
- Drewry, J. J., Carrick, S., Penny, V., Houlbrooke, D. J., Laurenson, S. y Mesman, N. L. 2021. Effects of irrigation on soil physical properties in predominantly pastoral farming systems: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 64: 483-507. 10.1080/00288233.2020.1742745.
- FCEA (Fondo para la comunicación y la educación ambiental). 2017. Visión general del agua en México. <https://agua.org.mx/cuanta-agua-tiene-mexico/>. (Consulta: junio 15, 2021).
- Gordon, C., A.S, B., Asante, I. y T.Y, A. 2016. Cactus Pear (*Opuntia ficus-indica L.*) a valuable crop for restoration of degraded soils in Northern Ethiopia. *J Bio Agr Health*, 6: 11-18.
- Grossiord, C., Buckley, T. N., Cernusak, L. A., Novick, K. A., Poulter, B., Siegwolf, R. T. W., Sperry, J. S. y McDowell, N. G. 2020. Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytologist*, 226: 1550-1566. <https://doi.org/10.1111/nph.16485>.
- Hatfield, J. L., Sauer, T. J. y Prueger, J. H. 2001. Managing Soils to Achieve Greater Water Use Efficiency. *Agron. J.*, 93: 271-280. 10.2134/agronj2001.932271x.
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I. y Rillig, M. C. 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1: 544-553. 10.1038/s43017-020-0080-8.
- Soriano Soto, M. y Pons Martí, V. 2001. *Prácticas de edafología y climatología* Vol. 1. España: Universitat Politècnica de València.
- Thomas, G. W. 1996. Soil pH and Soil Acidity. In *Methods of Soil Analysis* (pp. 475-490).
- Walsh, M. J. 2019. Enhanced wheat competition effects on the growth, seed production, and seed retention of major weeds of Australian cropping systems. 67: 657-665. 10.1017/wsc.2019.53.
- Zhang, Kimball, J. S. y Running, S. W. 2016. A review of remote sensing based actual evapotranspiration estimation. *Wiley Interdiscip. Rev. Water*, 3: 834-853. 10.1002/wat2.1168.
- Zhang, Qin, W., Chen, S., Shao, L. y Sun, H. 2017. Responses of yield and WUE of winter wheat to water stress during the past three decades—A case study in the North China Plain. 179: 47-54. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.004>.
- Zhao, W., Liu, L., Shen, Q., Yang, J., Han, X., Tian, F. y Wu, J. 2020. Effects of Water Stress on Photosynthesis, Yield, and Water Use Efficiency in Winter Wheat. *Water*, 12: 2127.



8.6. Estimación de concentraciones de carbono negro en la región cañera noreste de México

Pérez-Medina Pedro¹; Quiroz-Gaspar Angel J.², Galindo-Mendoza María G.² y Álvarez-Fuentes G³.

¹Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava 201, 2º piso, Zona Universitaria, CP. 78000, San Luis Potosí, S. L. P.

²Laboratorio Nacional de Geoprocusamiento de Información Fitosanitaria (LaNGIF), Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Sierra Leona 550, Col. Lomas 2ª Sección, CP. 78210, San Luis Potosí, S. L. P.

³Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Altair 200, Col. del Llano, CP. 78377, San Luis Potosí, S. L. P.

Autor para correspondencia: A35047@alumnos.uaslp.mx

Resumen

La actividad cañera en México y particularmente en la zona región noreste del país es de suma importancia económica y social; sin embargo, también tiene un impacto ambiental y para la salud humana. En su conjunto, los procesos del cultivo que implican la combustión de biomasa o combustibles fósiles producen una diversidad de contaminantes del aire, entre los que destaca el carbono negro (BC). Sin embargo, su monitoreo se ha limitado a las grandes ciudades o países con redes de monitoreo terrestre bien estructuradas. En el caso de México, este es el primer monitoreo in situ realizado en una zona rural. Con los datos obtenidos fue posible verificar las imágenes MERRA-2 que monitorean BC, y crear un modelo matemático con el cual se comparó la información de las imágenes sin y con verificación de datos de campo, constatando sus diferencias y posibilitando el análisis espaciotemporal del fenómeno. Para las predicciones se crearon 4 modelos (a intervalos de 6 horas) para diferentes horas del día del mes de enero de 2021. Con ellos se mostraron las variaciones de contaminación por BC en los diferentes ingenios de la zona, así como las mostradas a diferentes horas del día. Las concentraciones llegaron a superar $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con lo cual además de contribuir al calentamiento global hay efectos en la salud humana en el corto plazo e incluso mortandad en el largo plazo.

Palabras clave: *Imágenes MERRA-2; datos de etalómetro; monitoreo híbrido; modelo.*

Abstract

The sugarcane activity in Mexico and particularly in the northeast region of the country is of great economic and social importance; however, it also has an environmental and human health impact. As a whole, the cultivation processes that involve the combustion of biomass or fossil fuels produce a variety of air pollutants, among which black carbon (BC) stands out. However, its monitoring has been limited to large cities or countries with well-structured terrestrial monitoring networks. In the case of Mexico, this is the first in situ monitoring carried out in a rural area. With the data obtained, it was possible to verify the MERRA-2 images that monitor BC, and create a mathematical model with which the information from the images was compared without and with verification of field data, confirming their differences and enabling the spatiotemporal analysis of the phenomenon. For the predictions, 4 equations were created (at 6-hour intervals) for different hours of the day of the month of January 2021. They showed the variations in BC contamination in the different sugar mills in the region, as well as those shown at different hours of the day. The concentrations came to overcome $1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, with which, in addition to contributing to global warming, there are short-term effects on human health and even long-term mortality.

Key words: *MERRA-2 images; aethalometer data; hybrid monitoring; model.*

Introducción

La región cañera noreste se ubica entre la Sierra Madre Oriental y la llanura del Golfo de México; en ella se encuentran 8 de los 49 ingenios azucareros de México: Aarón Sáenz Garza y El Mante, en Tamaulipas; San Miguel del Naranjo, Alianza Popular, Plan de San Luis y Plan de Ayala, en San Luis Potosí, y Pánuco y El Higo, en Veracruz (CONADESUCA, 2021). Con casi 25 mil productores y una superficie establecida de 130 mil hectáreas, esta actividad generó una derrama económica de 4.6 billones de pesos durante la última cosecha (SIAP, 2021).

Sin embargo, pese a su importancia socioeconómica, hay actividades del proceso productivo e industrial con fuertes efectos negativos para el ambiente y la salud humana (Cheesman 2004). La cosecha por doble quema es una práctica común en muchos países productores de caña (Dengia y Lantinga 2018).

Mediante este proceso se emiten diversos contaminantes como monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), hidrocarburos no metánicos (NMHC), metano (CH₄), anhídrido sulfoso, anhídrido carbónico y otros hidrocarburos, además de partículas PM 10 y PM 2.5 (Hernández-Garcés et al. 2019).

Un importante componente de las PM 2.5 producidas es el carbono negro (BC), un contaminante climático de vida corta (CCVC), capaz de retener la luz, transformarla en calor y provocar calentamiento atmosférico, así como alteraciones en los patrones climáticos (Cho 2016).

Esta partícula se produce por la combustión incompleta e ineficiente de combustibles fósiles y biomasa (Healy et al. 2017), y es el segundo agente más potente de cambio climático, después del dióxido de carbono (CO₂) (Salomon *et al.*, 2018). Además, su exposición directa se ha asociado a paros e insuficiencia cardíacos, derrames sanguíneos, cáncer pulmonar, bronquitis crónica, asma, enfisema y bajo peso al nacer; así como a deshidratación severa, disfunción renal aguda y genotoxicidad, por mencionar algunos (Chaudhuri *et al.*, 2017; Yong *et al.*, 2019).

Por otra parte, los derivados de combustibles fósiles que utilizan algunos ingenios para sus procesos, y el tráfico de vehículos pesados que se genera durante la temporada de zafra, también emiten una importante cantidad de BC en las zonas donde se produce e industrializa la caña (Birru *et al.*, 2016).

Todo lo anterior contribuye al deterioro de la calidad del aire a nivel local y global; sin embargo, el estudio del BC es relativamente reciente y está sujeto a los datos generados por estaciones terrestres de monitoreo del aire. Los satélites para la observación de la Tierra han permitido el monitoreo de contaminantes como el BC en superficies extensas casi en tiempo real y a un bajo costo. Sin embargo, aún es necesaria la verificación de las imágenes con datos de campo o la creación de algoritmos. Por ello, las investigaciones que se han desarrollado en torno al tema se han realizado en ciudades o en países con una buena red de monitoreo terrestre de la calidad del aire (Murthy *et al.*, 2020).

México sólo se cuenta con redes de monitoreo confiables en algunas ciudades como Ciudad de México y Guadalajara, por lo que la medición de contaminantes del aire en zonas rurales y agrociudades es prácticamente inexistente, omitiendo que en estas zonas se realizan actividades altamente contaminantes con las consecuentes repercusiones para la población y el ambiente.

Un pronóstico preciso de la concentración de BC será crucial en el futuro cercano para la creación de alertas de episodios de concentraciones dañinas para la población y estimar la tendencia histórica del país, y su contribución al cumplimiento de los acuerdos internacionales de reducción de emisiones.

Por todo lo anterior, el objetivo de esta investigación fue el de crear un modelo matemático replicable que aplicado a imágenes de satélite mejore la precisión de las estimaciones de BC, incluso en zonas carentes de redes de monitoreo terrestre, con la instalación equipos móviles de monitoreo terrestre.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio está conformada por las zonas que integran las áreas de influencia de los 8 ingenios que se ubican en la región cañera noreste de México; dicha área se concentra en la zona de intersección de los estados de San Luis Potosí, Tamaulipas y Veracruz (Figura 1).

Metodología

Para esta investigación se propuso la creación de un modelo creado a partir de imágenes de satélite y datos obtenidos a nivel de suelo. El modelo se aplicó para predecir el nivel de BC en la región cañera noreste de México.

Monitoreo in situ. El monitoreo in situ se sincronizó con la zafra del Ingenio Plan de Ayala, ubicado en Cd. Valles, S. L. P., que comenzó la zafra 2020-2021 en noviembre de 2020 y la concluyó en mayo de 2021. El equipo se instaló el 12 de noviembre de 2020 al 13 de mayo de 2021 en el Instituto Tecnológico de Ciudad Valles, S. L. P., situado a un kilómetro del Ingenio (Figura 1).

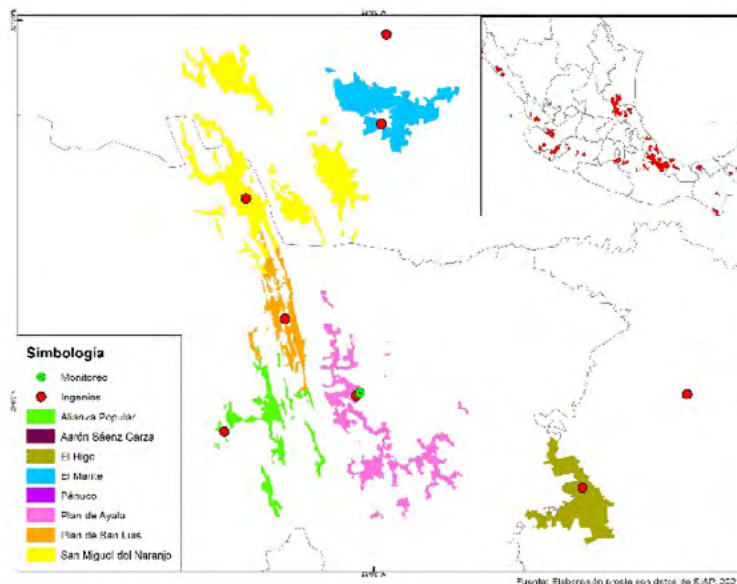


Figura 1. Localización del área de estudio.

Se instaló un etalómetro modelo AE 33 (fabricado en E. U. A.), un equipo automático que realiza análisis óptico mediante tecnología de atenuación de transmisividad de luz en el espectro infrarrojo en longitudes de onda 370, 470, 520, 590, 660, 880 y 950 nm.

El instrumento aspira el aire mediante un tubo vertical aproximadamente 4 metros del nivel del suelo, para evitar interferencia cercana o influencia directa con el polvo del suelo o del techo. En la entrada de la toma de muestra se coloca un ciclón de 2.5 / μm para evitar partículas gruesas. Las partículas en el flujo de aire entrante se depositan en el filtro de politetrafluoroetileno (PTFE), que operan continuamente a un flujo de 5 litros por minuto (LMP) y las mediciones se registran para una solución de tiempo de 1 minuto de duración a condiciones estándar (1013.25 hPa y 25°C), durante todo el día (Suárez *et al.*, 2007).

Insumos satelitales

Preprocesamiento. Para llevar a cabo la recopilación de las concentraciones horarias de carbono negro en la superficie, se llevaron a cabo una serie de pasos de preprocesamiento para obtener la variable a utilizar

dentro de la colección de datos bidimensionales promediados por hora de MERRA-2. Las imágenes horarias de la variable se obtuvieron del portal GIOVANNI (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) a través de GES DISC (https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/M2T1NXAER_5.12.4/summary). El conjunto de datos utilizado (M2T1NXAER) consiste en un modelo de diagnóstico de aerosoles asimilados en los que se encuentran los componentes del carbono negro a 550 nm, entre otros. La variable utilizada del modelo fue la denominada BCSMASS (black carbon surface mass concentration), a la cual, le fue aplicado un remuestreo utilizando la interpolación del vecino más cercano propuesta en CDO User Guide Climate Data Operator (CDO) Version 1.9.6, cuyo enfoque de muestreo es factible y adoptado en estudios de validación (Hongliang et al., 2021) para así obtener una malla de 0.25° (aproximadamente 27 km) en formato netCDF.

Análisis espectral. Para obtener el valor de concentración de carbono negro se utilizó una malla de 27 km x 27 km (729 km²), donde se ubicó el píxel con las coordenadas -99.0625 de longitud oeste y 22.00 de latitud norte que corresponde geográficamente con la ubicación del monitoreo in situ, apoyado con GPS. Para la representación georreferenciada de las imágenes de concentraciones de carbono negro (netCDF) se utilizó el software visor de datos llamado Panoply (<https://www.giss.nasa.gov/tools/panoply/>) versión 4.11.2 de la NASA/GISS. Los valores de las concentraciones horarias se desplegaron de los conjuntos de datos a través de varios arreglos por píxel y hora para la posterior exportación a una base de datos, lo anterior para conocer las variaciones temporales en las concentraciones de carbono negro de los modelos provenientes de MERRA-2 para aplicar los modelos geostatísticos con el monitoreo in situ.

Modelo de predicción de concentraciones de carbono negro. El modelo se creó con los datos de BC obtenidos en tierra y los resultantes del análisis espectral realizado a las imágenes MERRA-2. Cabe mencionar que dicho análisis se realizó con imágenes completamente coincidentes temporal y espacialmente con el monitoreo in situ. Con el conjunto de datos, se diseñó una base que contiene BC total, BC por quema de biomasa y BC por combustión de derivados de petróleo (del etalómetro); además del BC del análisis espectral (imágenes MERRA-2).

Para crear el modelo se corrieron pruebas de correlación entre variables y se seleccionaron las de mayor valor y que cumplieron con los supuestos de normalidad, para lograr mejor ajuste en el modelo.

Finalmente, se eligió la información del mes de enero que fue el periodo donde se obtuvieron mejores resultados en la correlación, además de ser uno de los meses donde de la zafra se encuentra a máximo nivel; es decir, donde se emite más contaminación, para el posterior análisis espaciotemporal de las imágenes sin verificar contra las imágenes verificadas con la información de campo.

Resultados

Se realizaron pruebas de correlación entre las observaciones provenientes del monitoreo en tierra y las de las imágenes MERRA-2. Para ello, se probó con los meses que duró la zafra. Sin embargo, el análisis espectral de algunos de estos meses mostró valores atípicos y patrones difusos de variación temporal de las concentraciones de BC, propiciando que los coeficientes de correlación fueran muy bajos e impidiendo con ello un buen ajuste de las ecuaciones.

Por lo anterior, después de correr las pruebas, se decidió utilizar las ecuaciones resultantes del mes de enero, ya que son las que cumplieron con los supuestos de normalidad y coeficientes de correlación positivos superiores a 0.5; es decir, de correlación moderada a fuerte. Tomando en cuenta el tamaño de muestra considerado para cada ecuación, los coeficientes obtenidos se pueden considerar significativos (Martínez et al., 2009). Además, se consideraron intervalos de 6 horas en las estimaciones, ya que fueron suficientes para verificar las variaciones diurnas y no hubo diferencias espaciotemporales perceptibles a intervalos menores (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ecuaciones obtenidas con las correlaciones del mes de enero de 2021 entre datos de tierra y datos de imágenes MERRA-2 en intervalos de tiempo de 6 horas.

Hora	Ecuación	R ² ajustado
03:00	$EBC = 0.8396x + 0.1656$	0.521
09:00	$EBC = 0.8612x - 0.0447$	0.729
15:00	$EBC = 0.7988x + 0.1887$	0.561
21:00	$EBC = 1.7754x + 0.1454$	0.604

Con las ecuaciones obtenidas se realizó la verificación de la información de las imágenes de satélite y se crearon modelos de predicción para poder comparar las concentraciones resultantes entre las imágenes sin verificación (a) y las verificadas (b) (Figura 2).

Lo primero que se pudo observar en ambos conjuntos de imágenes fue la variación de las concentraciones de BC a lo largo del día. No obstante, en las imágenes sin verificar el patrón de variación es difuso; en tanto que en las imágenes verificadas se puede observar que las emisiones se incrementan conforme avanzan las horas del día. Este comportamiento es mucho más cercano a los datos obtenidos por el monitoreo en tierra y se puede explicar dado que algunos ingenios, como el Plan de Ayala, tienen su procesamiento más intensivo durante las horas nocturnas, lo que hace suponer que utilizan combustibles fósiles y tratan de que ello sea menos evidente.

Al respecto, se pudo constatar que en las imágenes sin verificación las concentraciones de BC no superan los 0.9 µg/m³ en zonas en ninguna hora del día del mes analizado; sin embargo, las concentraciones más altas se presentan a las 9:00 horas y en donde la mayor parte de la superficie muestra de 0.6 a 0.7 µg/m³.

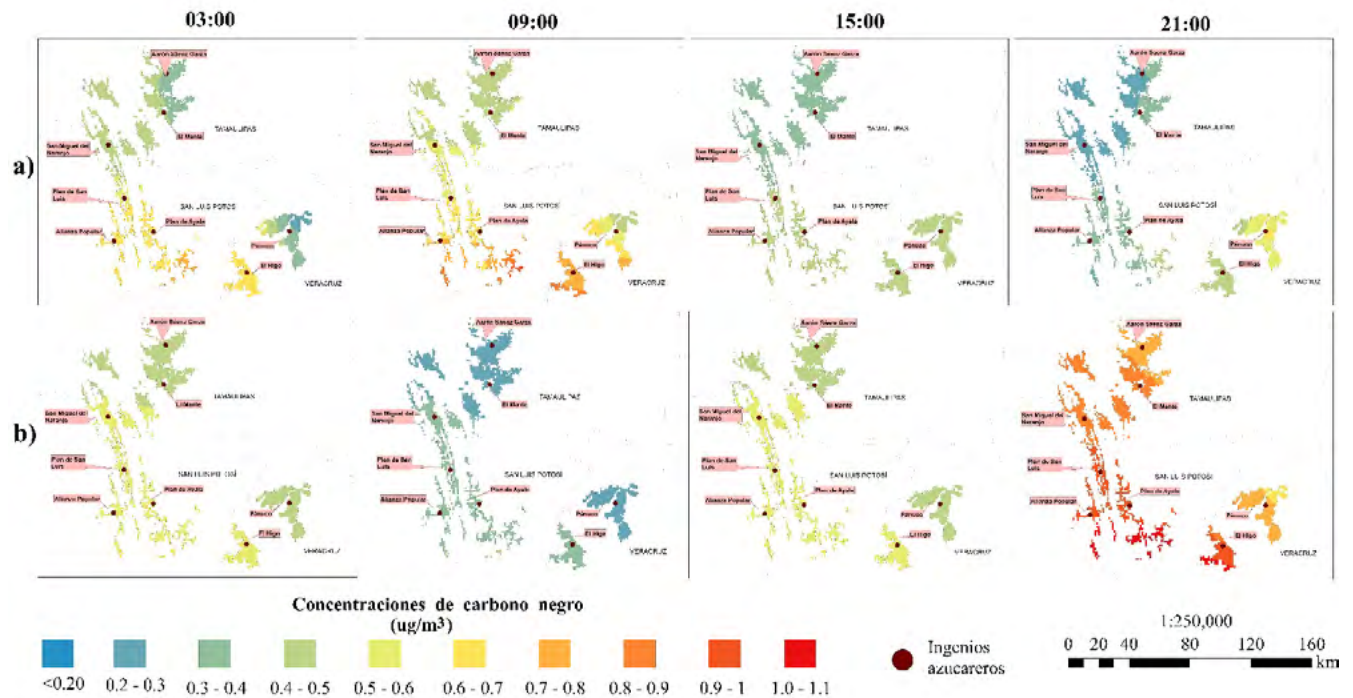


Figura 2. Estimación de carbono negro en la región cañera noreste de México, durante el mes de enero de 2021, en lapsos de 6 horas. a) Sin verificación con datos de tierra; b) Con verificación de datos de tierra.

Por otro lado, las imágenes verificadas las concentraciones llegaron hasta 1.1 µg/m³; esto sucedió a las 21:00 horas, horario en el que prácticamente toda la región mostró concentraciones superiores a los 0.8 µg/m³ y llegando hasta los 1.1 µg/m³. Los resultados indican que las concentraciones descienden en torno a las manecillas del reloj, comenzando con las superiores en los ingenios del estado de San Luis

Potosí, seguidas por las de Tamaulipas y finalmente las de Veracruz. Este es un patrón imperfecto seguido en todas las horas del día.

Discusión

Según De la Cruz (2017), la emisión de BC provoca forzamiento radiativo positivo cercano a los 0.5 W/m^2 , lo que se traduce como calentamiento global. Además, la exposición directa de los seres humanos al BC tiene diferentes efectos de acuerdo con la concentración y tiempo en que la gente lo respire. Las concentraciones registradas en la zona de estudio son suficientes para que se presenten arritmias cardíacas y sintomatología de asma y bronquitis en el corto plazo; así como disfunción endotelial, que promueve la arteriosclerosis, e incluso mortalidad por enfermedad coronaria en el largo plazo.

Con la investigación se constata que independientemente de la metodología que se utilice la actividad cañera en el país genera una importante cantidad de BC en todas las zonas productoras del país; por los sistemas productivos e industriales prevalecientes, caracterizados por sistemas de producción e industrialización envejecidos y obsoletos.

No obstante, la región noreste, que es la segunda más contaminante del país, también cuenta con condiciones particulares la vuelven especialmente vulnerable poniendo en riesgo el medio de sustento de una gran cantidad de personas que de forma directa o indirecta dependen de ella.

Es por ello que es de suma importancia la implementación de verdaderos sistemas de vigilancia que además de crear alertas para la población, den elementos suficientes y confiables a tomadores de decisiones para que implementen medidas que no solamente se encaminen al cumplimiento de los acuerdos internacionales de México de reducción de emisiones, sino que coadyuven en la problemática ambiental regional, nacional y mundial.

Conclusiones

Indudablemente los satélites de observación de la tierra desde sus comienzos han sido de gran utilidad para la humanidad en el estudio de fenómenos tan diversos como los cambios de uso de suelo y la contaminación y, la creación de alertas meteorológicas o de ataques de plagas.

No obstante, en temas tan recientes como el monitoreo de BC, la tecnología está en continuo desarrollo, por lo que las imágenes y modelos creados para monitorearlo, aún es necesario verificar la información contenida en las imágenes utilizadas.

Aunque en la actualidad existen algoritmos capaces de realizar dicha verificación, debido a que éstos requieren un alto nivel de conocimientos específicos de programación y otras áreas, lo más común es que dicha verificación se realice con información generada a nivel de tierra, la cual, como se pudo observar en este estudio, es necesaria para mejorar la precisión de las estimaciones.

Independientemente del método de monitoreo que se utilice, es innegable el impacto ambiental y en la salud humana que la actividad cañera ha generado y sigue generando en sus zonas de influencia. No obstante, una decisión radical como el cambio de giro productivo no es una opción para una importante cantidad de personas que dependen de esta actividad de forma ancestral.

Sin considerar el hecho de que la agroindustria azucarera nacional se encuentra en una crisis multifactorial, existen zonas y particularmente ingenios como los de San Luis Potosí que ven seriamente comprometida su sostenibilidad en el tiempo, de continuar produciendo bajo los mismos sistemas y en la misma dinámica que lo han hecho hasta ahora.



Literatura citada

- Birru, E., C. Erlich, G. Bekele-Beyene and A. Martin. 2016. Upgrading of a traditional sugar cane mill to a modern mill and assessing the potential of energy saving during steady state and transient conditions—part II: models for a modified cogeneration unit. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 6: 233–245 DOI:10.1007/s13399-015-0180-8.
- Columbia Climate School. 2016. The Damaging Effects of Black Carbon. <https://news.climate.columbia.edu/2016/03/22/the-damaging-effects-of-black-carbon/> (Consulta: mayo 20, 2021).
- CONADESUCA (Comité Nacional para el Desarrollo Sustentable de la Caña de Azúcar). 2021. Sistema Sinfocaña. México. <https://www.siiba.conadesuca.gob.mx/infocana/> (Consulta mayo 11, 2021).
- Chaudhuri, I., C. Fruijtier, Y. Ngiewih, and L. Levy. 2017. Evaluating the evidence on genotoxicity and reproductive toxicity of carbon black: a critical review. *Critical Reviews in Toxicology* 48:1-27 DOI:10.1080/10408444.2017.1391746.
- Cheesman, O. D. 2004. Environmental Impacts of Sugar Production. *The Cultivation and Processing of Sugarcane and Sugar Beet*. Cromwell Press. Trowbridge, UK. 255 p.
- De la Cruz-Dengia, K. 2017. Variación estacional de carbono negro atmosférico en Ciudad Universitaria durante 2015-2016. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Ciudad de México. 144 p.
- Dengia, A. and E. Lantinga. 2018. Effect of Pre-Harvest Cane Burning on Human Health, Soil Quality and Rate of Cane Weight Loss in Ethiopian Sugarcane Plantations. *Advances in crop science and technology* 6:396 DOI:10.4172/2329-8863.1000396.
- Healy, R. M., U. Sofowote, Y. Su, J. Deboz, M. Noble, C. H. Jeong, J. M. Wang, N. Hilker, G. J. Evans, G. Doerksen, K. Jones and A. Munoz. 2017. Ambient measurements and source apportionment of fossil fuel and biomass burning black carbon in Ontario. *Atmospheric environment* 161:34-47 DOI:10.1016/j.atmosenv.2017.04.034.
- Hernández-Garcés, A., M. Reynosa-Valladares, F. Hernández- Bilbao y J. Canciano- Fernández. 2019. Emisión de contaminantes atmosféricos procedentes de centrales azucareros santiagueros. *Tecnología Química* 39:390-402.
- Hongliang, H., Zeng, J., Zhang, X., Fu, P., Zheng, D., Wigneron, J. P., ... and Niyogi, D. (2021). Evaluation of six satellite-and model-based surface soil temperature datasets using global ground-based observations *Remote Sensing of Environment* 264:112605.
- Martínez-Ortega, R. M., Tuya-Pendás, L. C., Martínez-Ortega, M., Pérez-Abreu, A. y Cánovas, A. M. 2009. El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista Habanera de Ciencias Médicas* 8.
- Murthy, B. S., R. Latha, R. Srinivas and G. Beig. 2020. Particulate Matter and Black Carbon in the Brahmaputra Valley of Northeast India: Observations and Model Simulation. *Pure and Applied Geophysics* 177:5881-5893 DOI:10.1007/s00024-020-02590-1.
- Salomon, S., D. Qin, M. Manning, et al. 2018. Informe aceptado por el Grupo de Trabajo I del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático pero no aprobado en detalles. *Resumen Técnico*. 94 p.
- SIAP (Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2021. Avance de siembras y cosechas. México. https://nube.siap.gob.mx/avance_agricola/ (Consulta: mayo 12, 2021).
- Yong, M., L. Anderle, L. Levy and R. J. McCunney. 2019. Carbon Black and Lung Cancer Mortality-A Meta-regression Analysis Based on Three Occupational Cohort Studies, *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 61:949-954 DOI:10.1097/JOM.0000000000001713.

8.7. Regresión por aprendizaje automatizado para estimar la biomasa de la pradera ofrecida para el pastoreo

Guevara-Escobar Aurelio¹; Cervantes-Jiménez Mónica¹; Lemus-Ramírez Vicente² y Yabuta-Osorio Adolfo Kunio²

¹ Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales. Boulevard de las Ciencias s/n, CP 76260, Juriquilla, Querétaro, México.

² Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Producción Animal del Altiplano. Carretera Federal Tequisquiapan a Ezequiel Montes, km. 8.5, CP 76790, Tequisquiapan, Querétaro, México.

Autor para correspondencia: guevara@uaq.mx

Resumen

El sobrepastoreo contribuye indirectamente al cambio climático. Para asignar adecuadamente el área de pastoreo necesitamos mediciones de la materia seca (MS) acumulada. La MS ofrecida al ganado en pastoreo (MFO) se estima por: cortes de forraje, alométricamente, aparatos electrónicos o sensores remotos (PR), pero la exactitud y practicidad de los métodos es variable. Comparamos modelos predictivos de MFO con base en variables del manejo de la pradera (MP) o mediciones ambientales PR contemporáneas, incluyendo: albedo, temperatura de superficie y lluvia. Por tres años se estudió una pradera mixta pastoreada con bovinos productores de carne. Como base se tomó el modelo de cuadrados mínimos ordinarios (OLS) entre MFO y la altura de la pradera (A_pradera). Se obtuvieron modelos OLS stepwise con base en las variables MP únicamente, o usando las variables MP y PR. También se generaron modelos de aprendizaje automático (ML) usando sólo variables MP o, variables MP y PR en conjunto. El entrenamiento fue con el 80% de los datos; con 20% se evaluaron los modelos con base al coeficiente de regresión ajustado por grados de libertad (r^2) y el sesgo existente entre los datos observados y los datos estimados. La r^2 del modelo entre A_pradera y MFO fue 0.43; sólo con variables PR, la r^2 fue 0.45 para OLS y 0.63 para ML; para los modelos con variables PR y MP fue 0.71 para OLS y 0.96 para ML. Concluimos que las medidas PR en un ML estiman bien la MFO, a pesar de su resolución espacial gruesa.

Palabras clave: *Alfalfa, forraje, lluvia, temperatura, sensores remotos*

Abstract

Overgrazing indirectly contributes to global warming. To adequately allocate grazing areas to livestock we need measurements of accumulated dry matter (DM). The DM offered to the grazing cattle (MFO), can be estimated using the trim technique, allometrically, with electronic devices or remote sensors (PR). But the accuracy and practicality of these methods have tradeoffs. We compared predictive models of MFO that used variables related to pasture management (MP), or concurrent measurements of the environment, derived from PR, including: albedo, superficial temperature and rainfall. The database was from a cow-calf operation grazing a mixed pasture and over a three-year period. The baseline model was an ordinary least square (OLS) between MFO and pasture height (A_pasture). A stepwise OLS model used only MP variables while another was trained from MP and PR variables; two machine learning (ML) models were likewise trained using these two sets of variables. For training 80% of data was used, and the remaining 20% for validation; model evaluation considered the degrees of freedom adjusted regression coefficient (r^2), and the bias between observed data and their estimates. The r^2 from the model between A_pasture and MFO was 0.43; only using PR variables r^2 was 0.45 and 0.63 for OLS and ML; when using PR and MP variables it was 0.71 for OLS and 0.96 for ML. In conclusion PR measurements estimated MFO fairly in a ML model, despite of the gross spatial resolution of PR data.

Keywords: *Lucerne, forage, temperature, rainfall, remote sensing*

Introducción

La emisión de gases con efecto invernadero es importante en la producción de proteína animal, pero en el futuro se prevé un aumento en la demanda sobre todo en países en desarrollo (Massé et al. 2020). Las emisiones de CH₄ son mayores en los esquemas de producción extensiva en pastoreo, en comparación con aquellos que hacen uso de granos y confinan a los animales. La ganadería también compite por el uso del suelo y ha sido una causa principal de deforestación. Las acciones de mitigación del impacto ganadero se han planteado en diferentes frentes, pero es primordial la alimentación con forraje de alta digestibilidad, pues la producción de CH₄ es inversamente proporcional. Indirectamente, el sobrepastoreo contribuye al calentamiento global al reducir la productividad primaria (GPP), la materia orgánica y la actividad biótica en el suelo, al tiempo que aumenta la compactación y la erosión del suelo, favorece la proliferación de plantas invasivas que no consume el ganado y consecuentemente orilla al cambio de uso de suelo en terrenos forestales.

La producción animal en pastoreo depende de la acumulación de materia seca (MS) en la pradera y de la asignación oportuna de una carga animal adecuada para aprovechar el forraje disponible sin comprometer el rebrote vegetal. Tradicionalmente, la MS de forraje ofrecida para el pastoreo (MFO) se estima de manera directa a partir de cortes de forraje en cuadrantes distribuidos de manera representativa y en un número suficiente en relación a la variabilidad de la cubierta vegetal (Radcliffe 1971). El corte de cuadrantes es laborioso y por eso se han inventado métodos y dispositivos para la estimación indirecta (O'Donovan et al. 2002, Marsett et al. 2006; Jáuregui et al. 2019). En particular, resalta la utilidad de la altura del dosel del forraje para representar la MFO, aunque la relación puede ser diferente en función de la composición botánica, densidad del dosel de la pradera y temporada del año (Robertson 2014, Mills et al. 2016, Moot et al. 2021). La relación entre altura del dosel y la MFO en praderas de pasto ballico y trébol blanco se conoce bien e incluso se sugiere medir con las botas de trabajo (Nicol y Nicoll, 1987); para otras praderas, como la de alfalfa, se necesita más investigación (Moot et al. 2021).

La percepción remota por satélites orbitales (PR) mide la radiación reflejada por la superficie terrestre en distintas longitudes de onda; estas mediciones se han asociado a los procesos de actividad de la vegetación y GPP (Zhang y Ye, 2021). Por PR también es posible estimar variables ambientales como la temperatura, la precipitación, y otras (Jiao et al. 2021). La amplia disponibilidad de productos PR es una oportunidad para explorar la dinámica de los cultivos y establecer relaciones con parámetros productivos, como la MFO. Las series de tiempo disponibles para distintos productos PR permiten hacer estudios retrospectivos, lo cual es valioso para evaluar prácticas de manejo. Sin embargo, la escala espacial de medición es gruesa en algunos sensores PR y es una desventaja importante.

Recientemente se han incorporado al análisis de regresión una variedad de algoritmos de aprendizaje automatizado o machine learning (ML) y son una alternativa a la regresión por mínimos cuadrados o ordinary least squares (OLS). Inherente a los métodos ML, es la validación del modelo utilizando datos que no fueron incorporados en el entrenamiento del modelo. En la metodología de regresión tradicional OLS generalmente se usa toda la base de datos para entrenar al modelo y no se reserva una proporción para validarlo (Quinn y Keough 2002; Marsett et al. 2006). En el enfoque OLS, la validez del modelo recae en el cumplimiento de supuestos estadísticos y satisfacer un nivel de significancia. Además, en las variantes del OLS sólo se considera una realización del modelo y se explora un algoritmo de solución a la vez, es decir que existe una sola forma de representar la realidad. La alternativa ML toma en cuenta diferentes realizaciones de un modelo con uno o varios algoritmos de solución e incluso, la posibilidad de crear un ensamble de modelos.

La GPP se ha modelado con enfoques empíricos o mecanísticos, desde modelos OLS hasta aquellos que simulan los procesos ecofisiológicos a nivel global (Anav et al., 2015). Lang et al. (2021) estimaron

la producción del pastizal árido usando mediciones de sensores PR de lluvia, reflectancia de la superficie terrestre obtenida del satélite Landsat 7 y un algoritmo ML: Bosque Aleatorio. Chen et al. (2021) relacionaron la reflectancia medida por el satélite Sentinel-2 y la biomasa de la pradera en granjas lecheras con Redes Neuronales, otro algoritmo de tipo ML. En estos estudios el coeficiente de regresión (r^2) fue entre 0.6 y 0.7 en distintos modelos. Conceptualmente, es importante incorporar las condiciones de humedad, a corto o mediano plazo para explicar la capacidad de carga del pastizal (Hacker y Smith, 2007), ya que el agua es el principal recurso limitante de la GPP en los ambientes áridos y semiáridos. Las condiciones de humedad se pueden representar como la precipitación pluvial ocurrida (P), el agua disponible en el suelo o el déficit de vapor en la atmósfera. Para los climas húmedos es la radiación el recurso limitante, principalmente la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel (APAR), la temperatura del aire o el suelo. Aquí, la conversión de la energía solar a MS se ha representado como función de la APAR y la eficiencia de conversión (e), de esta energía, por la vegetación (Monteith, 1972).

En el presente trabajo se examinó la relación entre la MFO y la altura del forraje como un modelo de línea base para comparar otros modelos que usen variables ambientales obtenidas por PR o en conjunto con variables representativas de las condiciones de manejo de la pradera. En particular, se exploró la utilidad de los modelos para predecir la MFO en función de condiciones antecedentes de lluvia y temperatura en ventanas temporales; por ejemplo, la P acumulada en el mes anterior, dos meses o tres meses antes de la medición de MFO. El objetivo fue obtener un modelo predictivo de la MFO que pueda incorporarse en la presupuestación del alimento asignado al pastoreo. Con este propósito se usaron tres años de mediciones de una pradera mixta con alfalfa y en pastoreo con ganado productor de carne.

Material y métodos

El trabajo se efectuó en el Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Producción Animal en el Altiplano, a cargo de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México. El sitio se ubica a 20° 36' 13.88" N, 99° 55' 02.91" O y altitud de 1,913 m snm. El clima es templado, con promedio anual de precipitación de 512 mm ocurriendo en un periodo promedio de lluvias de 78 días y temperatura diaria de 17.5°C. La pradera se implantó en 2004 con una mezcla de 50% alfalfa (*Medicago sativa*) y gramíneas pasto ovillo (*Dactylis glomerata*), festuca (*Festuca* sp.) y ballico (*Lolium perenne*). La superficie total de pastoreo fue 19 ha. La pradera se regó con un sistema de pivote central. El control del ganado fue con cerco eléctrico móvil. Para el pastoreo se usó un hato de 88 vacas de raza Limousin y sus crías. El manejo reproductivo fue principalmente con inseminación artificial y partos durante todo el año.

De 2008 a 2010 se obtuvieron 399 observaciones de MFO en el área de pastoreo asignada. Cada observación de MFO correspondió al inicio de un ciclo de pastoreo del hato. Las observaciones se consideraron unidades experimentales y cada una consistió de ocho mediciones aleatorias obtenidas con la técnica del marco metálico modificada, en donde se cortó el forraje a 10 cm de altura en un área de 0.25 m² (Hodgson 1990). Las muestras de forraje se deshidrataron en una estufa de aire forzado a 95°C durante 48 h para determinar el contenido de MS y se escaló dimensionalmente la MFO (kg MS ha⁻¹). En cada ciclo de pastoreo se registró la altura de la pradera (A_pradera), la fecha de pastoreo (Día_pastoreo y Mes_pastoreo), el tiempo de ocupación (T_ocupación), días de descanso del área de pastoreo desde el pastoreo anterior (D_descanso), mes del inicio del crecimiento en el ciclo anterior (Mes_ini_crec) y tasa de acumulación de materia seca en el periodo de crecimiento (TAF, kg MS ha⁻¹ d⁻¹). Estas variables se denominaron en conjunto como variables de manejo de la pradera (MP).

Usando la Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples (AppEARS) del Land Processes Distributed Active Archive Center (LPDAAC) de la National Aeronautics and Space Administration (NASA), se solicitó el producto MCD43A4 versión 6 (Schaaf y Wang, 2015). El producto MCD43A4 se genera a partir de las mediciones de los sensores abordo del Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a una resolución espacial de 250 m². Este producto consiste en siete bandas

de albedo ajustado por la Bidirectional Reflectance Distribution Function (BRDF) y producido diariamente, los cuales son un promedio móvil de los 16 días contiguos. Se descargaron los datos de ocho pixeles contiguos correspondientes al polígono de coordenadas: 99.93 O, 20.60 N a 99.92 O, 20.61 N. El espectro de radiación (nm) cubierto por las bandas uno a la siete es (b1-b7): 620-670, 841-876, 459-479, 545-565, 1230-1250, 1628-1652 y 2105-2155. Los datos de P fueron del producto 3IMERG versión 6 de la misión Global Precipitation Measurement (GPM) de la NASA obtenidos a través del portal Giovanni (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni>). El dato P (mm) fue el acumulado mensual para la coordenada 99.92 O, 20.60 N; la resolución espacial del 3IMERG es de 10 km². A través del portal Giovanni también se obtuvo el producto MODIS MOD11A2 versión 6 de temperatura de superficie diaria durante el día (LST_d) y la noche (LST_n).

Para los productos de MODIS se determinó la buena calidad de acuerdo a los datos de calidad adjuntos a los productos respectivos. En el programa R (R Development Core Team, 2009), se generó un código para encontrar los valores más cercanos a la fecha de medición de la MFO. Se determinó cuál era el pixel con mejor correlación con la MFO, debido a que no se geo-referenció el área de pastoreo en cada una de las asignaciones de pastoreo. Fue el pixel cinco del polígono muestreado el que mostró mejores correlaciones y en lo sucesivo sólo se usaron estos valores de albedo. Se calculó el índice normalizado de la vegetación (NDVI) y el índice mejorado de la vegetación (EVI). Con la serie de tiempo de P se calcularon las siguientes variables: la P acumulada en el mes anterior (P_lag_1), la P acumulada en los dos meses anteriores (P_lag_2) y sucesivamente hasta la P acumulada en seis meses: (P_lag_3, P_lag_4, P_lag_5 y P_lag_6). Para LST_d y LST_n se calculó el promedio del mes anterior (LST_x_avg_1), de los dos meses anteriores (LST_x_avg_2) o de los tres meses anteriores (LST_x_avg_3), donde x representa el indicativo d o n, para día o noche. Estas variables representaron el ambiente prevalente antes de medir MFO.

El modelo base para comparación fue la regresión lineal simple entre MFO y A_pradera. Un segundo esquema de modelación fue la regresión múltiple por pasos (stepwise) utilizando sólo las variables de sensores remotos para predecir la MFO. También se exploró un modelo stepwise donde fueron disponibles como variables explicativas: Día_pastoreo, Mes_pastoreo, D_descanso, TAF y todas las variables de PR. Todos estos modelos se consideraron como de tipo OLS. Los modelos se entrenaron con el 80% de las observaciones y se reservó el 20% para validar los modelos. Se construyó una regresión entre valores observados y valores predichos y se calculó el coeficiente de regresión ajustado por grados de libertad (r^2). Se usó el valor de inflación de varianza (VIF) para identificar multicolinealidad utilizando las funciones stepAIC y vif del programa R (R Core Team, 2019); 10.0 fue el valor máximo permitido de VIF para retener variables en el modelo. En el mismo programa R se generó el modelo ML con la función AutoML del paquete H2O y con la función h2o.explain, se obtuvo la importancia de las variables en los modelos individuales (Hall et al., 2019). El mejor modelo o ensamble de modelos se eligió de acuerdo al valor más alto de devianza calculada. El nivel de significancia se fijó en 0.05.

Resultados y discusión

Para los modelos entrenados se encontró que la relación entre A_pradera y la MFO tuvo una $r^2 = 0.43$ ($p < 0.0001$). El modelo OLS con variables de PR predijo la MFO con una $r^2 = 0.45$ ($p < 0.0001$), con la variación explicada por P, P_lag_1, P_lag_5, LST_n, b5 y b6. El mejor modelo OLS con variables predictoras PR y MP tuvo una $r^2 = 0.71$ ($p < 0.0001$), con las variables significativas en orden de importancia: A_pradera, D_descanso, TAF, Mes_ini_crec, P, P_lag_1, b5 y b6. Un modelo de tipo XRT (Extreme Randomized Trees) obtuvo la menor devianza (75736) considerando las variables de PR: P_lag_2, P_lag_1, b4, NDVI, p_lag_5, b5 y b6 ($r^2 = 0.63$); otras variables tuvieron una importancia menor a 5%. Cuando se usaron las variables PR y MP la mejor representación ML fue un ensamble con una devianza de 7805; para el ensamble no es posible identificar la importancia individual de las variables usadas en el modelo ($r^2 = 0.96$). La Figura 1 presenta la relación entre valores observados y valores

estimados de la base de datos de validación para los diferentes modelos, resaltando la mejor concordancia de los modelos de tipo ML, particularmente cuando se usaron en conjunto variables explicativas de PR y MP (Figura 1e). El sesgo en la validación del modelo entre A_pradera y MFO fue de 34.1 y -50.6 a 118.7 (estimador e intervalo de confianza). Al usar sólo las variables PR para predecir MFO el sesgo fue de 43.0 y -50.8 a 136.8 para el OLS y de 24.5 y -82.1 a 131.1 para el ML. Para los modelos que usaron las variables PR y MP el sesgo fue de 3.4 y -56.8 a 63.7 para el OLS y de -4.2 y -25.7 a 17.3 para el ML. La evidencia de trabajo apoya el uso de sensores remotos como MODIS para estimar la biomasa de forraje como herramienta de planeación y monitoreo (Figura 1d), a pesar de la resolución espacial gruesa, siendo que la $r^2 = 0.63$ de este modelo se encontró dentro del rango reportado recientemente en la literatura para modelos ML que estiman la biomasa (Chen et al. 2021; Lang et al. 2021) o la GPP (Joiner y Yoshida 2020). La estimación de biomasa con datos PR de resolución espacial de 30 m fue de $r^2 = 0.96$ (Marsett et al. 2006). A pesar de ser una vegetación irrigada, la lluvia antecedente de corto plazo fue información importante para los modelos OLS y ML. Joiner y Yoshida (2020) identificaron que la variación espacio temporal de GPP también se relacionó con el déficit de presión de vapor. Del mismo modo, aquí resultó útil para mejor el modelo incluir otras bandas además de la b1, b2 e índices de la vegetación derivados, frecuentemente utilizados.

Los modelos explorados tendrán que probarse en otras condiciones de pradera para tener una aplicación espacial, poder representar ecosistemas y valorar el servicio ambiental de captura de carbono. En la escala local de granja, estos modelos tendrán aplicación para el uso cotidiano en la presupuestación forrajera. En ambos casos el resultado presentado aquí tiene una aplicación promisoría.

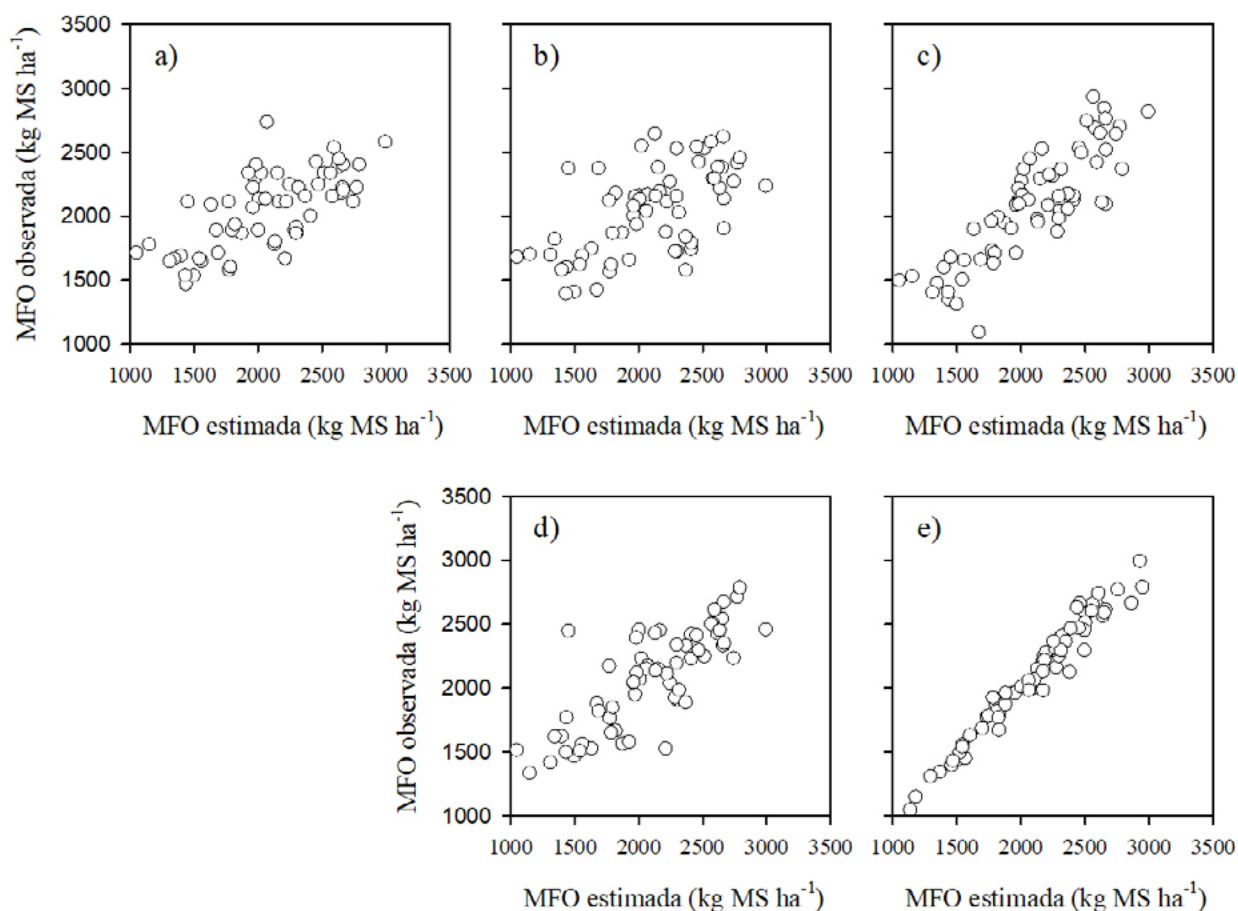


Figura 1. Validación entre valores observados y estimados de MFO: a) OLS, variable predictora altura del forraje; b) OLS, variables predictoras sensores remotos (PR); c) OLS con predictores PR y variables de manejo de la pradera (MP); d) modelo de aprendizaje automático (ML) con predictoras PR; e) modelo ML con predictoras PR y MP.

Conclusión

La predicción de la MFO tuvo menor sesgo con modelos ML, sobre todo cuando se incorporaron variables PR y del manejo de la pradera. El uso de variables PR predice la MFO de manera semejante que la relación A_pradera vs. MFO, aunque el modelo ML tuvo menor sesgo.

Literatura citada

- Hacker RB, Smith WJ. 2007. An evaluation of the DDH/100 mm stocking rate index and an alternative approach to stocking rate estimation. *The Rangeland Journal*. 29:139-148.
- Hodgson J. *Grazing management: Science into practice*. London, UK: Longman Group LTD.; 1990.
- Jáuregui JM, Delbino FG, Brance-Bonvini MI, Berhongaray G. 2019. Determining yield of forage crops using the Canopeo® mobile phone app. 81:41-49. <https://doi.org/10.33584/jnzc.2019.81.385>
- Jiao W, Wang L, McCabe MF. 2021. Multi-sensor remote sensing for drought characterization: current status, opportunities and a roadmap for the future. *Remote Sensing of Environment*. 256:112313, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112313>.
- Joiner J, Yoshida Y. 2020. Satellite-based reflectances capture large fraction of variability in global gross primary production (GPP) at weekly time scales. *Agricultural and Forest Meteorology*. 291:108092. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108092>
- Lang M, Mahyou H, Tychon B. 2021. Estimation of Rangeland Production in the Arid Oriental Region (Morocco) Combining Remote Sensing Vegetation and Rainfall Indices: Challenges and Lessons Learned. *Remote Sensing*. 13(11) 2093. <https://doi.org/10.3390/rs13112093>
- Massé J, Gerber PJ, Halpern C, Baedeker T. 2020. Review: Climate Finance readiness of the animal protein sector: overview of experience in linking the sector to Climate Finance, and options to address bottlenecks. *Animal*. 14:S3:s491-s499. doi:10.1017/S1751731120001755
- Marsett RC, Qi J, Heilman P, Biedeibender SH, Watson MC, Amer S, Weltz M, Goodrich D, Marsett R. 2006. Remote sensing for grassland management in the arid southwest. *Rangeland Ecology and Management*. 59:530-540. doi: 10.2111/05-201R.1
- Mills AM, Smith MC, Moot DJ. 2016. Relationships between dry matter yield and height of rotationally grazed dryland lucerne. *Journal of New Zealand Grasslands* 78:185-196
- Moot DJ, Yang X, Ta HT, Brown HE. 2021. Simplified methods for on-farm prediction of yield potential of grazed lucerne crops in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. <https://doi.org/10.1080/00288233.2021.1909078>
- Nicol AM, Nicoll GB. 1987. Pastures for beef cattle. In: *Livestock feeding on pasture*. Occasional Publication No.10 New Zealand Society of Animal Production, pp 119-132.
- O'Donovan M, Dillon P, Rath M, Stalelum G. 2002. A comparison of four methods of herbage mass estimation. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 41: 17-27. <https://www.jstor.org/stable/25562447>
- Quinn GP, Keough MJ. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. New York, USA: Cambridge University Press; 2002.
- R Development Core Team: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, available at: <https://www.r-project.org>, (last access: 15 October 2015), 2009.
- Radcliffe J.E. 1971. Cutting techniques for pasture yields on hill country. *New Zealand Grassland Association* 33:91-104. <https://doi.org/10.33584/jnzc.1971.33.1305>
- Robertson SM. 2014. Mass to height relationships in annual pastures and prediction of sheep growth rates. *Animal Production Science* 54:1305-1310. <http://dx.doi.org/10.1071/AN14072>
- Schaaf, C., Wang, Z. (2015). MCD43A4 MODIS/Terra+Aqua BRDF/Albedo Nadir BRDF Adjusted Ref Daily L3 Global - 500m V006. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Accessed 2021-07-23 from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD43A4.006>. Accessed July 23, 2021.
- Zhang Y, Ye A. 2021. Would the obtainable gross primary productivity (GPP) products stand up? A critical assessment of 45 global GPP products. *Science of The Total Environment*. 783:146965, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146965>.

8.8. Fenotipado de alto rendimiento en atributos fisiológicos relacionados a fotosíntesis para incrementar rendimiento de trigo

Robles-Zazueta Carlos A.^{1,2}; Molero Gemma^{2,3}; Pinto Francisco²; Foulkes M. John¹; Reynolds Matthew P¹. y Murchie Erik H.²

¹ Division of Plant and Crop Sciences, School of Biosciences, University of Nottingham, Sutton Bonington Campus, LE12 5RD, Reino Unido.

² Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), carretera México-Veracruz km 45, CP 56237, El Batán, Texcoco, México.

³ KWS Momont Recherche, 7 rue de Martinval, 59246 Mons-en-Pevele, Francia.

Autor para correspondencia: carlos.roblesazueta@nottingham.ac.uk

Resumen

Una de las mejores opciones para lograr seguridad alimentaria es incrementar la biomasa, eficiencia de uso de radiación y rendimiento de cultivos aumentando las tasas fotosintéticas del dosel, pero su estudio en campo se caracteriza por métodos lentos ocasionando la ausencia de estudios que integren información a nivel de dosel. En este estudio se utilizó regresión de mínimos cuadrados parciales (PLSR) en datos de fenotipado de alto rendimiento (HTPP) colectados en una población de trigo harinero para construir modelos predictivos de atributos fisiológicos en la capa superior, media e inferior del dosel. Las predicciones que combinaron todas las capas del dosel fueron mejores que las de capas individuales, con los siguientes resultados para fotosíntesis: $R^2 = 0.48$, $RMSE = 5.24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; conductancia estomática $R^2 = 0.36$, $RMSE = 0.14 \text{ mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y transpiración: $R^2 = 0.39$, $RMSE = 1.42 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Las predicciones de estos atributos después fueron escaladas a nivel de dosel para compararlas con las observaciones de campo y se encontraron correlaciones estadísticamente significativas en la fase vegetativa ($R^2 = 0.3$, $p < 0.05$; $R^2 = 0.61$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.29$, $p < 0.05$) y de llenado de grano ($R^2 = 0.15$, $p < 0.05$; $R^2 = 0.62$, $p < 0.001$), excepto para transpiración. El uso de HTPP nos permitió fenotipar 30 veces más rápido comparado con métodos convencionales, esto posibilitará el estudio de atributos fotosintéticos en poblaciones grandes en programas de mejoramiento y mejorar nuestra comprensión de la fisiología de cereales agregando distintas capas del dosel al modelado fisiológico.

Palabras clave: *fotosíntesis de dosel; mejoramiento fisiológico; RUE; conductancia estomática; PLSR*

Abstract

One of the best options to achieve food security is to increase crop biomass, RUE and yield through the enhancement of canopy photosynthesis but its study in the field is characterized for low throughput and lack of integrative measurements at canopy level. In this study, partial least squares regression (PLSR) was used with high-throughput phenotyping (HTPP) data in spring wheat to build predictive models of gas exchange, biophysical and biochemical traits at the top, middle and bottom layers of the canopy. The combined layer model predictions performed better than individual layer predictions with significance as follows for photosynthesis $R^2 = 0.48$, $RMSE = 5.24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; stomatal conductance: $R^2 = 0.36$, $RMSE = 0.14 \text{ mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ and transpiration: $R^2 = 0.39$, $RMSE = 1.42 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. The predictions of these traits from PLSR models upscaled to canopy level compared to field observations were statistically significant at initiation of booting ($R^2 = 0.3$, $p < 0.05$; $R^2 = 0.61$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.29$, $p < 0.05$) and at 7 days after anthesis ($R^2 = 0.15$, $p < 0.05$; $R^2 = 0.62$, $p < 0.001$) with exception of transpiration. Using HTPP allowed us to increase phenotyping capacity 30-fold compared to conventional phenotyping methods. This will allow breeding programs to screen larger trials and improve our understanding of wheat physiology by adding different layers of the canopy to physiological modelling.

Keywords: *canopy photosynthesis, physiological breeding, RUE, stomatal conductance, PLSR*

Introducción

Incrementar la biomasa y eficiencia de uso de radiación (RUE) a través del aumento de tasas fotosintéticas es considerada una de las opciones más viables para incrementar rendimiento de cultivos (Evans y Lawson, 2020). Evidencia de estudios recientes sugiere que el incremento de las tasas fotosintéticas incrementará el rendimiento en cultivos y adicionalmente existe amplio margen de mejora en este atributo fisiológico en los cultivos principales (i.e. trigo, arroz, maíz, soya, sorgo) (Kromdijk *et al.*, 2016; Hubbart *et al.*, 2018; Ainsworth y Long, 2021).

Para poder aprovechar la variabilidad genética de la fotosíntesis es necesario emplear herramientas de fenotipado de alto rendimiento (HTPP) que nos permitan predecir atributos fisiológicos en distintas escalas espacio-temporales para encontrar variedades de trigo que potencialmente tengan mayor rendimiento, pero esto no es sencillo, debido a que las mediciones de fotosíntesis en campo son lentas (~15 min por hoja para asimilación bajo condiciones saturantes de luz, i.e. A_{sat}), y para medir atributos más complejos como inducción, máxima velocidad de carboxilación de la Rubisco (V_{cmax}) o transporte de electrones (J_{max}) esto puede tomar hasta 40 minutos por hoja. Además, estos atributos son medidos típicamente en hojas iluminadas que están expuestas a condiciones saturantes de luz la mayor parte del día lo que no representa las condiciones ambientales encontradas en el dosel (Murchie *et al.*, 2018).

En la actualidad, las técnicas de percepción remota se han vuelto prominentes en programas de mejoramiento debido a la posibilidad de medir cientos de genotipos sin la necesidad de muestreos destructivos y entre los métodos más utilizados se encuentra la regresión de mínimos cuadrados parciales (PLSR) que se ha convertido en un método estándar para la predicción de atributos fisiológicos como A_{sat} , V_{cmax} , J_{max} , respiración, contenido de C, N y clorofila foliar, biomasa, intercepción de luz y RUE (Robles-Zazueta *et al.*, 2021). Sin embargo, hasta la fecha no existen estudios de esta índole en distintas capas del dosel.

El objetivo de este estudio es predecir atributos fotosintéticos utilizando modelos basados en PLSR y explorar el uso de las predicciones como medio para seleccionar variedades de trigo con mayor RUE.

Materiales y Métodos

Cultivares de trigo harinero de primavera (*Triticum aestivum* L.) seleccionados del panel de mejoramiento PS Tails del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) fueron cultivados en el Campo Experimental Norman E. Borlaug (CENEB) en Ciudad Obregón, Sonora, México (27° 23' 46" N, 109° 55' 42" W, 38, 38 msnm) durante la temporada de crecimiento de trigo (principios de diciembre a principios de mayo). La colecta de datos en campo se realizó en los ciclos agrícolas 2017/2018 (Y1), 2018/2019 (Y2) y 2019/2020 (Y3).

Se seleccionaron 11 genotipos basados por su contrastante expresión de RUE en la fase vegetativas y de llenado de grano, sus tasas fotosintéticas en la hoja bandera, biomasa, índice de cosecha y rendimiento. Se utilizó diseño de bloques completos al azar con tres replicas y dos camas por parcela de muestreo (Y1), y el mismo diseño experimental, pero con cuatro réplicas por parcela (Y2, Y3). Las plantas crecieron bajo condiciones óptimas de rendimiento potencial, con control de pestes, malezas, aplicación de fertilización y riegos para limitar el estrés abiótico. Se midieron las fases fenológicas de inicio de embuche (GS41) y floración (GS65).

Las mediciones de atributos fotosintéticos se realizaron con un analizador de gases infrarrojo (IRGA) (Licor 6400 XT, Licor Biosciences, Lincoln, NE, USA) en GS41 y GS65 + 7 días. Se midió A_{sat} en las hojas bandera, segunda y tercera para representar las condiciones ambientales en la parte superior, media

e inferior del dosel, respectivamente, basando los parámetros de control del IRGA en protocolos desarrollados para las condiciones ambientales del sitio de estudio.

Los datos de reflectancia hiperespectral fueron colectados en las mismas hojas donde se midió fotosíntesis, empleando un clip para hojas equipado con su propia fuente de luz (ASD Field Spec ® 3, Boulder, CO, USA). Las mediciones se hicieron en las mismas fases fenológicas que las mediciones de fotosíntesis, asegurándonos de la ausencia de partículas de agua o polvo que pudieran interferir con la fibra óptica del sensor, y se colectaron entre 10:00-14:00 cuando el sol está en el cenit en la latitud del sitio de estudio.

Con los datos de reflectancia se construyeron modelos basados en PLSR (Serbin *et al.*, 2012) utilizando el paquete pls en R Studio. Nuestro set de datos fue dividido en 70% de datos para el entrenamiento y 30% para la validación de los modelos. Después se realizó un remuestreo de los datos con 1000 iteraciones para estimar la varianza y el sesgo del modelo. Luego se eligió el número de componentes en la fase de validación cruzada basados en el menor error de la raíz cuadrática media (RMSE) en conjunción con la predicción más pequeña de la suma cuadrada de los residuales del modelo de entrenamiento.

Resultados y Discusión

Estudios previos que han empleado modelos PLSR se han enfocado en hojas iluminadas de la parte superior del dosel. Los modelos generados en este estudio son los primeros que consideran distintas capas de dosel para predecir atributos fisiológicos en la fase vegetativa y de llenado de grano en cereales.

Los modelos basados en la combinación de las distintas capas de dosel se ajustaron mejor a los datos observados en comparación a los modelos construidos con capas separadas (Figura 1), a excepción de la transpiración (E) cuyos resultados fueron similares a pesar del modelo utilizado (Figura 1C, panel inferior). Las predicciones de A_{sat} con el modelo combinando las capas de dosel resultó en predicciones con $R^2 = 0.48$ y $\text{RMSE} = 5.24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Figura 1A, panel inferior), conductancia estomática (g_s) $R^2 = 0.36$, $\text{RMSE} = 0.14 \text{ mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Figura 1B, panel inferior) y E $R^2 = 0.39$, $\text{RMSE} = 1.42 \text{ mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Figura 1C, panel inferior). Para estos atributos fisiológicos, la capa media de dosel tuvo mayor importancia en la precisión de los modelos (Figura 1, paneles superiores).

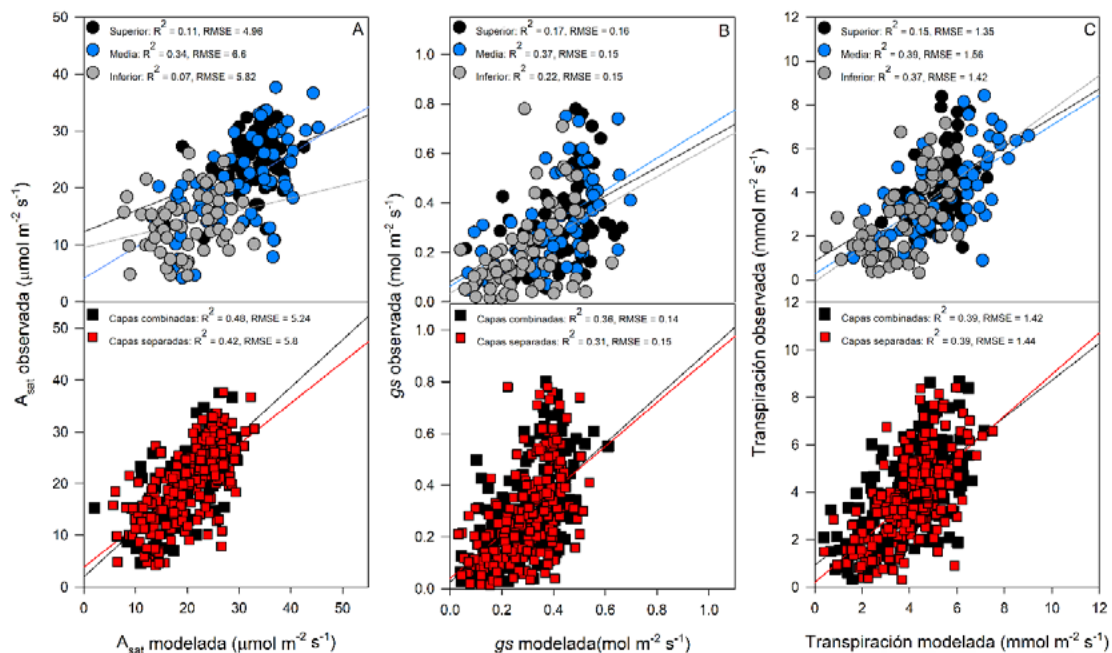


Figura 1. Resultados de la validación de los modelos PLSR para predecir A_{sat} (A), g_s (B) y E (C) con los dos enfoques utilizados en este estudio, capas separadas (paneles superiores) y capas combinadas (paneles inferiores). Puntos negros: capa superior, puntos azules: capa media, puntos grises: capa inferior.

Las predicciones de A_{sat} de este estudio ($R^2 = 0.48$, $\text{RMSE} = 5.24$) se encuentran dentro del rango reportado para brassica, moricandia y maíz ($R^2 = 0.49$, 0.37 , 0.62 , respectivamente) (Heckmann *et al.*, 2017), trigo harinero ($R^2 = 0.49$, $\text{RMSE} = 3.93$) (Silva-Pérez *et al.*, 2017), y tabaco a nivel de dosel (450-900 nm y 450-1700 nm) y nivel de hoja (350-2500 nm) ($R^2 = 0.54$, 0.5 , 0.56 ; $\text{RMSE} = 7.77$, 8.52 , 7.04 , respectively) (Meacham-Hensold *et al.*, 2020), pero fueron menores que las reportadas para especies de árboles tropicales ($R^2 = 0.74$, $\text{RMSE} = 2.85$) (Doughty *et al.*, 2011) y trigo cultivado bajo diferentes concentraciones de salinidad ($R^2 = 0.73$, $\text{RMSE} = 2.25$) (El-Hendawy *et al.*, 2019).

Las predicciones de los estudios mencionados anteriormente fueron en todos los casos mejores que las predicciones realizadas con capas individuales de este estudio (Figura 1), pero nuestras predicciones combinando todas las capas incremento la precisión de los modelos, esto solidifica la importancia de tomar en cuenta la variabilidad asociada con el área foliar, distribución de radiación y nitrógeno dentro del dosel, factores que afectan la dispersión de radiación influyendo sobre la fotosíntesis del dosel.

Las correlaciones entre RUE de cerrado de dosel a inicio de embuche con la fotosíntesis de dosel modelada fueron estadísticamente significativas en GS41 ($R^2 = 0.22$, $p < 0.05$) y GS65 + 7d ($R^2 = 0.35$, $p < 0.001$). Las correlaciones de GS65 + 7d con RUE de inicio de embuche a 7 días después de floración fueron marginalmente significativas ($R^2 = 0.13$, $p < 0.1$). En RUE vegetativo no se encontraron correlaciones y para RUE de llenado de grano, se encontraron correlaciones significativas con fotosíntesis modelada en GS65 + 7d ($R^2 = 0.16$, $p < 0.05$). Finalmente, las correlaciones de RUE total y las predicciones fotosintéticas fueron las más fuertes para cualquier período de crecimiento analizado ($R^2 = 0.37$, $p < 0.01$ en GS41 y $R^2 = 0.41$, $p < 0.001$ en GS65 + 7d) (Figura 2).

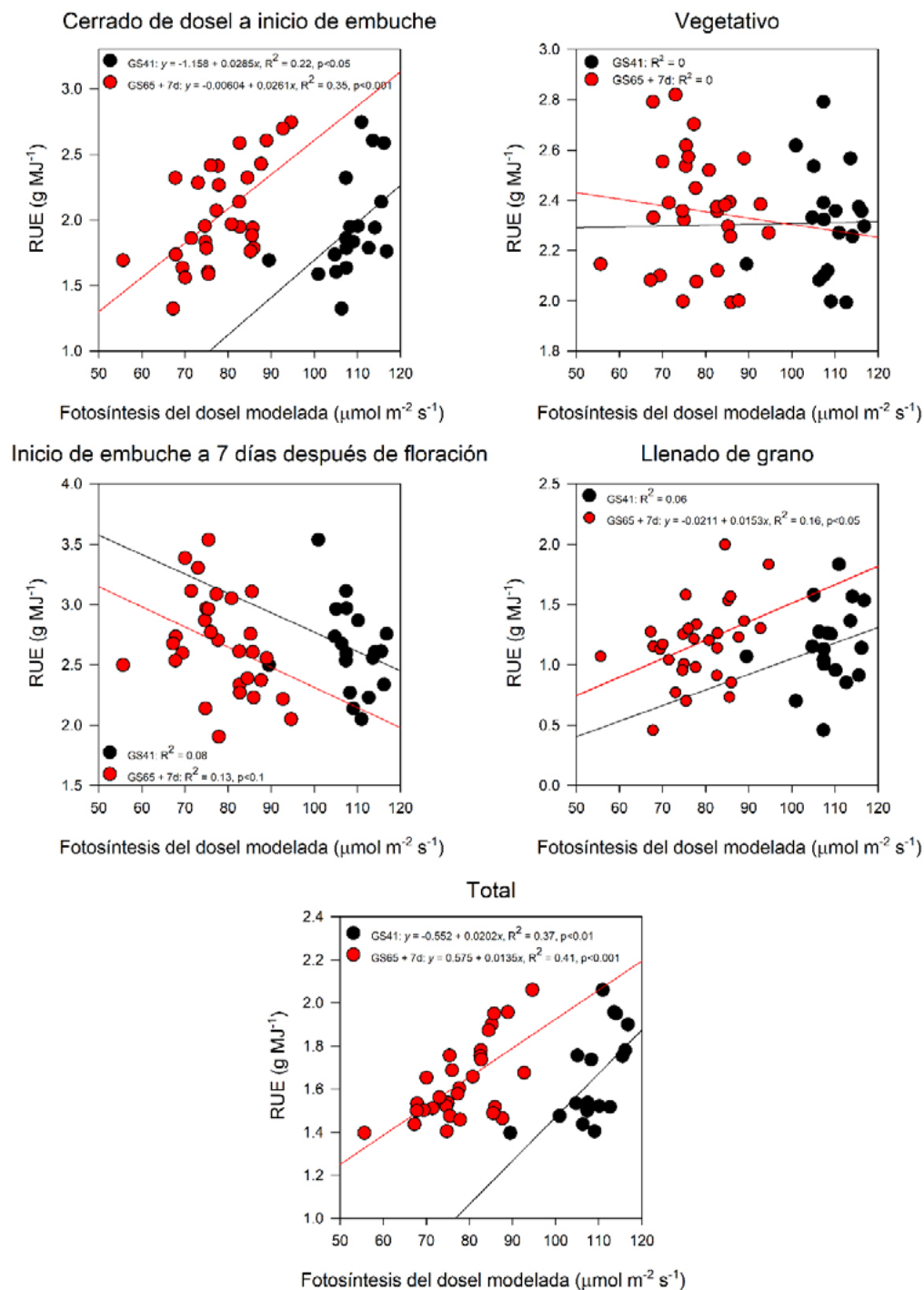


Figura 2. Relaciones entre la eficiencia de uso de radiación de distintos períodos de crecimiento y las predicciones de fotosíntesis de dosel con los modelos PLSR. Los puntos negros representan datos de GS41 y los rojos de GS65 + 7d. Los datos representan las medias ajustadas de los 3 años de estudio (GS41, $n = 19$; GS65 + 7d, $n = 30$).

La acumulación de biomasa y RUE se asocian con las tasas fotosintéticas, especialmente durante llenado de grano (Reynolds *et al.*, 2007). Esto ayuda a explicar las correlaciones positivas encontradas entre RUE y fotosíntesis del dosel modelada en GS65 + 7d (Figura 2), lo que indica que existe la oportunidad de incrementar el rendimiento de trigo si los genotipos son capaces de utilizar todos los fotoasimilados del dosel, y si son encontrados genotipos con fotosíntesis de dosel modelada alta podríamos esperar que también tengan alto RUE.

Conclusiones

Este es el primer estudio en predecir atributos fisiológicos en distintas capas del dosel empleando PLSR en cereales. Se demostró que los modelos combinados funcionan mejor que modelos de capas individuales y estos pueden ser utilizados para entender mejor los procesos fisiológicos relacionados al rendimiento y la variabilidad ocasionada por condiciones ambientales dentro del dosel y el efecto de la fenología. El empleo de HTPP nos permitió estudiar 50 parcelas de muestreo en ~1 hora en comparación a 10 parcelas utilizando dos IRGAs comerciales durante 6 horas de muestreo en campo, incrementando así la velocidad de fenotipado por 30 veces.

Agradecimientos

Agradecemos el financiamiento brindado por la Asociación Internacional de Rendimiento de Trigo (IWYP), el programa de Modernización Sustentable de la Agricultura Tradicional (MasAgro, SADER) y CIMMYT. CARZ agradece el apoyo económico del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) durante sus estudios de doctorado (CVU 626989) y a los miembros del grupo de Fisiología de Trigo de CIMMYT.

Literatura citada

- Ainsworth, E.A. and S.P. Long. 2021. 30 years of free-air carbon dioxide enrichment (FACE): What have we learned about future crop productivity and its potential for adaptation? *Global Change Biology* 27: 27-49.
- Doughty, C.E., G.P. Asner, and R. E. Martin. 2011. Predicting tropical plant physiology from leaf and canopy spectroscopy. *Oecologia* 165: 289–299.
- El-Hendawy, S., N. Al-Suhaibani, M. Alotaibi, W. Hassan, S. Elsayed, M. U. Tahir, A. I. Mohamed and U. Schmidhalter. 2019. Estimating growth and photosynthetic properties of wheat grown in simulated saline field conditions using hyperspectral reflectance sensing and multivariate analysis. *Scientific Reports* 9: 1–15.
- Evans, J.R. and T. Lawson. 2020. From green to gold: Agricultural revolution for food security. *Journal of Experimental Botany* 71: 2211–2215.
- Heckmann, D., U. Schlüter and A. P. M. Weber. 2017. Machine learning techniques for predicting crop photosynthetic capacity from leaf reflectance spectra. *Molecular Plant* 10: 878-890.
- Hubbart, S., I. R. Smillie, M. Heatley, R. Swarup, C. C. Foo, L. Zhao and E. H. Murchie. 2018. Enhanced thylakoid photoprotection can increase yield and canopy radiation use efficiency in rice. *Communications Biology* 1: 1-12.
- Meacham-Hensold, K., F. Peng, W. Jin, S. Serbin, C. M. Montes, E. Ainsworth, K. Guan, E. Dracup, T. Pederson, S. Driever and C. Bernacchi. 2020. Plot-level rapid screening for photosynthetic parameters using proximal hyperspectral imaging. *Journal of Experimental Botany* 71: 2312-2328.
- Kromdijk, J., K. Glowacka, L. Leonelli, S. T. Gabilly, M. Iwai, K. K. Niyogi and S. P. Long .2016. Improving photosynthesis and crop productivity by accelerating recovery from photoprotection. *Science* 354: 857–861.
- Murchie, E. H., S. Kefauver, J. L. Araus, O. Muller, U. Rascher, P. J. Flood and T. Lawson. 2018. Measuring the dynamic photosynthetic. *Annals of Botany* 122: 207–220.
- Reynolds, M., D. Calderini, A. Condon and M. Vargas. 2007. Association of source/sink traits with yield, biomass and radiation use efficiency among random sister lines from three wheat crosses. *Journal of Agricultural Science* 145: 3-16.
- Robles-Zazueta, C. A., G. Molero, F. Pinto, M. J. Foulkes, M. P. Reynolds and E. H. Murchie. 2021. Field-based remote sensing models predict radiation use efficiency in wheat. *Journal of Experimental Botany* 72: 3756–3773.
- Serbin, S.P., D. N. Dillaway, E. L. Kruger and P. A. Townsend. 2012. Leaf optical properties reflect variation in photosynthetic metabolism and its sensitivity to temperature. *Journal of Experimental Botany* 63: 489–502.
- Silva-Pérez, V., G. Molero, S. P. Serbin, A. G. Condon, M. P. Reynolds, R. T. Furbank and J. R. Evans. 2017. Hyperspectral reflectance as a tool to measure biochemical and physiological traits in wheat. *Journal of Experimental Botany* 69: 483-496.

8.9. Almacenamiento y tasa de acumulación de carbono en sistemas silvopastoriles en Chiapas, México

Morales-Ruiz Danilo E.¹; Aryal Deb Raj²; Pinto-Ruiz René¹; Guevara-Hernández Francisco¹; Casanova-Lugo Fernando³; Villanueva-López Gilberto⁴; Venegas-Venegas José Apolonio²; Reyes-Sosa Mariela²; y López-Hernández Juan C.¹

¹ Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas;

² CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas;

³ Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Zona Maya, Quintana Roo

⁴ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Tabasco, México

Autor para correspondencia: drajar@conacyt.mx

Resumen

La conversión de tierras forestales a monocultivos de potrero para el pastoreo de ganado ha sido una de las causas principales de emisiones de carbono en sur-sureste Mexicano. La fijación y almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales como los sistemas silvopastoriles pueden ayudar a mitigar las emisiones de carbono. Sin embargo, el almacenamiento y potencial de fijación de carbono puede variar dependiendo de arreglos y manejo de sistemas silvopastoriles. El objetivo de este estudio fue evaluar la cantidad de carbono almacenado y la tasa de acumulación en dos sistemas silvopastoriles y monocultivo de pastos en Chiapas. Se realizó el muestreo en 10 sitios por sistema ganadero para medir carbono en componente arbóreo y analizar el carbono orgánico del suelo. Los resultados mostraron que los sistemas silvopastoriles almacenan la mayor cantidad de carbono, no solamente en biomasa arbórea sino también en suelo. Además, los valores de tasa de acumulación de carbono demostraron que los dos sistemas silvopastoriles, tanto cercas vivas como arboles dispersos en potrero siguen fijando carbono de 0.10 y 1.03 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en biomasa arbórea. Mayor presencia de raíces finas contribuyen la mayor acumulación de carbono orgánico del suelo en sistemas silvopastoriles con respecto a los monocultivos de pastos sin árboles.

Palabras clave: *Agroforestería pecuaria, fijación de carbono, materia orgánica del suelo, biomasa arbórea, sistemas ganaderos*

Abstract

The conversion of forest lands to pasture monocultures for cattle grazing has been one of the causes of carbon emissions in south-southeast Mexico. Carbon fixation and storage in agroforestry systems, such as silvopasture, can help mitigate carbon emissions. However, carbon fixation and storage potential may vary depending on the arrangements and management of silvopastoral systems. The objective of this study was to evaluate carbon stocks and accumulation rates in two silvopastoral systems in Chiapas and compare with grass monoculture. Sampling was carried out in 10 sites per livestock system to measure carbon stocks in the tree component and analyze the organic carbon of the soil. The results showed that silvopastoral systems store a higher amount of carbon, not only in tree biomass but also in soil. Furthermore, the carbon accumulation rate values showed that both silvopastoral systems, living fences and scattered trees in pasture, continue to fix carbon at the rate of 0.10 and 1.03 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ in the living tree biomass component. The greater quantity of fine roots in silvopastoral systems contributes to a greater accumulation of soil organic carbon.

Keywords: *Livestock agroforestry, carbon fixation, soil organic matter, tree biomass, livestock systems*



Introducción

El aumento acelerado en la concentración de dióxido de carbono (CO_2), que se derivan por la combustión de fósiles y el cambio de uso del suelo ha provocado el aumento de la temperatura media del planeta (Forster et al., 2020). En México, las principales actividades con mayor emisión de CO_2 , es por la combustión de fósiles y actividades agropecuarias (INECC, 2018). El estado de Chiapas no es la excepción ya que las emisiones se generan principalmente por la deforestación, degradación de suelo y cambio de uso de suelo principalmente de ecosistemas forestales a potreros abiertos (Paz-Pellat et al, 2016; Aryal et al, 2018). La captura de carbono en sistemas ganaderos a través de las prácticas silvopastoriles puede contribuir en disminuir las emisiones netas de CO_2 , porque la vegetación tiene la capacidad de asimilar el carbono atmosférico e incorporarlo a su estructura a través de la fotosíntesis y lo mantiene almacenado por largos periodos en forma de madera (Aryal et al., 2019; Adame-Castro et al., 2020). Los bosques y sistemas agroforestales, además, juegan un papel preponderante en el reciclaje de otros nutrientes para mantener la fertilidad de suelo (Estrada-Herrera et al. 2018; Aryal et al. 2021).

Mundialmente se han desarrollado estudios que incorporan información de carbono fijada en biomasa aérea, no obstante, la mayoría de estas investigaciones delimitan sus observaciones, sin tomar en cuenta totalmente, la biomasa subterránea por los sistemas radicales, ya que estos aportan entre 10 a 50 % de la biomasa total de un ecosistema (Wilson et al., 2018). La dinámica de carbono se ha estudiado principalmente en los ecosistemas forestales pero la tasa de acumulación de carbono en sistemas silvopastoriles no se ha estudiado mucho en Chiapas (Aryal et al. 2020). El estudio de sobre el almacenamiento y la tasa de fijación de carbono por unidad de tierra en sistemas silvopastoriles pueden ayudar en cuantificar el potencial de remoción de carbono atmosférico en estos sistemas en un periodo de tiempo (Morales-Ruiz et al., 2021). En este sentido, el objetivo del presente estudio fue evaluar el cambio en el almacén de carbono almacenado y la tasa de acumulación de carbono en componente aéreo y subterránea en sistemas silvopastoriles compararlos con monocultivo de pasto en la región trópico temporalmente seco de Chiapas, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región de la depresión central de Chiapas, México (Figura 1). El clima es tropical subhúmedo, con una precipitación anual de 900 a 1500 mm y la temperatura media anual de 24°C (INEGI, 2013). La vegetación nativa más dominante de la región son las selvas tropicales secas. Los suelos dominantes en la región son los leptosoles y regosoles. Los sitios de muestreo se ubicaron en 500 - 600 msnm. Las parcelas de monitoreo de carbono se distribuyeron en tres municipios: Suchiapa, Chiapa de Corzo y Villaflores (Figura 1).



Figura 1: Localización del área de estudio.

Metodología

El muestreo se realizó en tres diferentes sistemas ganaderos más comunes de la región: a) árboles dispersos en pastizales (ADP), b) cercas vivas (CV), y c) monocultivo de pastos de gramíneas sin árboles (MP). Se muestreo 30 parcelas de 1000 m² cada una, 10 por cada sistema ganadero. Para cuantificar el almacenamiento de carbono en biomasa arbórea, se midió todos los árboles de ≥ 2.5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). En CV, se midieron los árboles en un transecto lineal de 100 metros. Se midió el diámetro de altura del pecho (DAP) y altura total del árbol. Los datos de densidad de madera fueron utilizados de la base de datos mundial de densidad de madera (Zanne et al., 2009). Se cuantificó la biomasa aérea mediante el uso de una ecuación alométrica para árboles tropicales (Chave et al., 2014).

$$AGB = 0.0673 X (\rho D^2 H)^{0.976} \quad (1)$$

Donde AGB es la biomasa aérea del árbol (kg), ρ es la densidad de la madera de la especie (g cm⁻³), D es el diámetro a la altura del pecho (cm) y H es la altura total del árbol (m). La biomasa de las raíces de los árboles se cuantificó con la siguiente ecuación alométrica (Cairns et al., 1997).

$$RB = \exp(-1.085 + 0.926 \ln(AGB)) \quad (2)$$

Donde RB es la biomasa de la raíz del árbol (kg de peso seco), AGB es la biomasa aérea (kg de peso seco). Los valores de biomasa fueron convertidos en carbono una fracción de 0.47. La tasa de acumulación de carbono (incremento corriente anual, ICA) en biomasa leñosa fue cuantificado con el método de cambio en el stock con mediciones repetidas de los mismos sitios de muestreo en dos años consecutivos (Aryal & Ruiz-Corzo, 2019).

Se muestreo el suelo en cada sitio, excavando 12 monolitos (30 cm profundidad) aplicando un muestreo sistemático. De cada monolito, se colectó 250 a 300 g de muestras de suelo de tres diferentes profundidades (0-10, 10-20, 20-30 cm) para análisis químico. Además, se colectó el mismo número de muestras para el cálculo de la densidad del suelo usando un nucleador cilíndrico. Para densidad aparente, las muestras de suelo se secaron en horno a 105 ° C para obtener peso. Se pesó por separado los fragmentos de raíz, rocas presentes y el suelo. Para analizar el carbono orgánico de suelo (COS), se utilizó el método de digestión de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) seguido por lectura de absorbancia a la longitud de onda (λ) de 600 nm en un UV-Visible espectrofotómetro (Heanes, 1984; Walkley & Black, 1934). Para cuantificar la biomasa de raíces finas, se lavó las muestras que fueron colectadas de los monolitos, se secó y se pesó. El stock de carbono orgánico de suelo y de raíces finas por hectárea fueron convertidos usando un área de 10,000 m², profundidad de muestreo y la densidad aparente de suelo.

Para comparar entre los sistemas ganaderos, los datos fueron analizados a través de ANOVA de una vía y posteriormente las pruebas de media de Tukey a un nivel de significancia de 5%.

Resultados y discusión

En el componente arbóreo, el sistema silvopastoril árboles dispersos en potrero (ADP) almacena mayor cantidad de carbono por hectárea que cercas vivas (CV) tanto en biomasa aérea como en biomasa de raíces (Figura 2). En promedio ADP almacena $13.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en biomasa aérea, mientras las cercas vivas almacenan 3.6 Mg C ha^{-1} . En biomasa de raíces, ADP almacena 3.6 Mg C ha^{-1} en promedio y cercas vivas 1.0 Mg C ha^{-1} .

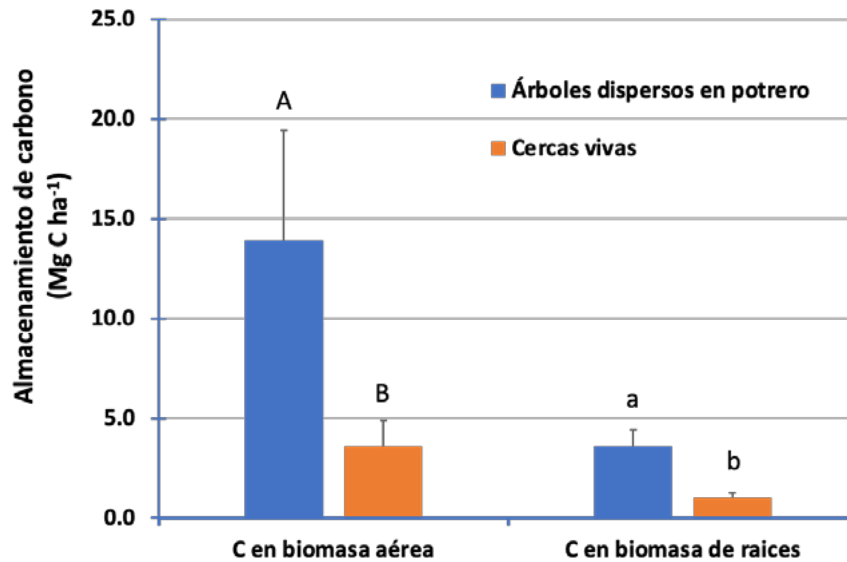


Figura 2: Almacenamiento de carbono (Mg C ha^{-1}) en biomasa aérea y biomasa de subterránea del componente arbóreo en dos sistemas silvopastoriles en la región trópico temporalmente seco en el estado de Chiapas, México. Las barras de error representan los respectivos 95% intervalos de confianza. Diferentes letras sobre las barras indican las diferencias significativas entre sistemas (Tukey HSD, $p < 0.05$).

La tasa de acumulación de carbono en la biomasa aérea varío entre 0.08 y $0.83 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, el valor más alto corresponde a sistema ADP y el más bajo a CV. Sin embargo, por la alta variación entre los sitios de muestreo, no se encontró una diferencia significativa entre dos sistemas. Se encontró el mismo patrón de diferencia en la biomasa subterránea y biomasa total de los árboles (Cuadro 1). En promedio estos sistemas pueden fijar de 0.10 a $1.03 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en biomasa de especies leñosas.

Cuadro 1: Tasa de acumulación de carbono (incremento corriente anual, ICA) en biomasa arbórea entre dos sistemas silvopastoriles de Chiapas. Los valores en paréntesis indican los intervalos de confianza de 95%. BA = biomasa aérea, BR = biomasa de raíces, Btot = Biomasa total del componente arbóreo. Mismas letras seguidos por los valores indican que no existe diferencia significativa entre sistemas (Tukey HSD $p < 0.05$).

Sistema silvopastoril	ICA BA ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	ICA BR ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	ICA Btot ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
Árboles dispersos en potrero	$0.83 (\pm 1.29)^a$	$0.20 (\pm 0.32)^b$	$1.03 (\pm 1.62)^c$
Cercas vivas	$0.08 (\pm 0.64)^a$	$0.02 (\pm 0.17)^b$	$0.10 (\pm 0.81)^c$
Promedio general	$0.46 (\pm 0.74)$	$0.11 (\pm 0.19)$	$0.56 (\pm 0.93)$

El almacenamiento de carbono orgánico de suelo varío significativamente entre tres sistemas ganaderos dependiendo de la profundidad de suelo (Figura 3). La tendencia en el stock de carbono orgánico de suelo a $0 - 30 \text{ cm}$ de profundidad fue en el siguiente orden de mayor a menor cantidad: ADP ($81.56 \text{ Mg C ha}^{-1}$) > CV ($69.83 \text{ Mg C ha}^{-1}$) > MP ($52.20 \text{ Mg C ha}^{-1}$). A las profundidades de $0 - 10$ y $20 - 30 \text{ cm}$, se encontró una diferencia significativa entre árboles dispersos en potrero y monocultivo de pasto, pero las cercas vivas no mostraron diferencia significativa con ninguna de los dos sistemas. A la

profundidad de 10 a 20 cm, no se pudo apreciar una diferencia estadística entre los tres sistemas ganaderos.

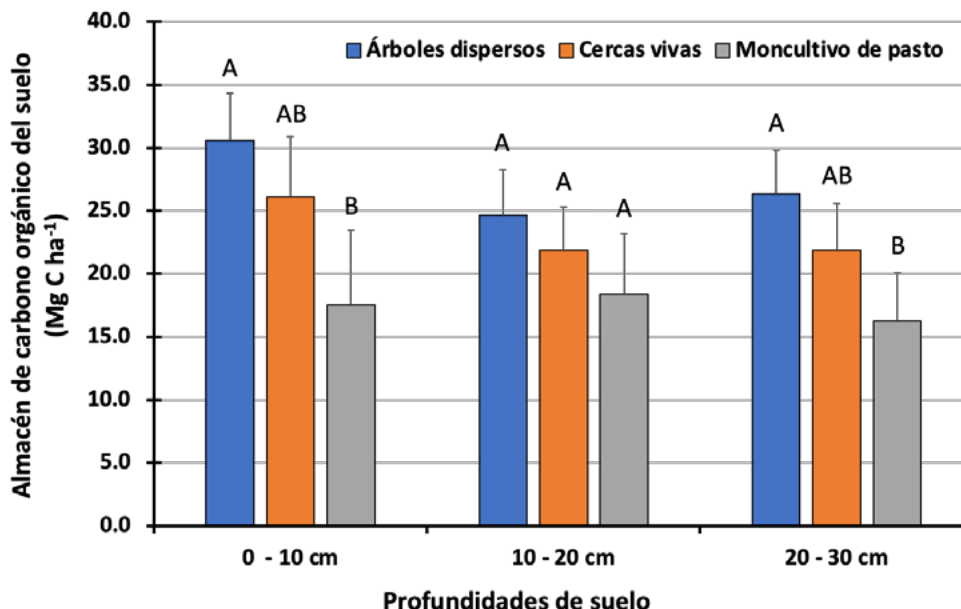


Figura 3: Almacenamiento de carbono orgánico de suelo (Mg C ha^{-1}) a profundidades entre sistemas ganaderos en la región trópico temporalmente seco de Chiapas, México. Las barras de errores representan los respectivos intervalos de confianza de 95%. Diferentes letras sobre las barras indican la diferencia significativa entre sistemas (Tukey HSD $p < 0.05$).

En promedio, la cantidad de carbono en raíces finas varío significativamente entre los sistemas ganaderos (Cuadro 2). A la profundidad de 0 – 10 cm, la cantidad de carbono en raíces finas varío entre 0.06 y 0.34 Mg C ha^{-1} . El sistema AD almaceno la más alta cantidad de carbono en que cercas vivas y el monocultivo de pasto almacenó la más baja cantidad de carbono en este reservorio. Los mismos patrones de diferencia se observó en las profundidades de 10 – 20 y 20 – 30 cm. De 0 a 30 cm de profundidad, el sistema AD almacenó un total de 0.78 Mg C ha^{-1} , cercas viva 0.45 Mg C ha^{-1} y los monocultivos de pasto 0.11 Mg C ha^{-1} en raíces finas.

Cuadro 2: Almacén de carbono en raíces finas (Mg C ha^{-1}) a diferentes profundidades de suelo entre tres sistemas ganaderos. Los valores representan los promedios y respectivos 95% intervalos de confianza. Las letras seguido de lo valores indican la diferencia significativa entre los sistemas ganadero (Tukey HSD, $p < 0.05$).

Sistema ganadero / silvopastoril	Almacén de carbono en raíces finas (Mg C ha^{-1})		
	0 – 10 cm	10 – 20 cm	20 – 30 cm
Árboles dispersos en potrero	0.34 ± 0.08^a	0.29 ± 0.07^a	0.15 ± 0.04^a
Cercas vivas	0.19 ± 0.04^b	0.16 ± 0.05^b	0.11 ± 0.04^a
Monocultivo de pasto	0.06 ± 0.03^c	0.02 ± 0.01^c	0.02 ± 0.01^b
Promedio general	0.20 ± 0.03	0.16 ± 0.03	0.08 ± 0.02

Conclusiones

Los sistemas silvopastoriles de árboles dispersos y cercas vivas almacenaron más biomasa arbórea y carbono orgánico del suelo que los monocultivos de pastos. Las tasas de acumulación de carbono en biomasa arbórea fueron positivas en los dos sistemas silvopastoriles, indicando que estos sistemas podrían considerarse una de las alternativas naturales en la mitigación de emisión de carbono, especialmente en el sector agropecuario. Los sistemas silvopastoriles arboles dispersos en potrero y cercas vivas almacenan una mayor cantidad de carbono en raíces finas, los cuales aportan la materia



orgánica en el suelo por sus altas tasas de recambio con el tiempo. Los resultados de este estudio podrían ser útiles en toma de decisiones sobre el cambio de uso de suelo y mitigación de emisiones de carbono en sistemas ganaderos.

Literatura citada

- Adame- Castro, D. E., D. R. Aryal, G. Villanueva- López, J. O. López- Martínez, A. J. Chay- Canul, F. Casanova- Lugo. 2020. Diurnal and seasonal variations on soil CO₂ fluxes in tropical silvopastoral systems. *Soil Use and Management* 36(4):671-681.
- Aryal, D. R., D. Morales-Ruiz, C. Tondopó-Marroquín, R. Pinto-Ruiz, F. Guevara-Hernández, J. Venegas-Venegas, A. Ponce-Mendoza, G. Villanueva-López, F. Casanova-Lugo, L. Rodríguez-Larramendi. 2018. Soil organic carbon depletion from forests to grasslands conversion in Mexico: A review. *Agriculture* 8:181
- Aryal, D. R., R. Gómez-González, R. Hernández-Nuriasmú, D. Morales-Ruiz. 2019. Carbon stocks and tree diversity in scattered tree silvopastoral systems in Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems* 93:213–227.
- Aryal, D. R., R. Ruiz-Corzo. 2020. Carbon accumulations by stock change approach in tropical highland forests of Chiapas, Mexico. *Journal of Forestry Research* 31(6):2479-2493.
- Aryal, D. R., B. De Jong, S. Ochoa J. Mendoza, L. Esparza, S. López. 2021. Fine Wood Decomposition Rates Decline with the Age of Tropical Successional Forests in Southern Mexico: Implications to Ecosystem Carbon Storage. *Ecosystems*: 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00678-w>
- Cairns, M. A., S. Brown, E. Helmer, G. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111(1):1-11.
- Chave J., M. Réjou- Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. Colgan, W. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. Fearnside, R. Goodman. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology* 20:3177–3190.
- Estrada-Herrera, I. R., C. Hidalgo-Moreno, R. Guzmán-Plazola, J. Almaraz Suárez, H. Navarro-Garza, J. Etchevers-Barra. 2017. Indicadores de calidad de suelo para evaluar su fertilidad. *Agrociencia* 51(8):813-831.
- Forster, P. M., A. Maycock, C. McKenna, C. Smith. 2020. Latest climate models confirm need for urgent mitigation. *Nature Climate Change*, 10(1):7-10.
- Heanes, D. 1984. Determination of total organic-C in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 15:1191–1213. <https://doi.org/10.1080/00103628409367551>
- INECC. 2018. Evaluación de los efectos del cambio climático en el crecimiento económico de México. Proyecto 86487 “Plataforma de colaboración sobre cambio climático y crecimiento verde entre Canadá y México”. 50 pp.
- INEGI. 2013. Climatología: Mapas. Mexico: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>
- Zanne, A., G. Lopez-Gonzalez, D. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S. Lewis, R. Miller, N. Swenson, M. Wiemann, J. Chave. 2009. Global Wood Density Data- base. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>
- Morales Ruiz, D. E., D. R. Aryal, R. Pinto Ruiz, F. Guevara Hernández, F. Casanova Lugo, G. Villanueva Lopez. 2021. Carbon contents and fine root production in tropical silvopastoral systems. *Land Degradation & Development* 32(2):738-756.
- Paz-Pellat, F., J. Argumedo-Espinoza, C. Cruz-Gaistardo, J. Etchevers, B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana*, 34(3):289-310.
- Walkley, A., I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29–38.
- Wilson, C. H., M. Strickland, J. Hutchings, T. Bianchi, S. Flory. 2018. Grazing enhances belowground carbon allocation, microbial biomass, and soil carbon in a subtropical grassland. *Global change biology*, 24(7):2997-3009.

8.10. Emisión de N₂O debido al parche de orina de bovinos en un Sistema Silvopastoril con *Leucaena leucocephala* en la época de estiaje

Avilés-Nova Francisca¹; Osorio-Montor Tania G.¹; Castelán-Ortega Octavio A.²; Francisco Salazar Sperberg³; Saynes-Santillán Vinisa⁴ y Peralta-Zúñiga Kathia⁴

¹ Centro Universitario UAEM-Temascaltepec. Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca - Tejupilco Km. 67.5, CP 51300, Temascaltepec de González, Estado de México.

² Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma del Estado de México. El Cerrillo Piedras Blancas, C.P. 50295, Toluca, Estado de México.

³ Instituto Nacional de Investigación Agrícola. Remehue Chile. Ruta 5, Osorno, Los Lagos, Chile.

⁴ Postgrado de Edafología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Autor por correspondencia: franavilesnova@yahoo.com.mx

Resumen

Uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) en la producción bovina es el óxido nitroso (N₂O), no solo por su alto potencial de calentamiento global, sino también por el incremento reciente de su concentración en la atmósfera. No obstante, su importancia para inducir cambio climático, hoy en día en México existe escasa bibliografía científica sobre el efecto que tiene la asociación de gramíneas con leguminosas arbóreas en sistemas silvo-pastoriles de producción de ganado bovino (SSP) en las emisiones de N₂O del sistema. En este sentido, el objetivo del presente estudio fue medir las emisiones de N₂O simulando un SSP de bovinos basado en el uso de *Cynodon plectostachyus* + *Leucaena leucocephala*. Se llevó a cabo un experimento para evaluar el efecto de niveles crecientes de inclusión de *Leucaena* en la dieta de bovinos y sus emisiones de N₂O a partir de la degradación de su orina en el suelo de tal forma que permitiese evaluar diferentes concentraciones de N ureico en el suelo. Se utilizaron tres bovinos doble propósito de 300 kg ±50kg, y los tratamientos consistieron en 3 niveles de inclusión de *leucaena* en su dieta: 0, 16.6 y 33.3%, en base seca. Se colectó la orina de cada animal y se aplicó en microparcelas de 2 x 1 m y se usaron cámaras estáticas para medir la emisión de N₂O al interior de las mismas. Se tomaron muestras diariamente del aire dentro de las cámaras durante 30 días, en tiempos de 0, 10, 20 y 30 min. Las muestras se analizaron mediante cromatografía de gases. El aumento en la inclusión de *Leucaena* no afectó la emisión de N₂O entre tratamientos (P>0,05), sin embargo, entre días de muestreo sí existió diferencia significativa (P<0,0001). Se concluyó que el porcentaje de humedad en suelo fue el principal factor en la emisión N₂O, debido a que se presentaron días con mayor porcentaje, y al disminuir, la emisión de N₂O también disminuyó.

Palabras clave: ganado bovino, cambio climático, N₂O, Sistemas Silvopastoriles (SSP), *Leucaena*.

Abstract

Nitrous oxide (N₂O) is one of the main greenhouse gases (GHG) emitted by cattle, not only due to its global warming potential but also because of the increasing levels of this gas in the atmosphere in recent years. Despite the potential of N₂O to induce climate change, there is little scientific information in Mexico on the effect of the use of associations between grasses and legume trees in silvopastoral systems (SPS) and the emissions of N₂O. So, the objective of the present study was to measure the emissions of N₂O simulating an SPS formed by the association of *Cynodon plectostachyus* + *Leucaena leucocephala*. An experiment was conducted to evaluate the effect of increasing levels of *Leucaena* in the diet of cattle on the emission of N₂O originated from the degradation of the animals' urine in the soil and the different levels of ureic nitrogen in the soil. Three steers of an average live weight of 300 kg ±50kg were used;

the treatments consisted of three levels of inclusion of *Leucaena* in the animals' diet: 0, 16.6 y 33.3%, on a dry matter basis. Urine was collected from individual animals and was applied in small plots of 2 x 1 m in an experimental sward of *C. plectostachyus*, where static chambers were placed to measure the emission of N_2O inside the chambers. Daily samples of air within the chambers were collected daily for 30 days at an interval of 0, 10, 20 and 30 min. Air samples were analyzed by gas chromatography. It was observed that increasing levels of *Leucaena* did not affect the emission of N_2O for treatments ($P > 0.05$), whereas significant differences were for the sampling day ($P < 0.001$). It was concluded that the percentage of soil moisture was the main factor in the N_2O emission, because there were days with a higher percentage, and as it decreased, the N_2O emission also decreased.

Key words: cattle, climate change, N_2O , Silvopastoral Systems (SSP), *Leucaena*

Introducción

En Latinoamérica, el 46% de las emisiones de gases de efecto invernadero provienen del cambio de usos de la tierra y el 19% de la agricultura, dentro de este último 60% de emisiones es por fermentación entérica y 25% por estiércol depositado en pasturas (FAO, 2015). El óxido nitroso (N_2O) es uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) generado por el sector agropecuario, después del metano, y posee un poder de calentamiento global 290 veces mayor que el dióxido de carbono (CO_2) (Domínguez *et al.*, 2007). Existe escasa información sobre valores reales de emisión de N_2O debido a la excreción de orina de bovinos en sistemas silvopastoriles. Por tal motivo, el objetivo del presente estudio fue medir las emisiones de óxido nitroso que se originó a partir de la mancha de orina en el suelo de bovinos, con diferentes niveles de nitrógeno ureico (kg/L) debido al consumo de niveles crecientes de follaje de *Leucaena leucocephala*, en el suelo de un sistema silvopastoril gramíneas-leguminosa arbórea en la época de estiaje en una región de clima tropical de México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El trabajo experimental se realizó en el sur del Estado de México, en la unidad de producción agropecuaria “Rancho El Peñón”, Municipio de Temascaltepec, ubicado a una latitud de $19^{\circ}3'4.85''$ a 1845 msnm durante el mes de marzo 2021.

Metodología

Se utilizó una pradera de 0.5 ha de *Cynodon plectostachyus*, donde se simuló el sistema silvopastoril asperjando orina de bovinos alimentados con diferente proporción de follaje de *Leucaena* en la dieta. Los tratamientos fueron: T1: N ureico en orina (2.33 Kg/L) de bovinos alimentados con Heno de *Cynodon plectostachyus ad libitum* + 0% inclusión de heno de follaje de *Leucaena leucocephala*, T2: N ureico en orina (4.28 Kg/L) de bovinos alimentados con Heno de *Cynodon plectostachyus ad libitum* + 16.66% inclusión de heno de follaje de *Leucaena leucocephala*, T3: N ureico en orina (15.06 Kg/L) de bovinos alimentados con Heno de *Cynodon plectostachyus ad libitum* + 33.33% de inclusión de heno de follaje de *Leucaena leucocephala*, se utilizaron 3 bovinos doble propósito de 300 kg a los cuales se les ofreció las dietas al azar. En la pradera se delimitaron 12 parcelas de 2m x 1m divididas en dos segmentos ($1m^2$) cada uno. Un segmento se asignó para toma muestras de suelo para determinar humedad. En el segmento contiguo se instaló una cámara estática para la medición de N_2O . Los tratamientos se aplicaron en los dos segmentos de la parcela incluyendo el interior de la cámara. Se realizaron 13 muestreos (M) de N_2O : M1 (referencia; sin riego ni aplicación de tratamientos), M2 (riego

de parcela, 10L/2m²), M3-4 (aplicación de tratamientos/orina), M5-10 (muestreos diarios post aplicación de orina), M11-13 (muestreos semanales. Los tiempos de colecta de gas fueron a los 0,10,20,30 min. La concentración de N₂O se determinó por cromatografía de gases, utilizando la siguiente formula:

Ecuación para transformar ppm N₂O a µg de N₂O-N por m² por hora:

$$N20 - Nflux = \frac{\delta N20 * Mw * V * 60}{A * Mvcorr} \quad (1)$$

Donde δN_2O : pendiente de N₂O (ppm/min), Mw : peso molecular de N₂O (N₂O – N = 28 µg/µmol), V : volumen de la cámara (m³), A : superficie del área medida de la cámara (m²), 60: factor de conversión minutos a hora, $Mvcorr$: volumen molar corregido: $Mvcorr = 22.41 * 273.15 + temp / 273.15 * 0.8004$, donde 22.41 es el volumen molar (L) a temperatura y presión estándar de cualquier gas, 273.15 es el factor de conversión de °C a °K, temp es la temperatura de la cámara (°C) cuando está cerrada, ρ_0 es la presión del aire a nivel del mar (1 atm) y ρ_1 es la presión del aire en el sitio experimental (0.8004 atm).

Se utilizó un Diseño experimental completamente al azar con 3 tratamientos y 4 repeticiones por tratamiento, los datos se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) para un diseño completamente al azar, cuando existieron diferencias entre medias se utilizó la prueba de Tukey (P < 0.05) utilizando el paquete estadístico SAS 9.0.

Resultado y discusión

El pico de emisiones de N₂O N m⁻² h¹ se presentó en el segundo día de aplicación de orina en donde el Tratamiento A: 17.49 µg N₂O N m⁻² h⁻¹ presentó la emisión más alta seguido del tratamiento B: 23.71 µg N₂O N m⁻² h⁻¹; y por último el tratamiento C: 22.88 µg N₂O N m⁻² h⁻¹). Sin embargo, entre tratamientos no se presentaron diferencia significativas (P=0.47) (cuadro 1), es decir, no existió efecto asociado en la emisión de N₂O por el consumo creciente de Leucaena en la dieta de los animales.

Cuadro 1. Emisiones (µg m⁻² h¹) de orina para sistemas silvopastoriles

Tratamiento	Media	StDev	Error estándar
A	9.180 ^A	4.594	1.27
B	9.636 ^A	5.482	1.52
C	10.714 ^A	5.663	1.57

Medias con misma literal, no presentan diferencia significativa (P>0,05)

Por otro lado, se observaron diferencias altamente significativas (P=0.0001) para el día de muestreo, siendo el muestreo en el día 4, diferente a los demás días de muestreo. La humedad máxima del suelo en los tratamientos durante el experimento fue: T1 20.5%, tratamiento T2 20.3% y tratamiento T3 21%, esta se registró el día 4 de muestreo, disminuyendo conforme avanzó el periodo de muestreo. En este sentido, Saggari *et al.*, (2004) mencionan que cuando el porcentaje del espacio poroso en el suelo lleno con agua se mantiene por debajo del 40%, el proceso dominante es la nitrificación. Cuando el mismo porcentaje está por encima del 60-70%, se limita la difusión de oxígeno, dando lugar a la desnitrificación, por lo tanto, se indica que la formación de sitios anaeróbicos, es un requisito fundamental para la desnitrificación, para que sea la principal responsable de altos flujos de N₂O, por lo tanto, las emisiones más altas se registraron durante los días con el porcentaje promedio más alto de humedad en suelo, así mismo, estas emisiones fueron cayendo conforme el agua del suelo fue disminuyendo. La temperatura ambiental durante el experimento osciló entre 16°C y 28°C, la mayor emisión de N₂O el día cuatro de muestreo podría atribuirse a una combinación de porcentaje de humedad de suelo y temperaturas altas del suelo ~ 20 ° C, tal y como mencionan Dobbie y Smith (2001), estos autores encontraron un efecto profundo de la temperatura en el flujo de N₂O de los núcleos del suelo incubados entre 5 y 18 ° C, con el aumento en el rango de 12-18 ° C.



La emisión de N_2O debido a la mancha de orina de bovinos, con diferentes niveles de nitrógeno ureico (Kg Nitrógeno Ureico/L) debido al consumo creciente de follaje de *Leucaena*, en el suelo de un SSP en la época de estiaje, presentó variabilidad en el flujo de emisión en los días de muestreo, presentándose la mayor emisión en los días con mayor humedad en el suelo (20%). Siendo ésta el factor principal emisión de N_2O , durante el periodo de muestreo.

Agradecimientos

Al Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, en especial al Postgrado de Edafología; al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico y un agradecimiento especial a todas las personas involucradas en la exhaustiva toma de datos.

Literatura citada

- Dobbie, K. y K. A. Smith. 2001. The effect of temperature, water-filled pore space, and land use on N_2O emissions from an imperfectly drained gleysol. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 667-673. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3.pdf>
- Domínguez, V., P. Irisarri y S. Gonnet. 2007. Emisiones de óxido nitroso por suelos cultivados con arroz: Efecto de un inhibidor de la nitrificación. *Agrociencia*, XI, 50-57.
- FAO. 2015. *Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura. Un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo*. FAO. <http://www.fao.org/3/a-i4260s.PDF>
- Saggar, S., R.M. Andrew, K.R. Tate, C.B. Hedley, N.J. Rodda y J.A. Townsend. 2004. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, 243–255. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3>

8.11. Una reflexión sobre los inventarios oficiales de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos en México

Castelán-Ortega Octavio A¹; Vázquez-Carrillo María F¹ y González-Ronquillo Manuel¹

¹Laboratorio de Ganadería, Medio Ambiente y Energías Renovables de la Universidad Autónoma del Estado de México.
Autor para correspondencia: oacastelano@uaemex.mx

Resumen

Según el último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), publicado en el mes de agosto de 2021, los científicos están observando cambios en el clima de la Tierra en todas las regiones y en el sistema climático en su conjunto debido a la emisión de grandes volúmenes de gases de efecto invernadero (GEI). El sector agropecuario, forestal y otros usos de la tierra (AFOLU, por sus siglas en inglés) aportan ~24% de todas las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI) en el mundo, mientras que el ganado (todas las especies domésticas) emiten ~14.5% de emisiones antropogénicas de GEI, y sólo el ganado bovino emite 9.4% de las emisiones. El ganado bovino también es la principal fuente antropogénica de emisiones de metano (CH₄) en el mundo principalmente a partir de la fermentación entérica. En México el CH₄ originado por la fermentación entérica es también la principal fuente de este gas del sector AFOLU, desafortunadamente se han hecho progresos modestos en la elaboración de inventarios de este gas, en particular en el caso de los bovinos que es la principal especie emisora. En la Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización (2DOIBA) de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC, por sus siglas en inglés), el país recibió observaciones importantes de esta instancia internacional por la deficiente calidad del inventario de emisiones de CH₄ entérico, en este sentido el presente trabajo discute los problemas y limitantes que le impiden al país reportar un mejor inventario de este gas.

Palabras clave: *Gases de efecto invernadero, metano, inventario deficiente, ganado bovino.*

Abstract

Many of the observed changes have no precedent in thousands or hundreds of thousands of years, and some of these changes, which are already taking place like the increment in the level of the oceans may not be reverted within several centuries or even millenniums. The Agriculture, Forestry and Other Land use sector (AFOLU) produces ~24% of all anthropogenic emissions of greenhouse gases (GHG) in the world. Livestock produces ~14.5% of anthropogenic GHG emissions, whereas cattle alone produce 9.4% of the emissions. Cattle is also the main source of anthropogenic methane (CH₄) in the world and this gas is originated from the enteric fermentation of cattle. In Mexico the CH₄ originated from enteric fermentation is also the main greenhouse GHG emitted by the AFOLU sector. Unfortunately, little progress has been achieved in Mexico on inventory calculation of this gas, particularly in the case of cattle, which is the main producer of CH₄. The Sixth National Communication on GHGs production of Mexico and the Second Biennial Update Report (BUR) to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) received relevant observations and recommendations due to the deficient quality of the inventory for enteric CH₄ emissions from cattle. So, the present work aimed to discuss the problems and technical constraints that prevent Mexico from reporting an improved inventory for enteric CH₄ from cattle.

Key words: *Greenhouse gases, methane, deficient inventories, cattle.*



Introducción

Según el último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), publicado en el mes de agosto de 2021, los científicos están observando cambios en el clima de la Tierra en todas las regiones y en el sistema climático en su conjunto. Muchos de los cambios observados en el clima no tienen precedentes en miles, sino en cientos de miles de años, y algunos de los cambios que ya se están produciendo, como el aumento continuo del nivel del mar, no se podrán revertir hasta dentro de varios siglos o milenios. En el informe se ofrecen nuevas estimaciones sobre las probabilidades de sobrepasar el nivel de calentamiento global de 1.5 °C en las próximas décadas, y se concluye que, a menos que las emisiones de gases de efecto invernadero se reduzcan de manera inmediata, rápida y a gran escala, limitar el calentamiento a cerca de 1.5 °C o incluso a 2 °C será un objetivo inalcanzable (IPCC, 2021). El sector AFOLU aporta ~24% de todas las emisiones antropogénicas de GEI en el mundo (Vázquez-Carrillo et al. 2020), mientras que el ganado (todas las especies domésticas) emiten ~14.5% de todas las emisiones antropogénicas de GEI, y sólo el ganado bovino emite 9.4% de las emisiones (van Lingen et al. 2019).

En la Sexta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (6SCN) y Segundo Informe Bienal de Actualización de México (2DOIBA) ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC, por sus siglas en inglés), el país recibió observaciones relevantes de esta instancia internacional que, al igual que otros países, formó un comité de expertos (CE) para revisar las comunicaciones del país. Durante el proceso de revisión México manifestó tener la necesidad de mejorar su capacidad técnica-científica para llevar a cabo sus inventarios de GEI y mejorar sus datos de actividad (DA) del sector AFOLU, en especial de la ganadería. En el sector AFOLU se identificaron como categorías clave para mejorar a la fermentación entérica y a el manejo de excretas del ganado bovino, pues el reporte se hizo empleando el método Tier 1 del IPCC (2006), lo mismo que para las emisiones de óxido nitroso (N₂O), resaltando la necesidad de mejorar la metodología para el cálculo del inventario de ambos gases (UNFCCC 2019), comentarios similares se recibieron en el primer informe bienal sometido en 2015. Las observaciones recibidas se deben a que normalmente se ha usado el método Tier 1 del IPCC (2016) y factores de emisión por defecto para reportar el inventario, de manera particular en el caso de las emisiones de CH₄ por el ganado bovino. El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) quien es el encargado de elaborar los inventarios oficiales en México argumenta que existe falta de información científica y datos de actividad adecuados, y también señala falta de coordinación entre las instancias interesadas como causas de las deficiencias en los inventarios, sin embargo, al mismo tiempo hace caso omiso de la información científica básica generada por los investigadores mexicanos sobre este tema. En este sentido el presente trabajo discute los problemas y limitantes que le impiden al país reportar un mejor inventario de emisiones por fermentación entérica.

Materiales y Método

Se recopiló información publicada en las comunicaciones oficiales de emisiones de gases de efecto invernadero ante la UNFCCC, como la Sexta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y el Primer y Segundo Informe Bienal de Actualización de México, se seleccionó sólo aquella información referente al inventario de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos, ya que es la que presentó el mayor número de observaciones del sector AFOLU por parte de la UNFCCC. El inventario oficial fue contrastado con el inventario desarrollado por nuestro grupo de investigación y con los desarrollados por otros países tanto desarrollados como en desarrollo.

Resultados y Discusión

En la 6SCN y el 2DOIBA ante la UNFCCC, y el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015, también ante la UNFCCC (SEMARNAT-INECC 2018a, SEMARNAT-INECC 2018b), se presentó el total de las emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero del país para 2015, las cuales ascienden a **699,564.3** Gg de CO₂e [$\pm 7.49\%$] (sin considerar las absorciones de la categoría [3B] Tierra). El sector [1] Energía aportó el 70% de las emisiones; el sector [2] IPPU, 8%; las categorías de AFOLU [3A] Ganado y [3C] Fuentes agregadas más las fuentes de emisión distintas al CO₂ de la tierra aportaron 10% y 5%, respectivamente, y, por último, el sector [4] Residuos aportó 7%. Con respecto al sector AFOLU, México reporta que las emisiones de la categoría [3A] Ganado (todas las especies domésticas de ganado) fueron de **70,567.60** Gg de CO₂e; las emisiones de la categoría [3C] Fuentes agregadas y fuentes de emisión distintas al CO₂ fue de 31,491.90 Gg de CO₂e, y las absorciones que corresponden a la categoría [3B] Tierra representaron -148,346.07 Gg de CO₂e. Igualmente, de acuerdo con el Inventario Nacional, del total de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del ganado, el 76% correspondió a la subcategoría [3A1] fermentación entérica, la cual aportó 53,442.72 Gg de CO₂e [$\pm 6.11\%$], mientras que la subcategoría [3A2] Manejo de excretas representó 24% de las emisiones de la categoría, con 17,124.88 Gg de CO₂e [$\pm 4.96\%$]. En cuanto a la contribución por fuente de emisión, se ubica al ganado bovino como el mayor emisor de la categoría con 89.25%, seguidos por los porcinos, con 7.33%, y por ovinos y caprinos, con 1.78% cada una. La producción de aves de corral aportó sólo 0.79%, y los équidos en conjunto aportaron 0.85% de las emisiones (SEMARNAT-INECC 2018a, SEMARNAT-INECC 2018b). Estos resultados sugieren que la emisión de GEI a partir de la ganadería bovina representa la fuente más importante de GEI del sector agropecuario de México.

Sin embargo, las estadísticas antes mencionadas se deben tomar con cautela para el caso de la ganadería bovina porque en la revisión del 2DOIBA llevado a cabo en 2019 por un equipo técnico de expertos de la UNFCCC se señalaron varios problemas en los inventarios de emisiones de CH₄ por fermentación entérica, así como de óxido nitroso (UNFCCC 2019), lo cual dio origen a varias observaciones para el caso del sector ganado bovino de México, de entre las que destacan las siguientes:

1. *Se identificó a la producción de metano (CH₄) por fermentación entérica y manejo del estiércol (CH₄ y N₂O) de bovino como categorías claves del sector AFOLU para considerar en la mejora de la Tercera Comunicación Bienal, debido a que para la estimación de los inventarios de CH₄ y N₂O se usó el método Tier 1 del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático, el cual es el método más sencillo y pero también es el menos preciso. Por lo tanto, se sugiere mejorar los inventarios de ambos gases utilizando el método Tier 2 del IPCC (2006).*

2. *Es necesario desarrollar factores de emisión (FE) de CH₄ específicos para el país, sin embargo México manifestó tener problemas de capacidad técnica para generar mejores datos de actividad del sector ganadero bovino de leche, así como factores de emisión de CH₄ por fermentación entérica específicos para México y sus diferentes regiones geo-climáticas (UNFCCC 2019).*

Las observaciones de la UNFCCC y los señalamientos de México enfatizan la necesidad de mejorar la calidad de los inventarios de GEI para el caso de los bovinos, por un lado, y por otro lado la necesidad de generar FE propios. Adicionalmente, se señala la relevancia de desarrollar estrategias de mitigación encaminadas a reducir las emisiones de CH₄ por fermentación entérica, y desarrollar estrategias para incrementar la captura de carbono al interior de los mismos sistemas ganaderos, y reducir también la emisión de N₂O al ambiente, principalmente de los bovinos en pastoreo. Cabe destacar nuevamente que las observaciones de la UNFCCC se deben a que no se utilizaron en la elaboración de los inventarios los estudios disponibles en México sobre emisiones de CH₄ por regiones geo-climáticas y estados de México, así como FE localmente determinados. Se hizo lo mismo que en otras ocasiones, es decir se emplearon FE por defecto. La variación que existe en la composición y calidad de los forrajes y dietas entre regiones geo-climáticas y estados del país limita el seguir usando

el método Tier 1, ya que está claramente establecido que el tipo de dieta y el nivel de consumo de alimento por los bovinos son las variables que determinan el volumen de emisión de CH₄ entérico, mientras que el clima determina la emisión de CH₄ y N₂O por gestión del estiércol (Castelán-Ortega y Ku-Vera 2019). Los inventarios más precisos de emisiones de CH₄ entérico como tipo Tier 2, requieren de FE localmente determinados, ya que los inventarios son la línea base sobre la cual descansan los planes y políticas de mitigación de cualquier país (Vázquez-Carrillo et al. 2020).

Los avances presentados por el INECC en el mes de junio de 2021 para el Tercer Informe Bienal de Actualización de México ante la UNFCCC parecen presentar el mismo problema, pues si bien se argumenta que se empleó el método Tier 2 del IPCC para el cálculo de FE de CH₄ por fermentación entérica de bovinos, es difícil creer que se haya desarrollado adecuadamente, ya que, desde nuestro punto de vista, adolece de dos problemas importantes. El primero tiene que ver con el hecho de que se emplearon 126 FE anual para las diferentes categorías de ganado bovino; y segundo, que se dividió al país regiones geográficas y no climáticas. De acuerdo con el método Tier 2 del IPCC (2006) los factores de emisión se deben calcular a partir de factores de partición de la energía bruta consumida por el animal hacia CH₄ conocido como factor *Y_m*. Estos factores *Y_m* se deben determinar localmente a partir de experimentos en cámaras de respiración o técnicas similares con animales y dietas locales, pero el INECC no mencionó que se haya empleado esta información o por lo menos no mencionó de dónde obtuvo sus FE. De la misma forma, la regionalización del país se debe hacer en función de las regiones climáticas y no geográficas, pues es el clima el que determina los sistemas de alimentación del ganado (Thomson y Rowntree 2020), y la calidad de los forrajes con que se alimenta al ganado (Lee et al. 2017), y como consecuencia el FE de CH₄.

Los estudios generados por nuestro grupo de investigación permitieron desarrollar y publicar en el año 2019 el primer inventario nacional de nivel Tier 2 del IPCC (2006) de emisiones de CH₄ entérico, utilizando factores de emisión de CH₄ y factores *Y_m* específicos para el ganado bovino de México localmente determinados obtenidos en cámaras de respiración de circuito abierto (Castelán-Ortega et al., 2019a, Castelán-Ortega et al. 2019b, Castelán-Ortega y Ku-Vera et al. 2019), así como inventarios Tier 2 específicos para las diferentes regiones geo-climáticas de México (Castelán-Ortega et al. 2018a), junto con su incertidumbre asociada (Castelán-Ortega et al. 2018b). La implementación de un inventario de GEI Tier 2, es complejo, debido a la falta infraestructura y financiamiento para el desarrollo de estudios más rigurosos como lo plantean Sejian et al. (2011), así como la necesidad de mantener animales en experimentación y en condiciones ambientales específicas. No obstante, esta dificultad, es imperioso que México como país con una gran diversidad climática, diferentes sistemas de producción de bovinos, tipos de alimentación, ganado con diferente fin zootécnico, razas, entre otros; cuente con inventarios más precisos al igual que otros países con igual nivel de desarrollo. También hemos desarrollado modelos para predecir las emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos que podrían ser empleados para la elaboración de inventarios (Benaouda et al. 2020).

Finalmente, es de llamar la atención que el nivel de incertidumbre reportado por el INECC en la 6SCN para el inventario de emisiones de CH₄ por fermentación entérica de los bovinos es de sólo 4.7% (SEMARNAT-INECC 2018a), cuando la mayoría de los inventarios en el mundo son mayores a 20%, como se muestra en el Cuadro 1. Es muy posible que la incertidumbre la calcularon utilizando también el método Tier 1, ignorando que los datos de un inventario requieren de un tratamiento estadístico más riguroso que puede incluir modelación matemática como Montecarlo y propagación de la incertidumbre a lo largo de todo el modelo del inventario. También parecen ignorar que una incertidumbre pequeña no necesariamente redundará en un inventario de mejor calidad, sobre todo cuando se trata de CH₄, ya que de acuerdo con PBL (2020) la incertidumbre de los inventarios de CH₄ normalmente es del orden del 30% o más, debido a que las emisiones de metano se originan de un proceso biológico que tiene una alta variabilidad, de ahí la necesidad de contar con FE localmente determinados y datos de actividad más detallados (Clark 2017). El Cuadro 1 muestra que la incertidumbre del inventario oficial de México es el más pequeño de todos los que se presentan, lo cual

justifica las observaciones recibidas por la UNFCCC. La experiencia de trabajo colaborativo de nuestro grupo de investigación con las instancias oficiales no fue muy afortunada y por ello el flujo de información no fue el mejor, los resultados están a la vista en la medida de que el inventario oficial nacional de emisiones de CH₄ por fermentación entérica recibió observaciones importantes.

Cuadro 1. Inventarios nacionales de emisiones de metano por fermentación entérica de bovinos y su incertidumbre asociada de varios países.

País	Año ^a	Método IPCC	Categoría del ganado ^b	Análisis de incertidumbre ^c	Inventario anual de CH ₄ (Gg)	Rango de Incertidumbre %	Fuente
Canada ¹	2008	Tier 2	Scw, Drcw, Mcw, DR, Hfed, YH, Sfed, YS, c, Bc, Bcw	MC	812.0	-22.0, +24.0 ⁴ -19.0, +20.0 ⁵	(Karimi-Zindashty et al., 2012)
Brasil	2010	NE	DC, BC	Tier 1-EPM	10,798.4	-34.0, +34.0	(MSTI, 2016)
Reino Unido	2010	Tier 2	Dcw, Bcw, DH, BH, DR, Dc, Bc, Bbgc-2, B	MC	551.6	-17.4, +20.4	Milne et al., 2014
USA	2012	CH ₄ yield ¹	Bcw, Dcw, Mcw, Drcw, B, DR, DH, BH, H, ST, c	MC	6,201.0	-32.0, +47	(Hristov et al., 2017)
Australia	2016	Tier 2	Dcw, YDH, DH, ST, B, Bbgc-1, Bbgc-2, Bbgc-3, Bcw, Bc, YS, BS	Tier 1- EPM	1,512.5	-51.0, +51.0	(DEE, 2018)
Mexico	2015	Tier 1	NE	NE	1,790.0	-4.78, +4.78	SEMARNAT and INECC, 2018
Mexico	2017	Tier 2	Dcw, Bcw, DPcw, c, YH, YS, ST, H, B	MC, Bootstrap	2,039.2	-18.3, +21.2	Castelán-Ortega y Ku Vera (2019)

^a Year of CH₄ inventory according with available activity data of cattle population. ^bDairy cattle (DC); beef cattle (BC); dairy cows (Dcw); beef cows (Bcw); dual-purpose cows (DPcw); suckling cows (Scw); dry cows (Drcw); milking cows (Mcw); dairy replacements (DR); calves (c); dairy calves (Dc); beef calves (Bc); young heifers (YH); milking heifers (MH); young steers (YS); heifers (H); heifer for slaughter (Hs); dairy heifers (DH); young dairy heifer (YDH); beef heifers (BH); steers (ST); beef steers (BS); bulls (B); beef breeding growing cows 0–1 yea (Bbgc-1); beef breeding growing cows 1–2 years (Bbgc-2); beef breeding growing cows 2–3 years (Bbgc-3); Steers feedlot (Sfed); heifers feedlot (Hfed); other cattle > 2 years (OT-2). ^cMonte Carlos simulation (MC); bootstrap simulation (Bootstrap); Tier 1 error propagation method (Tier 1-EPM); not specified (NE).

Conclusiones

Es necesario que las instituciones encargadas de elaborar los inventarios colaboren con los investigadores para obtener la información necesaria, no se puede esperar que las instancias oficiales lleven a cabo las investigaciones necesarias y a la vez elaboren los inventarios. También, se requiere apoyar el desarrollo de capacidades locales que permitan generar información científica de actividad y FE localmente determinados. Es importante enfatizar que el trabajo para mejorar los inventarios de GEI del sector AFOLU en México apenas está empezando, ya que por ejemplo, actualmente no se cuenta con FE de N₂O emitido por el ganado específicos para el país.

Literatura citada

- Benaouda, M.; González-Ronquillo, M.; Appuhamy, J.; Kebreab, E.; Molina, L.T.; Herrera-Camacho, J.; Ku-Vera, J.C.; Ángeles-Hernández, J.C.; Castelán-Ortega, O. Development of mathematical models to predict enteric methane emission by cattle in Latin America. *Livestock Science*. 2020, 241, 104177.
- Castelán-Ortega, O.A., Ku-Vera, J.C., 2019. Capítulo 22: Ganadería, en: Estado Del Ciclo Del Carbono En México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono (PMC), Texcoco, Estado de México, México.
- Castelán-Ortega OA, et al. (2020). Construction and Operation of a Respiration Chamber of the Head-Box Type for Methane Measurement from Cattle. *Animals (Basel)*, 10(2):227. <https://doi:10.3390/ani10020227>



- Castelán-Ortega Octavio Alonso, Juan Carlos Ku-Vera, Juan Carlos Ángeles-Hernández, Luisa T. Molina, Sofia Viridiana Castelán-Jaime, et al. (2019a). First Tier 2 enteric methane emissions national inventory for cattle in Mexico and analysis of spatially distributed emissions. A baseline for mitigation. In: Proceedings of the 7th GGAA – Greenhouse Gas and Animal Agriculture Conference August 4th to 8th, Iguassu Falls/Brazil. ISSN 1980-6841. Pag. 175
- Castelán-Ortega O. A., Ku-Vera JC., Angeles-Hernández JC., Castelán-Jaime SF. et al. (2019b). Uncertainty of the Tier 2 enteric methane emissions inventory for cattle in Mexico: a Monte Carlo Approach. In: Proceedings of the 7th GGAA – Greenhouse Gas and Animal Agriculture Conference August 4th to 8th, Iguassu Falls/Brazil. ISSN 1980-6841. Pag. 179.
- Castelán-Ortega OA., Ku-Vera JC., et al. (2019). Capítulo 22. Ganadería. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. (Editores). 2019. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-7-4. Pp. 492-528.
- Castelán-Ortega O.A., Ku-Vera JC., Castelán-Jaime SF., Angeles-Hernández JC, et al. (2018a). Inventory of enteric methane emissions by cattle in the dry-land regions of México using the IPCC 2006 Tier 2 main method. In: Cassar-Malek, I., Baumont, R., Bannink, A., Teixeira, I., Mayberry, D., & Kyriazakis, I. Herbivore nutrition supporting sustainable intensification and agro-ecological approaches. *Animal*, 12(S2), S185-S187. doi:10.1017/S1751731118002690 Pag. 739.
- Castelán-Ortega OA, Ku-Vera JC., Angeles-Hernández JC., Benaouda M., Castelán-Jaime SV. et al. (2018b). Quantifying the uncertainty of the cattle enteric methane emissions inventory for the dry-land regions of Mexico: a Monte Carlo approach. In: Cassar-Malek, I., Baumont, R., Bannink, A., Teixeira, I., Mayberry, D., & Kyriazakis, I. Eds. (2018). Herbivore nutrition supporting sustainable intensification and agro-ecological approaches. *Animal*, 12(S2), bS185-S187. doi:10.1017/S1751731118002690. Pag. 737.
- Clark, H., 2017. The Estimation and Mitigation of Agricultural Greenhouse Gas Emissions from Livestock. International Seminar on Livestock Production and Veterinary Technology 5–13. <https://doi.org/10.14334/Proc.Intsem.LPVT-2016-p-5-13>
- Hristov, A.N., Harper, M., Meinen, R., Day, R., Lopes, J., Ott, T., Venkatesh, A., Randles, C.A., 2017. Discrepancies and Uncertainties in Bottom-up Gridded Inventories of Livestock Methane Emissions for the Contiguous United States. *Environ. Sci. Technol.* 51, 13668–13677. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03332>
- IPCC (2006). Chapter 10. Emissions from livestock and manure management. IPCC 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón. Volumen 4 Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra.
- IPCC (2021). COMUNICADO DE PRENSA DEL IPCC. El cambio climático es generalizado, rápido y se está intensificando. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 9 de Agosto de 2021. <https://unfccc.int/es>
- Lee MA, Davis AP, Chagunda MGG, Manning P (2017) Forage quality declines with rising temperatures, with implications for livestock production and methane emissions. *Biogeosciences* 14: 1403-1417.
- Milne, A.E., Glendining, M.J., Bellamy, P., Misselbrook, T., Gilhespy, S., Rivas Casado, M., Hulin, A., van Oijen, M., Whitmore, A.P., 2014b. Analysis of uncertainties in the estimates of nitrous oxide and methane emissions in the UK's greenhouse gas inventory for agriculture. *Atmospheric Environment* 82, 94–105. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.10.012>
- MSTI, 2016. Third National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change - Volume III. Ministry of Science, Technology and Innovation, Secretariat of Policies and Programs of Research and Development., Brasilia, Brazil.
- PBL, 2020. Trends in Global CO2 and Total Greenhouse Gas emissions; 2019 report [WWW Document]. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. URL <https://www.pbl.nl/en/publications/trends-in-global-co2-and-total-greenhouse-gas-emissions-2019-report> (accessed 8.12.21).
- SEMARNAT-INECC. (2018a). Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático-Versión Revisada. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT-INECC. (2018b). Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015. 1ª Edición. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Ciudad de México, México.
- Sejian, V., V. P. Maurya. and S. M. K Naqvi. 2011. Effect of thermal, nutritional and combined (thermal and nutritional) stresses on growth and reproductive performance of Malpura ewes under semi-arid tropical environment. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 95:252-258.
- Thompson, Logan y Rowntree, Jason. (2020). INVITED REVIEW: Methane sources, quantification, and mitigation in grazing beef systems. *Applied Animal Science*. 36. 556-573. 10.15232/aas.2019-01951
- UFCCC (2019). Technical analysis of the second biennial update report of Mexico submitted on 28 November 2018 Summary report by the team of technical experts. FCCC/SBI/ICA/2019/TASR.2/MEX. Consultado en <https://unfccc.int/documents/203438>
- Van Lingen, H.J.; Niu, M.; Kebreab, E.; Valadares-Filho, S.C.; Rooke, J.A.; Duthie, C.A.; Schwarm, A.; Kreuzer, M.; Hynd, P.I.; Caetano, M.; et al. Prediction of enteric methane production, yield and intensity of beef cattle using an intercontinental database. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2019, 283, 106575.
- Vázquez-Carrillo MF., Castelán-Ortega OA. (2020). Effects of Three Herbs on Methane Emissions from Beef Cattle. *Animals*: 10, 1671. <https://doi.org/10.3390/ani10091671>

8.12. Efecto de la calidad de la dieta sobre la producción de metano entérico y la eficiencia en el uso de la energía en bovinos de carne

Vázquez-Carrillo María F¹; Montelongo-Pérez Hugo D.²; González-Ronquillo Manuel²; Castillo-Gallegos Epigmenio¹ y Castelán-Ortega Octavio A².

¹ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México

² Laboratorio de Ganadería, Medio Ambiente y Energías Renovables de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma del estado de México. Instituto Literario 100, Colonia Centro, Toluca, CP 50000, Estado de México

Autor para correspondencia: oacastelano@uaemex.mx

Resumen

Una buena eficiencia en la utilización de la energía bruta consumida (EBi) por el bovino, se traduce en una mayor producción cárnica o láctea. Lo anterior se puede lograr disminuyendo las pérdidas de energía en forma de heces, orina o gases de fermentación, como el metano (CH₄), el cual juega un papel importante en los bovinos, ya que llegan a perder hasta el 12% del total de la EBi en forma de CH₄. El presente estudio tuvo como objetivo determinar la partición de la EBi en bovinos, la metabolicidad de las dietas (*qm*) y el factor de partición de energía consumida hacia CH₄ (*Ym*), empleando dietas y ganado de una región de clima templado de México. Se utilizaron cuatro novillonas de 206 ± 39.7 kg de peso vivo y 12 ± 0.93 meses de edad; distribuidas en un diseño completamente al azar y dos dietas: dieta A con 74% de ensilado de maíz + 26% de concentrado y dieta B con 100% de ensilado de maíz. El consumo de materia seca (CMS), digestibilidad, factor *Ym* y el rendimiento de metano g kg⁻¹ de CMS, para ambas dietas fue diferente (P < 0.05). El valor más bajo de *Ym* y más alto de *qm* se observaron en la dieta A, debido a la mayor disponibilidad de energía en comparación con la dieta B.

Palabras clave: metano; energía bruta consumida; factor *Ym*

Abstract

Greater efficiency in the use of the gross energy consumed (GEi) cattle represents a greater production of beef or milk. This can be achieved by reducing energy losses in the form of feces, urine or fermentation gases like methane (CH₄). Methane plays an important role in cattle, since they lose up to 12% of their total GEi in the form of this gas. The present study aimed to determine the partition of GEi in cattle, the metabolicity of the diets (*qm*) and the partition factor of energy consumed towards CH₄ (*Ym*), using diets and cattle from a temperate climate region of Mexico. Four heifers of 206 ± 39.7 kg of live weight and 12 ± 0.93 months of age were used; distributed in a completely randomized design and two diets: diet A with 74% corn silage + 26% concentrate and diet B with 100% corn silage. The dry matter intake (DMI), digestibility, factor *Ym* and methane yield, g kg⁻¹ of DMI, for both diets was different (P < 0.05). The lowest value of *Ym* and the highest value of *qm* were observed in diet A, due to the greater availability of energy compared to diet B.

Key words: methane; gross energy intake, *Ym* factor

Introducción

Conociendo las transformaciones de la energía bruta consumida, a lo largo de su proceso en el rumiante se puede buscar alternativas de manejo nutricional que permitan reducir las pérdidas de energía en el sistema animal, e incrementar la cantidad de energía del alimento retenida en productos utilizables

como leche o carne (Mendoza *et al.*, 2008, Kongphitee *et al.*, 2018). En este sentido, uno de los factores determinantes de dicha partición es el factor Y_m , el cual es la fracción de la energía bruta del alimento que se transforma en CH_4 , este último es el producto final de la fermentación que sufren los alimentos en el rumen, aunado a que es una pérdida de energía, es un gas que contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); el hecho de disminuir su producción conllevaría a hacer un uso más eficiente de la energía transformada en producto, carne o leche, y a reducir las emisiones de metano hacia el medio ambiente (IPCC, 2006; Bonilla-Cárdenas *et al.*, 2011). El CH_4 es de suma relevancia ya que para el año 2019, el CH_4 producido por fermentación entérica, contribuía con el 27% del total producido por el sector de agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU, por sus siglas en inglés) y a su vez dicho sector representaba el 24% del total de gases de efecto invernadero (GEI) producidos mundialmente (EPA, 2019).

Dentro de este contexto, es posible definir las necesidades energéticas del animal y la capacidad de los alimentos para satisfacerlas, como la metabolicidad del alimento (qm), la cual es la proporción de la energía bruta del alimento que es energía metabolizable (AFRC 1993). Es de esta forma, como mediante el uso de técnicas calorimétricas y ensayos metabólicos se han desarrollado los distintos sistemas de alimentación que conocemos actualmente, por ejemplo, el NRC, AFRC, INRA, por citar algunos. Sin embargo, dichos sistemas fueron realizados en condiciones y animales específicos para los países donde fueron desarrollados. Por tal motivo, es cuestionable aplicar los sistemas de alimentación de otros países a nuestras condiciones geo-climáticas. En México existen diferentes sistemas de producción, que van desde la ganadería de traspatio, hasta sistemas con un alto grado de tecnificación; definidos por una gran diversidad de componentes, entre ellos: la genética animal, la región geo-climática y por consiguiente el tipo de alimentación; estos factores pueden impactar en la eficiencia de utilización de la energía de los alimentos, los requerimientos del animal y la producción de carne o leche (Améndola *et al.*, 2005; Castelán-Ortega *et al.*, 2019).

Por lo anterior, el objetivo del estudio fue estimar la partición de la energía bruta consumida por el animal, la metabolicidad (qm) de la dieta y el factor Y_m a través de la cuantificación de las emisiones de metano por la técnica de la cámara de respiración de circuito abierto, empleando dietas y ganado de origen local, en una región de clima templado de México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Laboratorio de Ganadería, Medio Ambiente y Energías Renovables (LGMAER) de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma del Estado de México (FMVZ-UAEMex), ubicado en El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México a una latitud norte de 19 24' 15'', longitud oeste de 99, 41' 06'', y a una altura de 2632 msnm.

Metodología

Se utilizaron cuatro novillonas F1 (Holstein \times Charoláis) de 206 ± 39.7 kg peso vivo (PV) promedio inicial y edad de 12 ± 0.93 meses. El uso de animales en el estudio se aprobó por el Subcomité Institucional para el Cuidado y uso de Animales Experimentales, protocolo DC2018/2-8 de la Universidad Nacional Autónoma de México. Previo al inicio del experimento los animales se vitaminaron, desparasitaron y se encontraron clínicamente sanos. Los animales fueron distribuidos aleatoriamente en un diseño completamente al azar con submuestreo, dos animales en cada dieta experimental, en cada animal se midieron las variables de estudio dos veces al final de cada periodo experimental. Los animales tuvieron 24 días de adaptación a la dieta y cuatro días de medición, durante este último periodo se midió el consumo de materia seca (CMS), digestibilidad de la materia seca

(DigMS) y producción de CH₄. El cálculo del CMS, se realizó por diferencia del alimento ofrecido menos el rechazado, en base MS. También, se realizó la colecta total de heces, para calcular la DigMS, para esto se tomó una alícuota de aproximadamente el 10% del total de heces producida por cada animal. La producción diaria de metano de cada animal se cuantificó por medio de cámaras de respiración de circuito abierto (Vázquez-Carrillo *et al.*, 2020).

Se evaluaron dos tratamientos experimentales: Dieta A, compuesta por 74% de ensilado de maíz + 26% de concentrado comercial (Fatina®), y la Dieta B compuesta por 100% de ensilado de maíz. La composición química del ensilado de maíz fue 33% MS, 76.8 g de proteína cruda kg⁻¹ MS (PC), 556.8 g de fibra detergente neutro kg⁻¹ de MS (FDN) y 255.5 g de fibra en detergente ácido kg⁻¹ MS (FDA). La composición química del alimento concentrado fue de 88% MS, 120 g PC kg⁻¹ MS, 331 g FDN kg⁻¹ MS, y 114.2 g FDA kg⁻¹ MS. Las dietas ofrecidas se pesaron y administraron una vez al día (9 h), una muestra del 5% fue tomada directamente del comedero y se realizó una alícuota por tratamiento experimental.

Inmediatamente después de ser muestreadas las dietas y heces, se determinó el contenido de MS, utilizando una estufa de aire forzado a 60°C por 72 y 120 h respectivamente, o hasta tener un peso constante (AOAC, 1995). Una vez secas las muestras, se almacenaron en bolsas de papel previamente identificadas para su posterior análisis. Posteriormente, se procesaron en un molino con criba de 1 mm. Se determinó el contenido de materia seca (MS), proteína cruda (PC = [N] × 6.25%) por el método de Kjeldahl (AOAC, 1995), energía bruta con una bomba calorimétrica Parr (Parr Instrument Company, Moline, IL, USA) y los contenidos de fibra en detergente neutro (FDN) y fibra en detergente ácido (FDA) (Van Soest *et al.*, 1991) utilizando un analizador de fibras ANKOM 200®.

La determinación de la partición de la energía bruta (EB) consumida fue calculada a partir del valor calorífico de la MS ingerida, de las heces, del CH₄ emitido por animal (1 g de CH₄ equivale a 55.5 kJ (Brouwer, 1965)), la energía perdida en forma de orina fue estimado, suponiendo que, del total de la EB ingerida, el 3 a 5% (Van Soest, 1994) se pierde en dicho compuesto y se tomó como referencia el 3 y 4% para dietas con baja y alta digestibilidad, respectivamente (Kirkpatrick *et al.*, 1997). La energía digestible consumida (EDi, MJ d⁻¹) se determinó por la diferencia entre la EB ingerida (EBi) menos la EB contenida en las heces. La energía metabolizable ingerida (EMi, MJ d⁻¹) fue el resultado de la EDi menos la energía contenida en la orina y el CH₄; y la metabolibilidad de la dieta fue el resultado de dividir la EM entre la EB (AFRC, 1993). La densidad energética de la dieta en términos de ED y EM, expresada en MJ kg MS⁻¹, se obtuvo al multiplicar la EB de la dieta por el porcentaje de la EDi y EMi divididos entre EBi, respectivamente. Finalmente, el factor *Ym* (%) se obtuvo dividiendo ECH₄ entre la EBi.

Modelo y análisis estadístico.

Los resultados se analizaron con el siguiente modelo mixto y lineal según Kuehl (1999):

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij} + d_{ijk} \quad (1)$$

Donde μ es la media general, τ_i es el efecto fijo del *i*-ésimo tratamiento, ε_{ij} es el efecto aleatorio del error experimental para la *j*-ésima unidad experimental del *i*-ésimo tratamiento, y d_{ijk} es el efecto aleatorio para la *k*-ésima submuestra de la *j*-ésima unidad experimental del *i*-ésimo tratamiento (distribución normal, $\mu = 0$, $\sigma = 1$). Para el análisis de varianza se utilizó el software RStudio versión 1.3.1073 (R core Team, 2019).

Resultados y Discusión

El Cuadro 1 muestra los resultados derivados de las variables del animal. Y el Cuadro 2, muestra la densidad energética de las dietas utilizadas en el presente estudio. La emisión de CH₄ dependió en gran medida del consumo y de la composición de la dieta, a medida que el CMS aumenta la emisión de metano es mayor, mientras que al aumentar la calidad de la dieta las pérdidas energéticas en forma de CH₄ disminuyeron; esto se debe al tipo de fermentación acética existente con dietas basadas en forrajes a diferencia de una fermentación propiónica en dietas basadas en granos, ya que la producción de ácido acético promueve la producción de CH₄ al liberar moléculas de carbono, mientras que la producción de

ácido propiónico conserva las moléculas de carbono y captura hidrógeno (Hook *et al.*, 2010; Popova *et al.*, 2011).

Cuadro 1. Consumo, digestibilidad, producción de metano y partición de la energía bruta consumida en bovinos F1 alimentados con dos dietas.

Variable n=4	Dieta A	Dieta B	Valor P
CMS kg d ⁻¹	6.4 ^a ± 0.4	4.6 ^b ± 0.4	0.024
DIG, %	74.7 ^a ± 0.05	57.7 ^b ± 0.03	0.050
CMS DIG kg d ⁻¹	4.7 ^a ± 0.6	2.5 ^b ± 0.3	0.037
CH ₄ , L d ⁻¹	137.7 ± 4.8	133 ± 18.3	0.415
CH ₄ , g kg ⁻¹ CMS	15.4 ^b ± 1.2	20.7 ^a ± 3.2	0.031
GDP, kg	0.744 ± 0.001	0.564 ± 0.04	0.030
Y _m , %	5.7 ^b ± 0.6	7.4 ^a ± 1.2	0.034
EBi, MJ d ⁻¹	95.7 ^a ± 9.6	71.7 ^b ± 5.3	0.024
Eh, MJ d ⁻¹	23.7 ± 4.0	29.3 ± 2.2	0.231
EDi MJ d ⁻¹	72.0 ^a ± 9.9	42.3 ^b ± 5.3	0.036
ED:EB	0.75 ^a ± 0.05	0.59 ^b ± 0.04	0.050
Eu MJ d ⁻¹	3.83 ^a ± 0.4	2.15 ^b ± 0.2	0.006
ECH ₄ MJ d ⁻¹	5.45 ± 0.2	5.3 ± 0.7	0.461
ECH ₄ :EB (Y _m)	0.06 ^b ± 0.00	0.07 ^a ± 0.01	0.041
EMi, MJ d ⁻¹	62.7 ^a ± 9.7	34.9 ^b ± 5.3	0.041
EM:EB	0.65 ± 0.05	0.49 ± 0.05	0.061
EM:ED	0.87 ^a ± 0.02	0.83 ^b ± 0.03	0.046

Dieta A = 74% de ensilado de maíz + 26% de concentrado; Dieta B = 100 % de ensilado de maíz; CMS = Consumo de materia seca; DIG = Digestibilidad, Y_m = factor de partición de la energía bruta consumida hacia metano. EBi = energía bruta ingerida, Eh = energía perdida en la materia fecal, EDi = energía digestible ingerida, EDi:EBi = Relación EDi/EBi; Eu = energía perdida en la orina (calculada), ECH₄ = Energía perdida como metano; EMi = energía metabolizable ingerida, EMi:EBi = relación EMi/EBi, EMi:EDi = relación EMi/EDi; Y_m = factor de partición de la energía bruta consumida hacia metano. Todas las variables anteriores fueron resultado de las mediciones dentro de las cámaras de respiración.

Los resultados del cuadro 1 muestran que la disponibilidad de la energía metabolizable fue mayor en la dieta A, ya que el factor de partición de la energía digestible a energía metabolizable (EM:ED) fue mayor en la dieta A con respecto a la dieta B (P < 0.05), lo cual se debió al mayor consumo, digestibilidad y consumo de EB más alta de la dieta A con respecto a la dieta B (Cuadro 1 y 2). Todos los factores que afecten la digestibilidad, como el nivel de fibra en la dieta, van a afectar el consumo de energía digestible; por ejemplo, se ha demostrado que altos niveles de FDN en la dieta afectan de forma negativa el consumo de ED (Tarazona *et al.*, 2012, Carvalho *et al.*, 2020), como probablemente ocurrió en el caso de la dieta B.

Cuadro 2. Densidad energética y metabolibilidad de las dietas experimentales.

Variable	Dieta A	Dieta B	Valor P
EB, MJ kg MS ⁻¹	14.9 ± 0.9	15.5 ± 0.2	0.590
ED, MJ kg MS ⁻¹	11.2 ± 1.1	9.2 ± 0.6	0.073
EM, MJ kg MS ⁻¹	9.7 ± 1.1	7.5 ± 0.8	0.071
qm	0.65 ± 0.05	0.49 ± 0.05	0.060

Dieta A = 74% de ensilado de maíz + 26% de concentrado, Dieta B = 100 % de ensilado de maíz, EB = Energía bruta, ED = Energía digestible, EM = Energía metabolizable; qm = metabolibilidad de la dieta.

Aunque no se observó diferencia en la densidad de la energía bruta de las dietas, la inclusión de una cantidad pequeña de concentrado mejoró la digestibilidad de la MS en la dieta A, haciendo más eficiente

el uso de la energía por el animal. Lo que se reflejó en un valor menor para el factor Y_m , a su vez, se tradujo en una mayor ganancia diaria de peso (GDP) en los animales con la dieta A, lo cual sugiere que la energía que no se perdió en forma de CH_4 , se concentró en la GDP. Lo anterior, apunta la necesidad de contar con más estudios de este tipo utilizando diferentes forrajes y suplementos energéticos que permitan encontrar combinaciones de ambos ingredientes que hagan más eficiente el uso de la energía por los bovinos y de esta forma tener sistemas de producción más sustentables y amigables al medio ambiente, permitiendo a su vez un menor rendimiento de CH_4 por el ganado (CH_4 , g kg^{-1} CMS).

Es importante recalcar que la media de la relación EM:ED es de 0.87 para la dieta A y 0.83 para la dieta B, que, aunque se encuentra cercano a lo sugerido por distintos sistemas de alimentación: 0.81 (CSIRO, 2007), 0.82 (NRC, 2000) y 0.81-0.86 (AFRC, 1993), difiere de éstos, lo cual se debe a que éste valor se encuentra definido, principalmente, por la calidad de dieta, que en el caso de México tiende a ser menor que en los países de clima templado, sobre todo en el caso de los forrajes por el efecto del clima más cálido sobre el crecimiento y maduración de las plantas (Lee *et al.*, 2017).

Conclusiones

Los resultados del presente estudio sugieren la necesidad de incrementar la digestibilidad de las dietas para los bovinos con el objeto de que los animales hagan un uso más eficiente de la energía de los alimentos y a la vez reduzcan sus emisiones de metano. Finalmente, la aproximación metodológica empleada en el presente estudio permitió determinar la partición de la EBi, la metabolicidad y el factor Y_m , de los bovinos bajo estudio, los cuales son indicadores de la eficiencia del uso de la energía por los bovinos.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por financiar parte de este trabajo a través del proyecto con clave CONACYT CB2013-223418-T, al proyecto Desarrollo del Inventario de emisiones de metano por fermentación entérica para el ganado bovino de México a través del uso de metodologías *in vivo* e *in silico* UC-MEXUS-CONACYT Collaborative Grants, y por la beca para estudios de doctorado de la primera autora.

Literatura citada

- AFRC. Alderman, G. and B.R Cottrill. 1993. Energy and Protein Requirements of Ruminants. An Advisory Manual Prepared by the AFRC Technical Committee on Responses to Nutrients. CAB International. Wallingford, UK.
- Améndola, R. y G.E. Castillo GE, Martínez PA. 2005. Country pasture/forage resource profiles. México. Country pasture profiles. FAO. Roma, Italia. 68p.
- AOAC International. 1995. Official Methods of Analysis of AOAC International. AOAC International. Arlington, TX, USA.
- Bonilla-Cárdenas y Lemus-Flores. 2011. Emisión de metano entérico por rumiantes y su contribución al calentamiento global y al cambio climático. Revisión. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias 3(2):215-246
- Brouwer E. 1965. Report of sub-committee on constants and factors. In: Blaxter KL (ed) Energy metabolism of farm animals. Academic Press. London. pp: 441-443
- Carvalho, H.V., C.J. Pinto., D.D. Millen and T.L. Felix. 2020. Effect of cattle breed and basal diet on digestibility, rumen bacterial communities, and eating and rumination activity. Journal of Animal Science 98: skaa114. DOI: 10.1093/jas/skaa114.
- Castelán-Ortega O.A., J.C. Ku-Vera., J.C. Ángeles-Hernández., M. Benaouda., G.S. Hernández-Pineda., T.L. Molina., L. Ramírez-Cancino., S.V. Castelán-Jaime., A.R. Praga-Ayala., F. Lazos-Balbuena., H.D. Montelongo-Pérez., M. González-Ronquillo., M.F. Vázquez-Carrillo., E. Cardoso-Gutiérrez., E. Aranda-Aguirre., D. Villegas-Estrada., P. Guadarrama-López y G. Apodaca-Martínez. 2019 Ganadería. En: Paz-Pellat F., J.M. Hernández-Ayón., R. Sosa-Ávalos y A.S. Velázquez-Rodríguez (ed). Estado del ciclo del carbono en México: Agenda azul y verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp: 492-528.
- CSIRO. 2007. Nutrient requirements of domesticated ruminants. CSIRO Publishing. Collingwood, Australia. 270p.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 2019. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2019. Methane Emissions. <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases#methane> (Consulta: Agosto 28, 2021).
- Hook S.E., A. Denis., G. Wright and B.W. McBride. 2010. Methanogens: Methane producers of the rumen and mitigation strategies. Archaea 2010: 945785. DOI: 10.1155/2010/945785.



- INRA. 2007. Institut National de la Recherche Agronomique France. Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux. Valeur des aliments. Tables INRA 2007. Editions Quae, Versailles, France. 330p.
- IPCC. 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories. Japan. Programme Intergovernmental Panel on Climate Change. IGES, Japan. pp. 10.1-10.34.
- Kirkpatrick D.E., R. Steen and E.F. Unsworth. 1997. The effect of differing forage: concentrate ratio and restricting feed intake on the energy and nitrogen utilization by beef cattle. *Livestock Production Science* 51: 151-164.
- Kongphitee K., K. Sommart., T. Phonbumrung., T. Gunha and T. Suzuki. 2018. Feed intake, digestibility and energy partitioning in beef cattle fed diets with cassava pulp instead of rice straw. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 31: 1431–1441.
- Kuehl RO. 1999. Design of Experiments: Statistical Principles of Research Design and Analysis. 2nd Edition. Duxbury Press, USA. 666p.
- Lee M.A., A.P. Davis., M.G.G. Chagunda and Manning P. 2017. Forage quality declines with rising temperatures, with implications for livestock production and methane emissions. *Biogeosciences* 14: 1403-1417.
- Mendoza G, Plata F, Espinosa R, Lara A (2008) Manejo nutricional para mejorar la eficiencia de utilización de la energía en bovinos. *Universidad y Ciencia* 24: 75-87.
- NRC. 2000. Nutrient Requirements of Beef Cattle. 6th Edition. National Academy Press, Washington DC, USA. 248p.
- Popova M., D. Morgavi., M. Doreau and C. Martin. 2011. Production de méthane et interactions microbiennes dans le rumen. *INRA Productions Animales* 24: 447-460.
- R core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing (version 1.3.1073). R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. Consulta 5 de enero de 2021
- Tarazona A.M., M.C. Ceballos., J.F. Naranjo y C.A. Cuartas. 2012. Factores que afectan el comportamiento de consumo y selectividad de forrajes en rumiantes. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 25: 473-487.
- van Soest P.J., J.B. Robertson and B.A. Lewis. 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74:3583–3597. DOI: 10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2.
- Vázquez-Carrillo M.F., H.D. Montelongo-Pérez., M. González-Ronquillo., E. Castillo-Gallegos., O.A. Castelán-Ortega. 2020. Effects of three herbs on methane emissions from beef cattle. *Animals* 10:1671. DOI: 10.3390/ani10091671.

8.13. Cuantificación del almacén de biomasa y carbono aéreo en un cafetal bajo sombra diversificada

Tlaxcala-Méndez Rolando M.¹; Pablo-Mendoza María del C.¹; Aquino-Ramírez Martín²; Santiago-Trinidad Olga¹ y López-Vázquez Nayesly³

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental El Palmar. Tezonapa, Veracruz, México.

² Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Edzná. Campeche, Campeche, México.

³ Instituto Tecnológico Superior de Tierra Blanca. Campus Tierra Blanca, Veracruz, México.

Autor para correspondencia: tlaxcala.rolando@inifap.gob.mx

Resumen

Los sistemas agroforestales de café (SAFC) tradicionales pueden contribuir en mitigación del cambio climático mediante el secuestro de carbono. No obstante, en la región cafetalera de Zongolica el conocimiento de los almacenes de biomasa y carbono en los SAFC es limitado. El presente estudio se realizó con el objetivo de cuantificar vía estimadores de muestreo (EM) las existencias de biomasa aérea (B_a) y carbono aéreo (C_a) en un SAFC de Zongolica. Para esto, se establecieron aleatoriamente 24 unidades de muestreo (UM) de 20 x 20 m (1/25 ha) en un SAFC tradicional de 30.5 ha. En la UM se registraron las variables dimensionales de los árboles y plantas de *Coffea arabica* L. Por medio de ecuaciones alométricas y un factor de conversión (0.50) se estimó la B_a y el C_a por individuo. Se emplearon los estimadores del muestreo simple al azar (MSA) y de Razón (ERaz) para cuantificar las existencias de B_a y C_a en el arbolado y los cafetos. El ERaz obtuvo mejor precisión (<7.63%) y una amplitud más pequeña en los intervalos de confianza en comparación al MSA. En base a lo anterior, el ERaz estima la B_a en 207.40 (± 15.71) Mg ha⁻¹ y el C_a en 103.70 (± 7.86) Mg C ha⁻¹; el 98.5% de los almacenes se encuentra en los árboles y el 1.5% en los cafetos. Los resultados obtenidos sugieren que los SAFC tradicionales locales tienen alta capacidad para almacenar biomasa y carbono por lo que podrían usarse como estrategias para la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: *Coffea arabica*, MSA, Estimador de razón, Zongolica

Abstract

Traditional coffee agroforestry systems (CAFS) can contribute to mitigating climate change through carbon sequestration. However, in the Zongolica coffee region, knowledge of biomass and carbon stores in CAFS is limited. The present study was carried out with the objective of quantifying via sampling estimators (SE) the stock of aerial biomass (B_a) and aerial carbon (C_a) in a SAFC of Zongolica. For this, 24 sampling units (SU) of 20 x 20 m (1/25 ha) were randomly established in a traditional CAFS of 30.5 ha. At the SU, the dimensional variables of the trees and plants of *Coffea arabica* L. With two allometric equations and a conversion factor (0.50), B_a and C_a were calculated per individual. The simple random sampling (SRS) estimator and the ratio estimator (REst) were used to quantify the stocks of B_a and C_a in trees and coffee trees. The REst obtained better precision (<7.63%) and a smaller amplitude in the confidence intervals compared to the SRS. Based on the above, the REst estimates B_a at 207.40 (± 15.71) Mg ha⁻¹ and C_a at 103.70 (± 7.86) Mg C ha⁻¹; 98.5% of the stores are found in trees and 1.5% in coffee trees. The results obtained suggest that local traditional CAFS have a high capacity to store biomass and carbon, which is why they could be used as strategies for mitigating climate change.

Key words: *Coffea arabica*, SRS, Ratio estimators, Zongolica

Introducción

La concentración de CO₂ en la atmósfera ha incrementado en un 40%, pasando de 280 ppm a principios de la revolución industrial (1760) a 413 ppm en septiembre 2020, con una tasa de incremento anual de 0.4% (NOAA, 2020; UNEP y GMS, 1992). El uso de combustibles de origen fósil ha contribuido entre el 80% al 85% del CO₂ emitido a la atmósfera (Gómez, 2000) y en menor porción, pero no menos importante al cambio de uso de suelo. En consecuencia, se ha incrementado la temperatura ambiental a un ritmo de 0.2 °C por década (AEMET y OECC, 2018). Las implicaciones ambientales, sociales y culturales de este fenómeno constituyen un problema global.

No obstante, una forma de reducir las concentraciones atmosféricas de CO₂ es a través del proceso de la fotosíntesis realizado por las plantas (Espinoza *et al.*, 2012). En este sentido, los bosques mediante el proceso de fotosíntesis capturan el CO₂ atmosférico fijándolo en la biomasa de los componentes estructurales vegetales (tallo, ramas, ramillas, hojas, corteza, raíces, etc.) en forma de C (Gower, 2003). De la misma forma, los cafetales bajo manejo tradicional por su parecido a los bosques capturan grandes cantidades de C en los árboles y cafetos. Sin embargo, el conocimiento de los almacenes de la biomasa y el carbono es limitado en varias regiones cafetaleras del estado de Veracruz debido a la complejidad de los monitoreos y mediciones.

En los bosques y plantaciones forestales comerciales el método más empleado para cuantificar las existencias de biomasa, carbono, volumen, área basal y densidad, en pequeñas o grandes superficies es por medio de estimadores de muestreo (EM) (Fierros *et al.*, 2018; Roldan *et al.*, 2014), sin embargo, la aplicación de los EM en sistemas agroforestales es aún limitado. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue cuantificar la capacidad de almacenamiento de B_a y C_a vía EM en un sistema agroforestal de café bajo manejo tradicional en Zongolica, Veracruz.

Materiales y Métodos

Zona de estudio

El estudio se realizó en un sistema agroforestal de café (SAFC) compuesta por pequeños propietarios que cubren un área colectiva de 30.5 ha (18°37'38.6" N y 096°56'09.2" W) en el municipio de Zongolica, Veracruz. Las condiciones ambientales de la región son las siguientes, clima semicálido húmedo con lluvias todo el año (Acf), temperaturas de 14 a 26 °C, precipitaciones de 2,400 a 3,100 mm, la altitud promedio es de 1,100 m, la topografía es de sierra de cumbres tendidas, los tipos de suelos predominantes son luvisoles y acrisoles (INEGI, 2009).

Medición y estimación de variables

En primavera del 2020, en el SAFC de manera aleatoria se establecieron 24 unidades de muestreo (UM) de 20 x 20m (400 m²) para realizar el inventario del arbolado y cafetos. En las UM se registró la identidad taxonómica de cada árbol a nivel género y en su caso hasta nivel especie, mediante los nombres comunes y empleando el manual de identificación de Pennington y Sarukhán (2005). A todos los árboles presentes en las UM se les midió el diámetro normal (Dn en cm) con una cinta diamétrica, la altura total (H en m) con un clinómetro electrónico, así mismo, a todos los cafetos registró el diámetro de tallo a 0.15 m sobre el suelo (Db₁₅ en cm) con un vernier y la altura total (H en m) con un flexómetro (Figura 1).

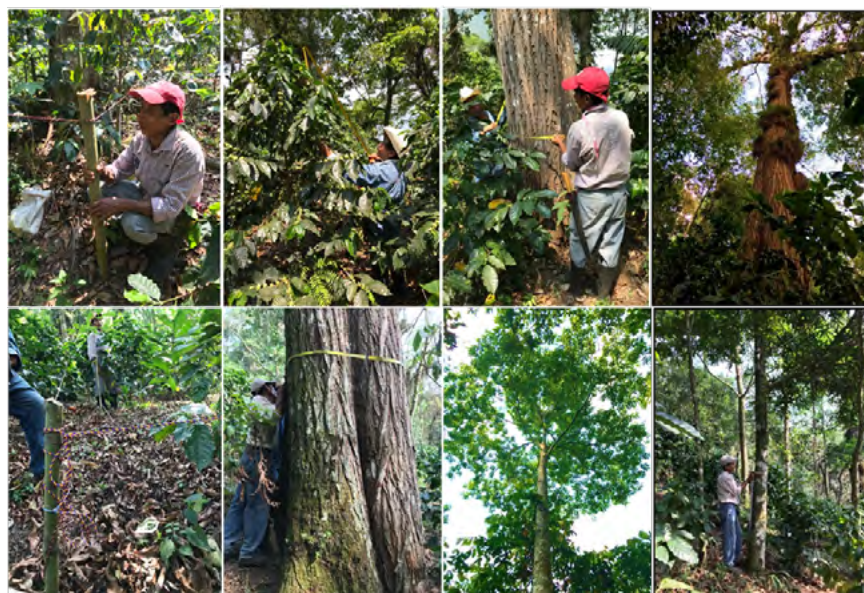


Figura 1.- Toma de datos en el SAFC.

Para la estimación de la biomasa aérea (B_a) se empleó las ecuaciones desarrolladas por Brown *et al.* (1989) y Chave *et al.* (2005) para árboles tropicales y la ecuación ajustada por Suarez *et al.* (2002) para plantas de *Coffea arabica* L. (Cuadro 1). El contenido de carbono aéreo (C_a) se calculó empleando el factor de conversión de 0.5 que multiplico a la B_a de los árboles y plantas de café (IPCC, 2003).

Cuadro 1.- Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea individual en el SAFC.

Especie	Ecuación alométrica	R^2_{adj}	Fuente	No.
Arboles de sombra	$B_a = \exp[-3.1141 + 0.9719 \ln(Dn^2H)]$	0.97	Brown <i>et al.</i> (1989)	1
	$B_a = \exp[-2.97 + \ln(\rho Dn^2H)]$	0.97	Chave <i>et al.</i> , 2005	2
Cafetos	$\ln(B_a): -2.39287 + 0.95285 \times \ln(Db_{15}) + 1.2693 \times \ln(H)$	0.89	Suárez <i>et al.</i> (2002)	2

B_a : es la biomasa aérea (kg); \exp es la base de los logaritmos neperianos; \ln es el logaritmo natural; Dn es el diámetro normal (cm); H es la altura total (m); ρ es la densidad de los árboles; Db_{15} es al diámetro base a la altura de 15 cm del suelo (cm) y R^2_{adj} es el coeficiente de determinación ajustado.

Estimadores muestrales

Para determinar las existencias de B_a y C_a en los SAFC, se emplearon los estimadores del muestreo simple al azar (MSA) y de razón (Eraz) (Cuadro 2). Los datos del arbolado y de los cafetos se analizaron de manera separada para minimizar los sesgos asociados a los cálculos.

Cuadro 2.- Estimadores de muestreo utilizados en el SAFC de Zongolica, Ver.

Estimadores	Parámetro	Ecuación	No.
MSA	Media	$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$	3
	Varianza muestral	$S_y^2 = \sum_{i=1}^n y_i^2 - \frac{(\sum_{i=1}^n y_i)^2}{n} / n - 1$	4
	Varianza de la media	$S_{\bar{y}}^2 = \frac{S^2}{n} \times \left(\frac{N-n}{N}\right)$	5
	Intervalos de confianza	$IC = \bar{y} \pm t_{n,gl} \times \sqrt{S_{\bar{y}}^2}$	6

	Precisión de la media o error de muestreo	$P = \frac{t_{n,gl} \sqrt{S_y^2}}{\bar{y}} \times 100$	7
	Razón	$R = \frac{\mu_y}{\mu_x}$	8
	Estimador de razón	$\hat{R} = \frac{\bar{y}}{\bar{x}} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i/n}{\sum_{i=1}^n x_i/n}$	9
	Media	$\bar{y}_R = \hat{R} \times \mu_x = \frac{\bar{y}}{\bar{x}} \times \mu_x$	10
ERaz	Varianza de la media de la razón	$S_{\hat{R}}^2 = \frac{\frac{\sum_{i=1}^n y_i^2 + \hat{R}^2 \times \sum_{i=1}^n x_i^2 - 2\hat{R}^2 \times \sum_{i=1}^n x_i y_i}{n-1}}{n} \times \left(1 - \frac{n}{N}\right)$	11
	Varianza de la media muestral de la razón	$S_{y\hat{R}}^2 = \frac{S_{\hat{R}}^2}{n} \times \left(1 - \frac{n}{N}\right)$	12
	Intervalos de confianza	$IC \pm 95\% = \bar{y}_R \pm t_{n,gl} \times \sqrt{S_{\hat{R}}^2}$	13
	Precisión de la media o error de muestreo	$P = \frac{t_{n,gl} \sqrt{S_{\hat{R}}^2}}{\bar{y}_R} \times 100$	14

Dónde: \bar{y} es la media muestral de la variable de interés (densidad en individuos ha^{-1} ; área basal en $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$; biomasa aérea o carbono aéreo en Mg ha^{-1}); \bar{x} es la media muestral de la variable auxiliar (área basal en $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); n es el tamaño de muestra; y_i es la biomasa o carbono (Mg ha^{-1}) en el i -ésimo sitio de muestreo; x_i es el área basal en el i -ésimo sitio de muestreo ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); N es el tamaño de la población; μ_x es la media poblacional de la variable de interés (biomasa aérea o carbono aéreo en Mg ha^{-1}); μ_x es la media poblacional de la variable auxiliar (área basal en $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); t es la distribución t de Student.

El Eraz requiere de una variable auxiliar que presente una relación lineal, con origen cercano a cero y con alta correlación con la variable de interés (Cortés, 2018; Roldan *et al.*, 2014).

Resultados y Discusión

En el Eraz se empleó el área basal (AB) como variable auxiliar por presentar una relación lineal con alta correlación de Pearson (>0.96) y origen cercano a cero con las variables de interés (B_a y C_a) (Figura 2). Al respecto, Fierros *et al.* (2018) y Roldan *et al.* (2013) obtuvieron tendencias similares al emplear el AB como variable auxiliar, por lo que siguieren emplearlo en los estimadores basados en modelos.

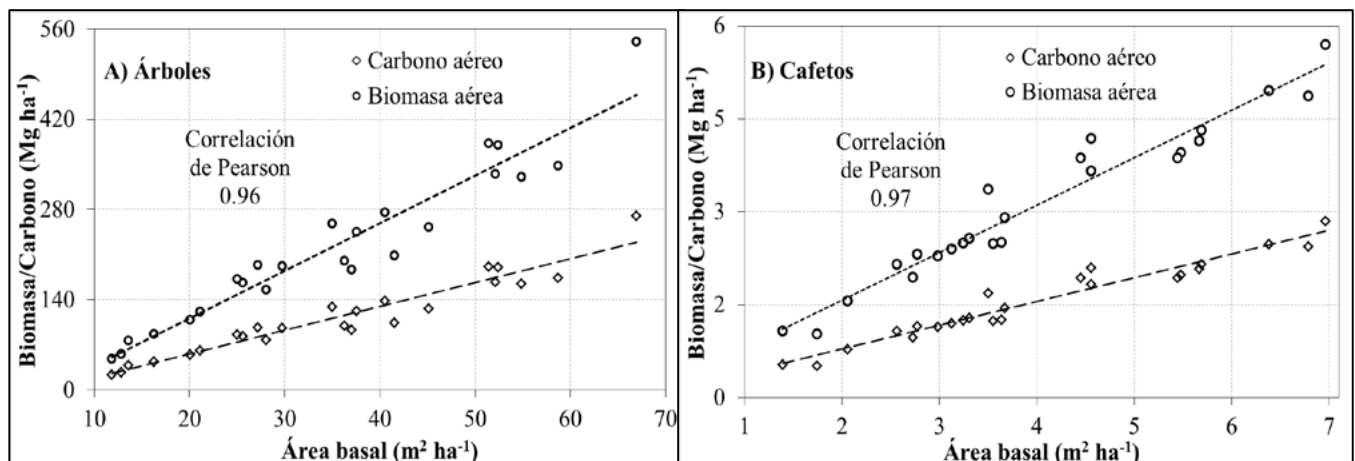


Figura 2-. Relación entre las variables de interés con la variable auxiliar.

En el Cuadro 3 se presentan las estimaciones del AB, B_a, C_a y Densidad para el estrato arbóreo y arbustivo del SAFC, los cuales han sido obtenidos vía estimadores MSA y ERaz. Los EM evidencian una gran variabilidad en la precisión de la B_a y C_a, de 7.28% a 22.50% en el arbolado y de 3.96% a 16.92% en los cafetos. El ERaz (B_a-C_a/AB) fue mejor al presentar resultados conservadores con mejores precisiones (<10%) y menores amplitudes en los intervalos de confianza. En este tenor, en el SAFC el C_a almacenado fue de 103.70 (±7.86) Mg C ha⁻¹ de los cuales 102.15 (±7.80) Mg C ha⁻¹ corresponden a la biomasa de los árboles a una densidad de 728 (±64) individuos ha⁻¹ y 1.56 (±0.06) Mg C ha⁻¹ a en los cafetos a una densidad de 3,621 (±337) plantas ha⁻¹. El almacén de C_a es ligeramente menor al valor reportado por Espinoza *et al.* (2012) en policultivos comerciales de café en Huatusco, Veracruz con 110 Mg C ha⁻¹ y similar al valor reportado por Rahn *et al.*, (2014) en policultivos tradicionales de café en Nicaragua con 104 Mg C ha⁻¹, sin embargo, es mayor a lo estimado por Schmitt *et al.* (2012) en policultivos tradicionales y comerciales de café en Guatemala con 73.18 (±5.30) Mg C ha⁻¹.

Cuadro 3.- Comparación de los estimadores probados para el SAFC en Zongolica, Ver.

Estimador	Estrato	Parámetro	AB (m ² ha ⁻¹)	Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	Carbono aéreo (Mg ha ⁻¹)	Densidad (individuos ha ⁻¹)
MSA	Árboles	Media	35.02	221.98	110.99	728
		L.S.	41.51	271.92	135.96	792
		L.I.	28.53	172.04	86.02	664
		P (%)	18.54	22.50	22.50	8.79
		A	12.99	99.88	49.94	128
	Cafetos	Media	4.01	3.11	1.56	3621
		L.S.	4.67	3.63	1.81	3957
		L.I.	3.35	2.59	1.30	3284
		P (%)	16.37	16.62	16.62	9.29
		A	1.31	1.03	0.52	673
ERaz	Árboles	Media	-	204.29	102.15	-
		L.S.	-	219.88	109.94	-
		L.I.	-	188.70	94.35	-
		P (%)	-	7.63	7.63	-
		A	-	31.18	15.59	-
	Cafetos	Media	-	3.11	1.56	-
		L.S.	-	3.23	1.62	-
		L.I.	-	2.99	1.49	-
		P (%)	-	3.87	3.87	-
		A	-	0.24	0.12	-

Dónde: AB es el área basal; L. S. es el límite superior; L. I. es el límite inferior; P (%) es la precisión y A es la amplitud entre L. S. y L. I.

El ERaz ofrece la ventaja que al utilizar el AB como variable auxiliar se tiene una razón que describe una proporción de B_a o C_a por cada m² de AB (Cortés 2018). En este tenor, para el estrato arbóreo, por cada m² de AB se tiene almacenado 3.17 (±0.22) Mg C, mientras que para el estrato arbustivo, por cada m² de AB se tiene almacenado 0.38 (±0.01) Mg C.

Conclusiones

Al emplear el AB como variable auxiliar en el ERaz permitió obtener estimaciones más eficientes que la estimación de muestreo basado en la media aritmética simple (MSA). El ERaz estima un almacén en B_a de $207.40 (\pm 15.71) \text{ Mg ha}^{-1}$ y en C_a de $103.70 (\pm 7.86) \text{ Mg C ha}^{-1}$; el 98.5% del almacén de la B_a y C_a se encuentra en los árboles y el 1.5% en las plantas de café.

Los resultados obtenidos permitirán comprender el potencial de los SAFC de la región para almacenar carbono y poder ser incluidos en futuros proyectos relacionados al tema de carbono.

Literatura citada

- AEMET y OECC. 2018. Cambio Climático: Calentamiento Global de 1,5°C. Agencia Estatal de Meteorología y Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Brown, S., A.R. Gillespie and A.E. Lugo. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35:881-902.
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M.A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B.W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riera and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87-99 DOI: 10.1007/s00442-005-0100-x
- Cortés, B. 2018. Estimación de biomasa y carbono en Sierra de Santa Rosa, Guanajuato. Tesis de maestría en ciencias. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Estado de México. 75 p.
- Espinoza D. W., L. Krishnamurthy, A. Vázquez A. y A. Torres R. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y el Ambiente* 18: 57-70.
- Fierros M. R., H. M. De los Santos P., A. M. Fierros G., F. Cruz C., Luis Martínez Á. E. Velasco B. y G. Quiñonez B. 2018. Estimadores de muestreo para inventario de plantaciones de *Pinus Chiapensis* (Martínez) Andresen. *Rev. Mex. Cien. For.* 9: 131-150.
- Gómez, E. L. 2000. Cambio climático y desarrollo. San José, CR, PNUD-Yale School of Forestry and Environmental Studies. 465 p.
- Gower, S. 2003. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. *Annual Review of Environment and Resources*. 28. 169-204.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Zongolica, Veracruz de Ignacio de la Llave.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2020. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide [En línea]. Disponible en: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>.
- Pennington, T. D., y K. Sarukhán. 2005. Manual para la Identificación de Campo de los Principales Árboles Tropicales de México. Tercera ed. Inst. Nal. Invest. Forest. SAG. México. 523 p.
- Rahn, E., Läderach, P., Baca, M., Cressy, C., Schroth, G., Malin, D., van Rikxoort, H., and Shriver, J. 2014. Climate change adaptation, mitigation and livelihood benefits in coffee production: where are the synergies? *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 19:1119-1137.
- Roldán C. M. A., H. M. De los Santos P., H. Ramírez M., J. R. Valdez L. G. Ángeles P. y A. Velázquez M. 2014. Estimadores de muestreo para inventario de plantaciones forestales comerciales de eucalipto en el sureste mexicano. *Rev. Mex. Cien. For.* 5: 38-57.
- Schmitt H. M., T. P. Evans, E. Castellanos and J.C. Randolph. 2012. Carbon stocks in coffee agroforests and mixed dry tropical forests in the western highlands of Guatemala. *Agroforestry Systems*, 86: 141-157.
- Suárez P. 2002. Cuantificación y valoración económica del servicio ambiental almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de café en la comarca Yassica Sur, Matagalpa, Nicaragua. CATIE 117 p.
- UNEP y GEMS. 1992. Los gases que producen el efecto de invernadero (cambio climático global). Sánchez-Vélez A. y Gerón D., X. Traductores. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 41 p

8.14. Almacenamiento de carbono orgánico del suelo en cafetales orgánicos del centro de Veracruz, México

Tinoco-Rueda Juan A.^{1,2}; Escamilla-Prado Esteban¹ y Flores-Ordoñez Marisol¹

¹ Centro Regional Universitario Oriente, Universidad Autónoma Chapingo. Km. 6 carretera Huatusco-Xalapa, C.P. 94100, Huatusco, Veracruz, México.

² Estudiante de Doctorado en Ciencias Agrícolas y Medioambientales para el Desarrollo, Universidad de Santiago de Compostela, España. Autor para correspondencia: juanangel.tinoco@rai.usc.es

Resumen

Los sistemas agroforestales son agroecosistemas diversificados que se caracterizan por asociar especies perennes multipropósito con cultivos agrícolas o animales. La estructura y composición de los sistemas productivos bajo el enfoque agroforestal favorecen la provisión de servicios ecosistémicos como la captura de carbono que ayudan a mitigar el fenómeno del cambio climático. El objetivo de la presente investigación fue cuantificar el carbono orgánico del suelo (COS) almacenado en cafetales bajo sombra en la organización Catuai Amarillo, S.S.S., ubicada en el municipio de Chocamán, Veracruz, México. Se definieron 16 sitios de muestreo en las parcelas de los socios de la Organización. En cada sitio se estableció una parcela cuadrada de 625 m² donde se identificó la tipología del sistema de producción, el análisis de la estructura y composición del agroecosistema mediante perfiles de vegetación. Para determinar el COS se obtuvo una muestra compuesta de suelo por cada sitio a una profundidad entre 15 y 20 cm, las muestras se analizaron con ayuda de un TOC-L Shimadzu modelo SSM-5000A. Como resultado se encontró que los cafetales de la Organización corresponden a dos tipos de sistemas de producción de café: Sistema Policultivo Tradicional (SPT) y Sistema Policultivo Comercial (SPC). La cuantificación del COS establece que el sistema SPT obtuvo en promedio 74.78 MgC ha⁻¹ mientras que el sistema SPC 66.13 MgC ha⁻¹. Con la información obtenida se tiene la prospectiva de plantear estrategias para incrementar el contenido de COS así como un posible pago por servicios ecosistémicos.

Palabras clave: *sistemas agroforestales; mitigación del cambio climático; servicios ecosistémicos.*

Abstract

Agroforestry systems are diversified agroecosystems characterized by associating multipurpose perennial species with agricultural crops or animals. The structure and composition of the productive systems under the agroforestry approach favor the provision of ecosystem services such as carbon sequestration that help mitigate the phenomenon of climate change. The goal of this research was to quantify the soil organic carbon (SOC) stored in coffee plantations under shade in the organization Catuai Amarillo, S.S.S., located in the municipality of Chocamán, Veracruz, Mexico. We establish 16 sampling sites in the plots of the Organization's partners. At each site, a 625 m² square plot was established where the typology of the production system was identified, as well as the analysis of the structure and composition of the agroecosystem through vegetation profiles. To determine the SOC, a composite sample of soil was obtained for each site at a depth of 15-20 cm, the samples were analyzed with the help of a Shimadzu TOC-L model SSM-5000A. As a result, it was found that the coffee plantations of the Organization correspond to two types of coffee production systems: Traditional Polyculture System (SPT) and Commercial Polyculture System (SPC). The quantification of the SOC establishes that the SPT system obtained on average 74.78 MgC ha⁻¹ while the SPC system 66.13 MgC ha⁻¹. With the information obtained, there is the prospect of proposing strategies to increase the content of SOC as well as a possible payment for ecosystem services.



Key words: *agroforestry systems; climate change mitigation; ecosystem services.*

Introducción

Los cafetales bajo sombra son sistemas agroforestales que están integrados por diversos estratos de vegetación en donde interactúan especies del género *Coffea* junto con árboles multipropósito. La configuración de estos sistemas agroforestales en estructura y composición permiten la provisión de servicios ambientales tales como: captura de carbono, recarga de agua al subsuelo, producción de alimentos y mantenimiento de la biodiversidad (Soto, 2007).

Con base en la estructura y composición diversificada de los cafetales bajo sombra se reconoce el potencial de almacenamiento de carbono en el suelo que estos sistemas agroforestales tienen (Espinoza et al., 2012; Soto, 2008). Masuhara et al. (2015) determinaron el carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz y encontraron que el sistema policultivo tradicional de café con árboles de uso múltiple registró 188 MgC ha⁻¹, mientras que el sistema especializado de café con árboles del género *Inga* como sombra obtuvo un valor de 133 MgC ha⁻¹.

El objetivo de la presente investigación fue cuantificar el carbono orgánico del suelo (COS) almacenado en cafetales bajo sombra en la organización Catuai Amarillo, S.S.S., ubicada en el municipio de Chocamán, Veracruz, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Chocamán que se ubica en la zona central del Estado de Veracruz entre los paralelos 18° 58' y 19° 02' de latitud norte y los meridianos 97° 00' y 97° 06' de longitud oeste, la altitud oscila entre 1,100 y 2,200 msnm. Los sistemas de topografías dominantes son sierras volcánicas de laderas tendidas con mesetas y lomeríos de basalto. Los tipos de clima presentes son semicálido húmedo y templado húmedo. La temperatura promedio anual es de 19 °C y la precipitación media anual de 1,840 mm. Los suelos son de origen volcánico predominando los andosoles. Los tipos de vegetación más representativos son el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino-encino (INEGI, 2021).

Metodología

Se definieron 16 sitios de muestreo en las parcelas de los socios de la Organización. En cada sitio se estableció una parcela cuadrada de 625 m² donde se identificó la tipología del sistema de producción, el análisis de la estructura y la composición del agroecosistema mediante perfiles de vegetación.

Las muestras de suelo se obtuvieron con una barrena a una profundidad de 15 y 20 cm y fueron almacenadas en bolsas transparentes de polietileno. Las muestras se secaron a temperatura ambiente en el laboratorio de Geomática del Centro Regional Universitario Oriente y posteriormente tamizadas en malla de 100 micras (#100) para ser secadas por 24 horas en una incubadora Felisa en el Departamento de Agroecología de la Universidad Autónoma Chapingo.

Las determinaciones del porcentaje de carbono orgánico del suelo (%COS) se realizaron en estado sólido por medio de un analizador Shimadzu TOC-L, para lo cual se introdujo la boat de cerámica con 300 mg de la muestra correspondiente para su lectura. El método utilizado fue con base en la curva de calibración de Sacarosa+Control 14-06-18_06_16_13_45_39. Para estimar el COS por hectárea se utilizó la ecuación 1.

$$COS = \%COS * DAP * PROF \quad (1)$$

donde, COS es el contenido de carbono orgánico del suelo (MgC ha^{-1}), %COS es el porcentaje de carbono orgánico en el suelo (%), DAP es la densidad aparente del suelo (g cm^{-3}) y PROF es la profundidad de la muestra (cm).

Con los datos de COS se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de Tukey ($p < 0.05$) para comparar los dos sistemas de producción de café.

Resultados y Discusión

Los cafetales de la Organización corresponden a dos tipos de sistemas de producción de café: Sistema Policultivo Tradicional (SPT) y Sistema Policultivo Comercial (SPC). En promedio los SPT almacenan $74.78 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que en los SPC se registró $66.13 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Velasco (2013) determinó que los suelos en Chocamán almacenan en promedio $56.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, la diferencia que existe en cada estudio puede atribuirse al método de cuantificación empleado ya que, en el presente estudio se realizó en el analizador Shimadzu TOC-L SSM-5000 y Velasco (2013) cuantificó a través del porcentaje de materia orgánica. Otro factor que puede influir en la variación de los datos reportados por los autores es la diferencia en el tiempo de establecimiento de los sistemas ya que en cafetales de más de cinco años la vegetación aporta mayor cantidad de materia orgánica. Otro estudio realizado por Cristóbal et al. (2019) reporta que se almacena $144.47 \text{ MgC ha}^{-1}$ en SPT, mientras que en los SPC $86.37 \text{ MgC ha}^{-1}$. Por su parte Rojas (2014) encontró que los SPT almacenan 252 MgC ha^{-1} y los SPC $118.08 \text{ MgC ha}^{-1}$.

El análisis estadístico muestra que no existen diferencias significativas entre el carbono orgánico del suelo de los dos sistemas de producción de café evaluados.

Estos resultados concuerdan con Soto et al. (2013), quienes indican que el balance entre la hojarasca que cae y la hojarasca que se descompone influye en la cantidad de carbono almacenado en el suelo. La descomposición depende del clima, los microorganismos y la composición de la hojarasca dentro del sistema, factores importantes para incrementar o disminuir el COS.

Conclusiones

Las condiciones fisiográficas, edáficas y agroecológicas de la región de estudio favorecen el predominio de cafetales bajo sombra diversificada, esta condición de sistema agroforestal tendrá en un futuro mayor importancia ante el fenómeno de cambio climático.

El componente edáfico representa el reservorio más importante de carbono en los agroecosistemas cafetaleros ya que ahí se encuentra más del 50 % del carbono total. Por estas consideraciones los sistemas cafetaleros de la organización tienen el potencial de ser incluidos en los planes de pago por servicios ambientales.

Agradecimientos

A la Dirección General de Investigación y Posgrado de la Universidad Autónoma Chapingo por el financiamiento otorgado para el desarrollo de la presente investigación, así como a los socios de la organización Catuai Amarillo, S.S.S. por las facilidades para realizar los muestreos en las parcelas de café.

Literatura citada

- Cristóbal, D., J.A. Tinoco, J.V. Prado and E. Hernández. 2019. Soil carbon and nitrogen in tropical montane cloud forest, agroforestry and coffee monoculture systems. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 25(2):169-184
- Espinoza D., L. Krishnamurthy, A. Vázquez y A. Torres. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(1):57-70.
- INEGI. 2021. Mapa digital de México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.



- Masuhara, A., E. Valdés, J. Pérez, D. Gutiérrez, J.C. Vázquez, E. Salcedo, M.J. Juárez y A. Merino. 2015. Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología* 4(1):66-93
- Rojas, L. 2014. Evaluación de carbono en sistemas agroforestales de café (*Coffea arabica* L.) en Chocamán, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, México. 124 p.
- Soto, L. 2008. Diversidad y otros servicios ambientales de los cafetales. *Ecofronteras* 32:3-5
- Soto, L., V.R. Rivera, C.A. Núñez, B. De Jung, M.G. Hernández y A.B. Ordoñez. 2013. Producción y tasa de descomposición de hojarasca en acahuals de la selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(20):20-30
- Velasco, J.H. 2013. Análisis del agroecosistema café orgánico desde la perspectiva: ambiental, económica y sociocultural del municipio de Chocamán, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. 161 p.

8.15. Almacén de carbono en la biomasa aérea de *Hevea brasiliensis* en cuatro densidades de plantación

Pablo-Mendoza María del C.¹; Tlaxcala-Méndez Rolando M.¹; Santiago-Trinidad Olga¹ y Monroy-Rivera Carlos R.¹

¹ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental El Palmar. Carretera Tezonapa – El Palmar grande km. 18, CP 95080, Tezonapa, Veracruz, México.
Autor para correspondencia: pablo.maria@inifap.gob.mx

Resumen

El hule (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg) es considerada como una especie con potencial en el almacén de biomasa y captura de carbono a lo largo del ciclo de vida de la plantación. Sin embargo, el conocimiento acerca de cuantificar el carbono secuestrado en diferentes densidades de plantación es limitado. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar la biomasa y el carbono aéreo almacenado en una plantación de hule-clon IAN-754 de 31 años de edad establecida en cuatro densidades de plantación. El diseño experimental fue de bloques completamente al azar, con cuatro tratamientos y tres repeticiones. Para estimar la biomasa aérea total y por componente estructural se emplearon las ecuaciones generadas por Monroy y Navar (2004). Para estimar el carbono aéreo total y por componente estructural, se multiplicó el valor de la biomasa por el factor de 0.487. En densidades de 1,250 árboles por hectárea presentaron diámetros promedio de 24.14 cm, alturas de 21.18 m, biomasa total aérea de 0.344 Mg y captura de carbono total de 0.167 Mg, en contraste cuando la densidad es de 200 árboles el diámetro fue 48.37 cm, alturas de 30.35 m, almacén de biomasa de 1.401 Mg y captura de carbono total de 0.682 Mg. Sin embargo, cuando los resultados se extrapolan a una hectárea, los resultados se invierten y se llega a la siguiente conclusión en densidades de plantación de 1250 árboles por hectárea se almacena mayor cantidad de biomasa y carbono aéreo en comparación con bajas densidades de 200 árboles por hectárea.

Palabras clave: *hule; clon IAN-754; ecuaciones alométricas; fijación de dióxido de carbono y Veracruz.*

Abstract

Rubber (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg) is considered a species with potential in the storage of biomass and carbon sequestration throughout the life cycle of the plantation. However, the knowledge about quantifying the carbon sequestered in different planting densities is limited. The objective of this work was to quantify the biomass and airborne carbon stored in a plantation the rubber-clone IAN-754 the 31 year established in four plantation densities. The experimental design was completely randomized blocks, with four treatments and three repetitions. To estimate the total aerial biomass and by structural component, the equations generated by Monroy and Navar (2004) were used. To estimate the total airborne carbon and by structural component, the biomass value was multiplied by the factor of 0.487. In densities of 1,250 trees per hectare they presented average diameters of 24.14 cm, heights of 21.18 m, total aerial biomass of 0.344 Mg and total carbon capture of 0.167 Mg, in contrast when the density is 200 trees the diameter was 48.37 cm, heights of 30.35 m, storage of biomass of 1,401 Mg and total carbon capture of 0.682 Mg. However, when the results are extrapolated to one hectare, the results are reversed and the following conclusion is reached at planting densities of 1250 trees per hectare, a greater amount of biomass and aboveground carbon is stored compared to low densities of 200 trees per hectare.



Key words: *rubber; clon IAN-754; allometric equations; fixation of carbon dioxide and Veracruz.*

Introducción

México tiene una superficie plantada de 30, 335.90 hectáreas de hule (*Hevea brasiliensis* Müell. Arg.), distribuidas en Veracruz 51.91%, Chiapas 19.88%, Tabasco 14.50%, Oaxaca 13.51% y Puebla 0.20% (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, 2019). En el cultivo de hule, se consideran dos periodos en la plantación, el preproductivo que va desde el establecimiento de la plantación hasta el inicio de “pica” y el productivo, el cual es el periodo en el cual la plantación está en condiciones aptas para la extracción de látex, una vez culminado estos periodos, las plantaciones son derribadas para el aprovechamiento de la madera que se utiliza principalmente para la fabricación de muebles, tableros de fibra de densidad media, tableros de partículas, madera de chapa laminada, madera contrachapada, tablero de madera-cemento, celulosa (papel corrugado) (Gómez-González *et al.*, 2018). Sin embargo, durante el ciclo de vida del cultivo, las plantaciones de *Hevea brasiliensis* contribuyen a la reducción de dióxido de carbono en la atmósfera al fijar carbono a través de la fotosíntesis y almacenarlo en cada uno de los componentes del árbol (hojas, ramas, fustes, cortezas y raíces) y por la transformación de residuos orgánicos en materia orgánica estabilizada en el suelo, por lo tanto, puede considerarse como una fuente potencial de mitigación ante el cambio climático (López-Reyes *et al.*, 2016).

La estimación de la biomasa aérea de los árboles es un aspecto esencial para estudios de almacenes y flujos de carbono en los ecosistemas forestales (Monroy y Nívar, 2004), en las plantaciones de hule el componente aéreo es uno de los principales almacenes de biomasa, y por tanto de carbono (Rojo-Martínez *et al.*, 2005). En México, la estimación de almacén de carbono en plantaciones de hule es limitado, por lo anterior, se planteó el objetivo de cuantificar la biomasa y el carbono aéreo almacenado en una plantación de hule (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) clon IAN-754 de 31 años de edad establecida en cuatro densidades de plantación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

En primavera del 2021 se realizó un censo del arbolado existente en la plantación de hule - clon IAN 754, con una edad promedio de 31 años, ubicada entre las coordenadas 18° 30'56.77" N y 96° 45'32.18" O. en el valle de Tezonapa, Ver., en terrenos del Campo Experimental El palmar dependiente del Instituto Nacional de Investigaciones, Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), ubicado en el Km 16 carretera Tezonapa – El Palmar Grande, Mpio. de Tezonapa, a una altitud de 180 m (Figura 1). El clima es de tipo cálido húmedo, con precipitación de 2885 mm anuales. La temperatura media es de 24.4 °C con una mínima de 16.1 °C y una máxima de 35. 45 °C. Los suelos son acrisoles y vertisoles, profundos y con buen drenaje natural con textura migajón arcillo-arenosa y con pH de 4.8 a 6.1 (Monroy y Navar, 2004).

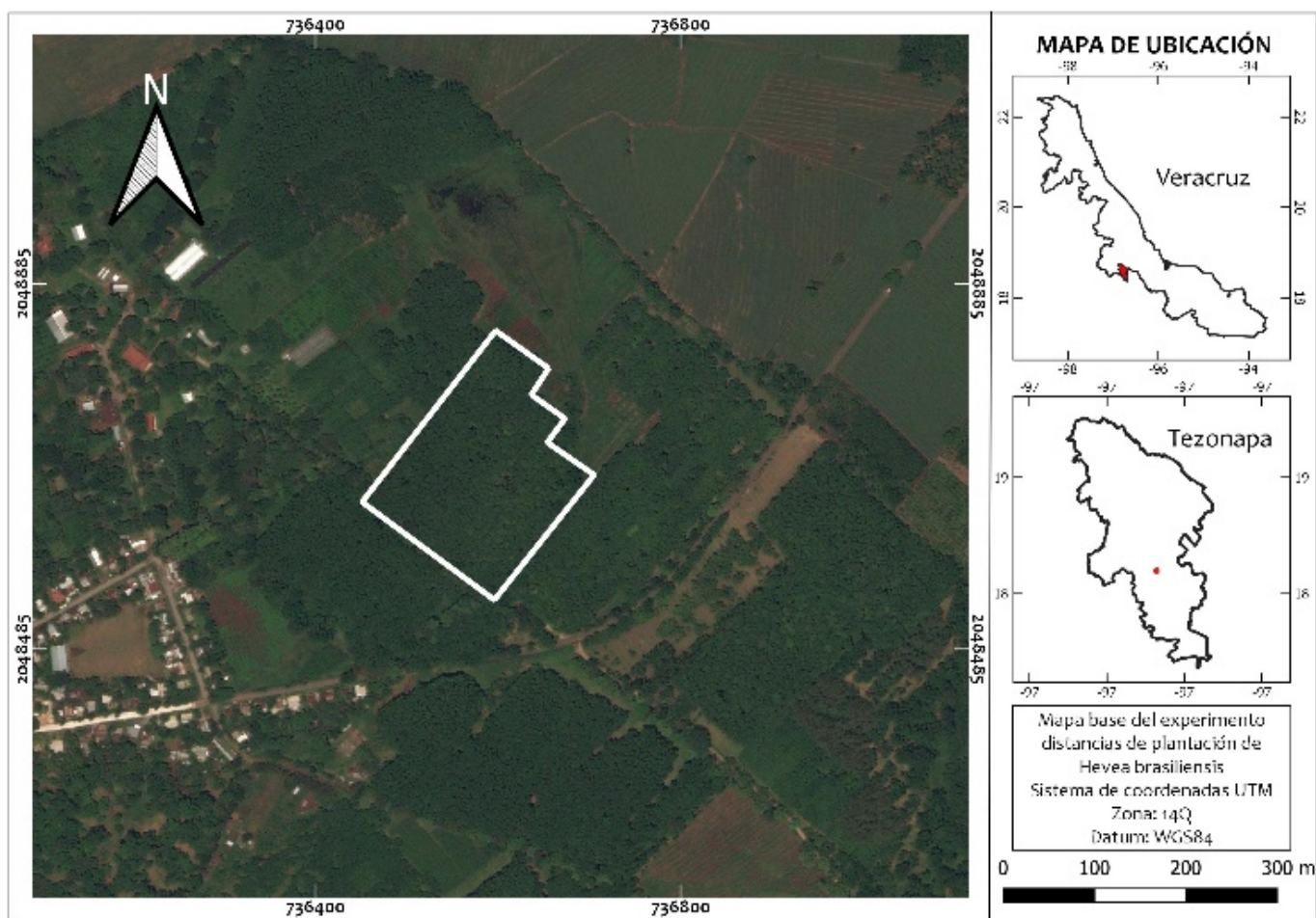


Figura 1. Localización del área de estudio.

Metodología

El experimento está establecido en un diseño de bloques completamente al azar (DBCA), con cuatro tratamientos (distancias de plantación) y tres repeticiones (Cuadro 1).

Cuadro 1. Datos del experimento de *Hevea brasiliensis* en Tezonapa, Ver.

Tratamiento	Marco de plantación	Área de cada bloque (m ²)	Superficie por tratamiento (m ²)
A	2 x 4 m ²	160 m ²	480 m ²
B	3 x 6 m ²	360 m ²	1080 m ²
C	4 x 8 m ²	640 m ²	1920 m ²
D	5 x 10 m ²	1000 m ²	3000 m ²

El experimento tiene una superficie total de 6,480 m². Cada bloque está conformado de 44 árboles, de los cuales se seleccionaron 20 árboles en el centro del bloque para eliminar el efecto borde, se inventarió un total de 240 árboles para todo el experimento, a cada árbol se le midió el diámetro normal a 1.30 m (d en cm) con una cinta diamétrica Forestry Suppliers®, mientras que la altura total se estimó con modelo de $h = \exp(-0.4816) + (1.6420 * \log d) + (-0.16375 * \log d^2)$ generado por Monroy *et al.* (2006).

Biomasa aérea (fuste y ramas) y carbono almacenado

Para estimar la biomasa aérea total y por componente estructural se emplearon las ecuaciones 1, 2 y 3, ajustadas por Monroy y Navar (2004) mediante regresión lineal generalizada para plantaciones de Hevea clon IAN-710, debido a que no se cuentan con ecuaciones específicas para el clon IAN-754.

$$b_{fuste} = 37.35705 + 0.013422 \times d^2 \times h \quad (1)$$

$$b_{ramas} = 29.99596 + 0.004273 \times d^2 \times h \quad (2)$$

$$b_{total} = 67.35301 + 0.017695 \times d^2 \times h \quad (3)$$

Donde, b_{fuste} es la biomasa de fuste (kg); b_{ramas} es la biomasa de ramas (kg); b_{total} es la biomasa aérea total (kg); d es el diámetro normal (cm); h es altura total (m).

Para estimar el carbono aéreo total y por componente estructural, se multiplico el valor de la biomasa (fuste, ramas y total aéreo) por el factor de 0.487, valor correspondiente a las concentraciones de carbono obtenidas en la especie (Wauters, Coudert, Grallien, Jonard y Ponette, 2008; Kongsager *et al.*, 2013) (citado por López-Reyes *et al.*, 2016).

Para el análisis estadístico se aplicó una prueba de normalidad “Kolmogorov-Smirnov” a una probabilidad de rechazo de 0.05, posteriormente se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de comparación de medias de Duncan ($p < 0.05$), para los análisis se empleó el software RStudio.

Resultados y Discusión

Los datos presentaron normalidad ($p > 0.05$). El ANOVA mostró diferencias significativas en el diámetro normal y la altura total de los árboles entre los cuatro tratamientos a una probabilidad de 0.05. Lo cual se corroboró con la prueba de comparación de medias de Tukey indicando también que el diámetro y la altura de los árboles entre cada tratamiento (A, B, C, y D) son estadísticamente diferentes.

El crecimiento en diámetro de los árboles de hule es afectado por las densidades de plantación, en densidades de 1,250 árboles por hectárea, los árboles presentaron diámetros promedio de 24.14 cm, en cambio, cuando la densidad fue de 200 los árboles alcanzaron diámetros promedio de 48.37 cm. Izquierdo-Bautista *et al.* (2011), menciona que el 97% de las plantaciones de Tabasco, México., se encuentran en densidades de plantación de 556 árboles por hectárea.

Cuadro 2. Comparación de medias en diámetros y alturas totales para *H. brasiliensis*, en el centro de Veracruz.

T	MP	DP	Dn (cm)	H (m)
A	2 x 4 m ²	1250	24.14 d	21.18 d
B	3 x 6 m ²	556	33.86 c	25.78 c
C	4 x 8 m ²	313	41.33 b	28.49 b
D	5 x 10 m	200	48.37 a	30.35 a

Donde, T : es tratamiento, MP : marco de plantacion, DP : Densidad de plantación, Dn : diámetro normal y H : altura total del árbol, letras diferentes indican diferencias estadísticas (Duncan, $p < 0.05$).

Las alturas son afectadas por los diámetros del árbolado, lo anterior, concuerda con los señalado por Gómez-González *et al.* (2018) en plantaciones de Hevea establecidas en Huimanguillo, además, señala, que el diámetro crece con base en el manejo que se aplique a esta especie, es decir: las características genéticas de los clones, densidad de plantación, aplicación de fertilizante, presencia de enfermedades, frecuencia de pica y profundidad del corte, entre otros.

En todos los tratamientos evaluados la mayor concentración de biomasa y carbono se encontró en el fuste de los árboles, existiendo diferencias significativas entre ellos, estos datos coinciden por lo

reportado por López-Reyes *et al.* (2016). Por otro lado, en arboles con diámetros donde la media fue de 24.14 cm y alturas de 21.18 m la biomasa total aérea tuvo un valor de 0.344 Mg, en cambio, cuando los arboles se desarrollan en densidades menores, ej. 200 árboles por hectárea estos presentan diámetros de 48.37 cm y alturas de 30.35 m por lo que el almacén de biomasa es de 1.401 Mg (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación de medias por Duncan, biomasa de fustes, ramas y total aéreo y captura de carbono en *H. brasiliensis*, en el centro de Veracruz.

T	Marco de plantación	Biomasa fuste (Mg)	Biomasa ramas (Mg)	Biomasa total aérea (Mg)	Carbono fuste (Mg)	Carbono ramas (Mg)	Carbono total (Mg)
A	2 x 4 m ²	0.247 d	0.096 d	0.344 d	0.120 d	0.047 d	0.167 d
B	3 x 6 m ²	0.490 c	0.174 c	0.664 c	0.238 c	0.084 c	0.323 c
C	4 x 8 m ²	0.734 b	0.251 b	0.986 b	0.357 b	0.122 b	0.480 b
D	5 x 10 m	1.049 a	0.352 a	1.401 a	0.511 a	0.171 a	0.682 a

Medias con letras distintas son estadísticamente diferentes (Duncan, $p < 0.05$). Numero de observaciones por tratamiento = 60.

Sin embargo, cuando los datos son extrapolados nivel hectárea con las cuatro densidades evaluadas, los valores se invierten (Figura 2), en densidades de 1,250 árboles por ha. se almacena 430 Mg ha⁻¹ de biomasa y 209 Mg ha⁻¹ de carbono, por el contrario, en densidades de 200 árboles por hectárea el almacén de biomasa es de 280.2 Mg ha⁻¹ y de 136.46 Mg ha⁻¹ en carbono. López-Reyes *et al.* (2016), reporta que en plantaciones de hule con edad promedio de 32 años la biomasa total aérea es de 310.71 Mg ha⁻¹ capturando 151.32 Mg ha⁻¹ de carbono total aéreo, estos datos son similares a los obtenidos en la presente investigación cuando la densidad es de 313 arboles por hectárea. Sin embargo, no supera los resultados alcanzados con densidades de 556 y 1250 árboles por hectárea.

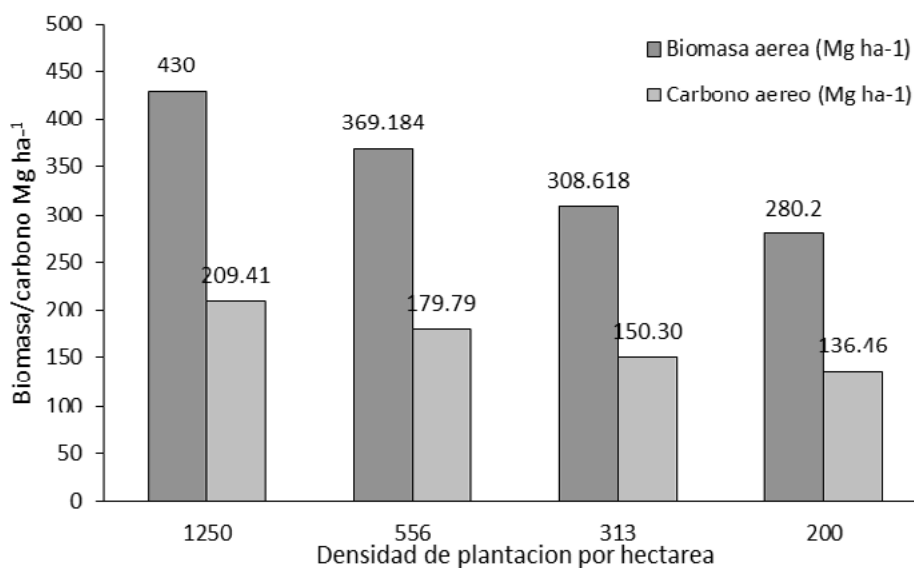


Figura 2. Valores de biomasa y carbono aéreo total en cuatro densidades de plantación de *Hevea brasiliensis*.

Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio se determina que a mayores densidades de plantación (1250 árboles por hectárea) se almacena mayor cantidad de biomasa y carbono aéreo, por el contrario, en bajas densidades (200 árboles por hectárea) la concentración de biomasa y carbono es menor.



Literatura citada

- Izquierdo-Bautista, H., M. M. Domínguez-Domínguez., P. Martínez-Zurimendi., A. Velázquez-Martínez. y V. Cordova-Avalos. 2011. Problemática en los procesos de producción de las plantaciones de hule *Hevea brasiliensis* Muell Arg. En Tabasco, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14: 513-524.
- Gómez-Gonzales, J. P. 2015. Producción de madera en plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis*) en Huimanguillo, Tabasco. Tesis de maestría en ciencias. Colegio de Postgraduados. H. Cárdenas, Tabasco. 120 p.
- Gómez-González, J. P., M. Domínguez-Domínguez., P. Martínez-Zurimendi y G. Ramírez Valverde. 2018. Ecuaciones de volumen para estimar la producción maderable de *Hevea brasiliensis* Müell Arg. en plantaciones de etapas adulta y vejez. *Madera y bosques* 24:1-18 DOI:10.21829/myb.2018.2421867.
- Monroy-Rivera. C y J. D. Cháidez. 2004. Ecuaciones de aditividad para estimar componentes de biomasa de *Hevea brasiliensis* Muell. Arg., en Veracruz, México. *Madera y Bosques* 10:29-43.
- Monroy-Rivera, C. R., Aguirre-Calderón O. A., Jiménez-Pérez, J. 2006. Productividad maderable de *Hevea brasiliensis* Muell. Arg., en Veracruz, México. *Ciencia UANL* 9: 261-269.
- Rojó-Martínez, G. E., J. Jasso-Mata., J. J. Vargas-Hernández., D. J. Palma-López y A. Velázquez-Martínez. 2005. Biomasa aérea en plantaciones comerciales de hule (*Hevea brasiliensis* Müll. Arg.) en el estado de Oaxaca, México. *Agrociencia* 39:449-456.
- López-Reyes, L. Y., M. Domínguez-Domínguez., P. Martínez-Zurimendi., J. Zavala-Cruz., A. Gómez-Guerrero y S. Posada-Cruz. 2016. Carbono almacenado en la biomasa aérea de plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis* Müell. Arg.) de diferentes edades. *Madera y bosques* 22:49-60.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2019. Anuario Estadístico de la Producción Agrícola, 2019. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/> (Consulta: julio 10, 2021).

8.16. Efecto de diferentes variedades de grano de sorgo con alto contenido de taninos sobre la fermentación ruminal y la producción de metano *in vitro*

Molho-Ortiz A. A.¹; Corona G.L.¹; Márquez-Mota C.C.¹; Beauchemin K.A.²; Talamantes-Gómez J.M.¹; Ramírez-Bribiesca E.³ y Romero- Pérez A¹

¹ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México.

² Lethbridge Research and Development Centre, Agriculture and Agri-Food Canada.

³ Programa de Ganadería, Colegio de Posgraduados, Montecillo, México.

Autor para correspondencia: atmir@unam.mx

Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar el potencial de mitigación de metano entérico (CH₄) de diferentes variedades de grano de sorgo con alto contenido de taninos *in vitro*. Los tratamientos se organizaron en un diseño experimental de bloques completos al azar con arreglo factorial 2 × 7, con 2 niveles de polietilenglicol (PEG; 0 y 1 g) y 7 variedades de sorgo, 6 de las cuales presentaron niveles altos de taninos (1.43 – 2.32%). Los tratamientos tuvieron 3 repeticiones y se realizaron 3 corridas independientes empleando la técnica de la producción de gas *in vitro*. El sustrato empleado (0.5 g) estaba compuesto por 72% sorgo, 18% rastrojo de maíz y 10% de pasta de soya. El líquido ruminal empleado como inóculo fue obtenido de 3 ovinos con cánula en rumen consumiendo una dieta similar a la evaluada. La incubación tuvo una duración de 48 horas. Las variables evaluadas incluyeron la degradación *in vitro* de materia seca (DIVMS), la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), nitrógeno amoniacal (NH₃-N), la producción total de gas y la producción de CH₄. La utilización de grano de sorgo con alto contenido de taninos no disminuyó la producción de CH₄, sin embargo, redujo la DIVMS. Los efectos negativos sobre la DIVMS fueron minimizados con la inclusión de PEG. En conclusión, los taninos presentes en las diferentes variedades de grano de sorgo evaluados en el presente estudio fueron causaron una disminución en la digestibilidad, pero no fueron efectivos en reducir la producción de metano *in vitro*.

Palabras clave: *rumen; producción de gas; gases de efecto invernadero; fitoquímicos.*

Abstract.

The objective of this study was to evaluate the mitigation potential of enteric methane (CH₄) of different sorghum grain varieties with high tannin content *in vitro*. The treatments were organized in a randomized complete block design with a 2 × 7 factorial arrangement, with 2 levels of polyethylene glycol (PEG; 0 and 1 g) and 7 varieties of sorghum, 6 of which presented high levels of tannins (1.43 - 2.32%). Treatments had 3 repetitions and 3 independent runs were carried out using the *in vitro* gas production technique. Substrate (0.5 g) was composed of 72% sorghum, 18% corn straw and 10% soybean meal. The ruminal fluid used as inoculum was obtained from 3 sheep fitted with rumen cannula consuming a diet with the same composition as the substrate. The incubation lasted 48 hours. The evaluated variables were *in vitro* dry matter degradation (IVDMD), concentration of volatile fatty acids (VFA), ammonia nitrogen (NH₃-N), total gas production and CH₄ production. The use of sorghum grain with high tannin content did not reduced CH₄ production, however, a reduction in IVDMD was observed. The negative effects on DIVMS were minimized with the inclusion of PEG. In conclusion, the level of tannins in the different varieties of sorghum grain evaluated in the present study were sufficient to cause a decrease in digestibility, but were not effective in reducing methane production *in vitro*.

Keywords: *rumen; gas production; greenhouse gasses, phytochemicals.*

Introducción

El metano es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 28 veces mayor al CO₂ (IPCC, 2014). La industria ganadera contribuye con aproximadamente 14.5% de las emisiones antropogénicas globales (Gerber *et al.*, 2014). La ganadería en su conjunto, y en particular los rumiantes, participan notablemente a la generación de metano, el cual no solo contribuye al calentamiento global sino que representa una pérdida de energía para el animal (Johnson y Johnson, 1995). Dentro de las diferentes estrategias que se han propuesto para reducir las emisiones de metano se encuentran el uso de taninos en la dieta. Los taninos han sido ampliamente estudiados para reducir las emisiones de metano en rumiantes, sin embargo, su efectividad en experimentos *in vivo* e *in vitro* no ha sido consistente (Patra y Saxena, 2009). Previamente de Oliveira *et al.*, (2007), evaluó la producción de CH₄ en bovinos de carne consumiendo ensilado de sorgo con diferentes niveles de taninos. Sin embargo, en dicho estudio, no observaron efectos en la producción de CH₄, esto debido a que la concentración final de taninos en el ensilado no fue lo suficientemente alta (0.1% MS) ya que los taninos del sorgo se acumulan principalmente en el grano. El grano de sorgo puede presentar elevadas concentraciones de taninos condensados (> 2%; Wu *et al.*, 2012). Adicionalmente, es el segundo grano en importancia en la alimentación animal en México (FIRA, 2016), sin embargo, no ha sido evaluado en cuanto a su eficacia para disminuir las emisiones de metano en rumiantes. Con base a lo anterior se plantea la hipótesis de que el sorgo alto en taninos puede ser una opción para reducir la producción de CH₄ en rumiantes. El objetivo de este estudio fue evaluar el potencial de mitigación de CH₄ de diferentes con altas concentraciones de taninos mediante la técnica de producción de gas *in vitro*.

Materiales y Métodos

Diferentes variedades de grano de sorgo comercial (Warner Seeds, Red Bird; Lucava, QL-BR95; Unisem Seeds, NYX; Dekalb, BRS72; Dupont-Pioneer, 81G67; ACA, 6001) y una variedad baja en taninos (SBT), al igual que dos niveles de PEG (0 y 1g), fueron empleados en diseño experimental de bloques completos al azar con arreglo factorial 2 (niveles de PEG) × 7 (variedades de sorgo). Las siguientes variables fueron evaluadas: degradación *in vitro* de materia seca (DIVMS), producción de gas y CH₄ *in vitro*, AGV's, N-NH₃. Para conocer la concentración de taninos se utilizó la metodología de Porter, *et al.*, (1985) utilizando el reactivo de Butanol:HCl.

El sustrato estaba compuesto por 72% sorgo, 18% rastrojo de maíz y 10% de pasta de soya. Se pesaron 0.5 g de sustrato en bolsas de Nylon de 24 µm, se sellaron y se depositaron dentro de botellas de vidrio de 125 mL de capacidad. Posteriormente se agregaron 60 mL de inóculo ruminal compuesto de una mezcla de líquido ruminal y una solución amortiguadora (Goering y Van Soest, 1970). El líquido ruminal empleado como inóculo fue obtenido de 3 ovinos con cánula en rumen consumiendo una dieta similar a la evaluada. Una vez llenos, los frascos fueron sellados y depositados en un baño maría a 39 °C. La incubación tuvo una duración de 48 horas y se tomaron mediciones de la producción de gas a diferentes tiempos (0, 2, 4, 6, 8, 10, 14, 18, 24, 30, 36, 42 y 48) con base en la técnica de Theodorou *et al.*, (1994). Simultáneamente se colectó el gas total en una botella de vidrio sellada y pre-evacuada para posteriormente ser analizado para determinar la concentración de CH₄ mediante cromatografía de gases. Al final del proceso de incubación, el líquido ruminal fue muestreado para la posterior determinación de AGV y NH₃-N. La DIVMS se determinó a partir del residuo no digerido en las bolsas de nylon. Cada tratamiento tuvo tres repeticiones y se realizaron tres corridas (bloque) independientes.

Resultados y Discusión

Composición nutricional de los sustratos

La composición química de las diferentes variedades de sorgo y otros componentes de la dieta se reporta en el Cuadro 1. La concentración de taninos para las diferentes variedades evaluadas fue similar a la de otros granos de sorgo reportados en la literatura como altos en taninos (Dykes y Rooney, 2004). Dicha concentración ha sido suficiente para disminuir la producción de CH₄ en algunos experimentos (Grainger *et al.* 2009) e incluso para incrementar la ganancia de peso en bovinos (Rivera-Méndez *et al.* 2017).

Cuadro 1. Composición nutricional de las diferentes variedades de sorgo.

Item	MS	CEN	PC	EE	FDN	FDA	Almidón	Taninos
	%	% MS	% MS	% MS	% MS	% MS	% MS	%MS
SBT	94.11	0.92	6.58	2.65	7.57	2.41	71.84	0.03
Red Bird	93.59	1.85	11.72	3.03	8.76	2.69	68.5	2.04
QL-BR95	94.22	1.9	12.34	3.58	9.99	2.9	69.25	2.32
NYX	94.34	1.9	12.75	3.33	9.9	3	72.45	1.43
BRS72	94.4	1.7	8.23	2.55	9.17	2.65	73.01	1.97
81G67	93.95	2.05	6.79	3.01	9.52	2.74	70.36	2.03
6001	94.12	2.55	10.9	2.86	9.49	3.29	64.3	2.29
P.S.	91.93	6.49	39.07	1.2	14.86	10.34	-	-
R.M.	94.42	6.29	2.26	1.02	62.34	35.95	-	-

MS = Materia seca; CEN= cenizas, PC = Proteína cruda (AOAC (2005, 2008). FDN = Fibra detergente neutro; FDA = Fibra detergente ácido (Van Soest *et al.*, 1991). P.S. = pasta de soya. R.M. = rastrojo de maíz; SBT =Sorgo bajo en taninos. El contenido de almidón de cada variedad fue determinado como (Zinn, 1990). El contenido de taninos de los granos fue estimado por las técnicas de: Butanol:HCl (Porter, 1986).

Producción de gas, metano y DIVMS.

La producción de gas y CH₄ y la DIVMS fueron mayores cuando se incluyó PEG (P < 0.05). El PEG previene la formación de complejos tanino-proteína lo cual reduce la digestibilidad y por lo tanto la producción de gas (Frutos *et al.*, 2004). La interacción variedad × PEG solo fue significativa para la producción de CH₄ corregida por almidón (P = 0.038), donde las variedades QL-BR95, NYX y 81G67 presentaron los valores más bajos. Sin embargo, dichas variedades no fueron estadísticamente diferentes que la variedad baja en taninos. Contrario a lo que se esperaba, los sorgos con alto contenido de taninos no redujeron la producción de CH₄.

Cuadro 2. Efecto de diferentes variedades de sorgo con alto contenido de taninos y polietilenglicol sobre la producción total de gas, metano y digestibilidad.

Item	Gas (ml/g MS)	CH ₄ (ml/g MS)	CH ₄ (ml/g MSD)	CH ₄ (ml/g almidón)	DIVMS (%)
PEG (-)					
SBT	543.63	130.65	185.27	252 ^{ab}	69.64
Red Bird	507.27	126.27	203.1	261 ^{ab}	60.52
QL-BR95	525.44	123.05	188.6	246 ^b	64.2
NYX	536.36	125.19	192.38	240 ^b	64.11
BRS72	547.12	137.32	205.36	261 ^{ab}	64
81G67	486.45	121.66	194.81	240 ^b	61.94



6001	529.63	137.35	215.95	297 ^a	62.43
PEG (+)					
SBT	588.28	145.54	206.08	281 ^{ab}	70.36
Red Bird	567.01	144.59	208.69	286 ^{ab}	66.2
QL-BR95	538.59	132.3	204.26	249 ^{ab}	61.94
NYX	532.36	136.98	210.53	263 ^{ab}	63.17
BRS72	556.1	143.48	204.71	273 ^{ab}	64.69
81G67	583.86	147.14	206.82	287 ^{ab}	68.25
6001	498.61	131.62	210.19	277 ^{ab}	64.75
Variedad					
SBT	565.96	138.09	195.68	267 ^{ab}	69.99 ^a
Red Bird	537.14	135.43	205.9	273 ^{ab}	63.36 ^b
QL-BR95	532.01	127.67	196.43	248 ^b	63.07 ^b
NYX	534.36	131.08	201.45	251 ^b	63.64 ^b
BRS72	551.61	140.4	205.03	267 ^{ab}	64.35 ^b
81G67	535.15	134.4	200.82	263 ^{ab}	65.09 ^{ab}
6001	514.12	134.48	213.07	287 ^a	63.59 ^b
PEG					
(-)	525.13 ^b	128.78 ^b	197.93 ^b	257 ^a	63.84 ^b
(+)	552.12 ^a	140.24 ^a	207.32 ^a	273 ^b	65.62 ^a
P					
Variedad	0.3339	0.3787	0.1937	0.0028	0.0027
PEG	0.0201	0.0003	0.0135	0.0017	0.0339
Variedad × PEG	0.067	0.1929	0.4188	0.038	0.1586

Los tratamientos con literales diferentes (abcd) son diferentes estadísticamente ($P < 0.05$). El análisis factorial muestra los efectos por variedad de sorgo, presencia o ausencia de polietilenglicol (PEG; +/-) y la interacción entre la variedad y PEG (variedad × PEG). SBT =Sorgo bajo en taninos. DIVMS = Digestibilidad *in vitro* de la materia seca.

Variables de fermentación ruminal

La interacción de variedad × PEG fue significativa ($P < 0.05$) para todas las variables de producción de ácidos grasos volátiles (datos no mostrados), donde la variedad QL-BR95 tuvo una mayor concentración de AGV y las variedades NYX y SBT las concentraciones más bajas. En general, las variedades con alto contenido de taninos mostraron una mayor proporción molar de acetato y una menor proporción molar de propionato en comparación de la variedad SBT ($P < 0.05$), lo cual es contrario a lo comúnmente reportado en la literatura y necesita verificarse en futuros estudios. La variedad 81G67 en ausencia de PEG y la variedad BRS72 en presencia de PEG mostraron una menor concentración de $\text{NH}_3\text{-N}$ lo cual puede explicarse por la formación de complejos tanino-proteína lo cual limitaría la digestión de la proteína en el rumen y reduciría la formación de amoníaco (Frutos *et al.*, 2004).

Conclusiones

La utilización de grano de sorgo con alto contenido de taninos no disminuyó la producción de CH_4 , sin embargo, redujo la DIVMS. Los efectos negativos sobre la DIVMS fueron minimizados con la inclusión de PEG. Adicionalmente, algunas variedades de sorgo con alto contenido de taninos disminuyeron la formación de amoníaco. Los granos de sorgo con altos niveles de taninos evaluados en

el presente estudio redujeron la digestibilidad ruminal pero no fueron efectivos en reducir la producción de metano *in vitro*.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por la Universidad Nacional Autónoma de México mediante el proyecto PAPIIT-IA210520. El primer autor (A.A.M.O.) agradece la beca de maestría otorgada por CONACyT.

Literatura citada

- AOAC. 2016. AOAC Official Methods of Analysis. Association of Official Agricultural Chemists. Washington, D.C., 20th. Volume 1. pp. 136–138.
- de Oliveira, S. G., T. T. Berchielli, M. dos Santos Pedreira, O. Primavesi, R. Frighetto y M. A. Lima. 2007. Effect of tannin levels in sorghum silage and concentrate supplementation on apparent digestibility and methane emission in beef cattle. *Animal Feed Science and Technology* 135(3-4): 236-248.
- Dykes, L., y L. W. Rooney. 2007. Phenolic compounds in cereal grains and their health benefits. *Cereal foods world* 52(3):105-111.
- FIRA. 2016. Panorama Agroalimentario. Sorgo 2016.
- Frutos, P., G. Hervás, F. J. Giráldez, y A. R. Mantecón. 2004. An *in vitro* study on the ability of polyethylene glycol to inhibit the effect of quebracho tannins and tannic acid on rumen fermentation in sheep, goats, cows, and deer. *Australian Journal of Agricultural Research* 55(11):1125-1132.
- Gerber, P.J., H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman y G. Tempio. 2013. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Goering, H. K. and P. J. Van Soest. 1970. Forage fiber analysis (Apparatus reagents, procedures and some applications), *Agriculture Handbook*. Washington DC. United States Department of Agriculture.
- Grainger, C., T. Clarke, M. J. Auldist, K. A. Beauchemin, S. M. McGinn, G. C. Waghorn, G. C. y R. J. Eckard. 2009. Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. *Canadian Journal of Animal Science* 89(2):241-251.
- IPCC. 2014. Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1454 p.
- Johnson, K. A., y D. E. Johnson. 1995. Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science* 73:2483–2492.
- Patra, A. K. and Saxena, J. 2009. Dietary phytochemicals as rumen modifiers: A review of the effects on microbial populations. *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology* 96(4):363–375.
- Porter, L. J., L. N. Hrstich, y B. G. Chan. 1985. The conversion of procyanidins and prodelphinidins to cyanidin and delphinidin. *Phytochemistry* 25(1):223–230.
- Rivera-Méndez, C., A. Plascencia, A. N. Torrentera, y R. A. Zinn. 2017. Effect of level and source of supplemental tannin on growth performance of steers during the late finishing phase. *Journal of Applied Animal Research* 45(1):199–203.
- Theodorou, M. K., B. A. Williams, M. S. Dhanoa, A. B. McAllan y J. France. 1994. A simple gas production method using a pressure transducer to determine the fermentation kinetics of ruminant feeds. *Animal Feed Science and Technology* 48(3-4):185-197.
- Van Soest, P. J., J. B. Robertson y B. A. Lewis. 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74(10):3583–3597.
- Wu, Y., X. Li, W. Xiang, C. Zhu, Z. Lin, Y. Wu, J. Li, S. Pandravada, D.D. Ridder, G. Bai, M.L. Wang, H.N. Trick, S.R. Bean, M.R. Tuinstra, T.T. Tesso, y J. Yu. 2012. Presence of tannins in sorghum grains is conditioned by different alleles of Tannin1. *Proceedings of the National Academy of Sciences. U.S.A.* 109:10281–10286.
- Zinn, R. A. 1990. Influence of flake density on the comparative feeding value of steam-flaked corn for feedlot cattle. *Journal of Animal Science* 68(3):767–775.

8.17. Efecto de la adición de aceite de canola en la emisión de metano en bovinos pastoreando praderas tropicales

Avilés-Nieto Jonathan N.¹; Márquez-Mota Claudia C.¹, Hernández-Medrano Juan H.², Ramírez-Bribiesca J. Efrén³, Castillo-Gallegos Epigmenio⁴, Plascencia Alejandro⁵, Castrejón-Pineda Francisco A.¹ y Corona Luis¹.

¹ Departamento de Nutrición Animal y Bioquímica, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, avenida universidad 3000, CP 04510 Ciudad de México.

² Faculty of Medicine & Health Sciences, University of Nottingham Nottingham NG7 2RD, Reino Unido.

³ Departamento de Ganadería, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

⁴ Centro de Enseñanza Investigación y Extensión en Ganadería Tropical, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Carretera federal Martínez de la Torre, km 5.5, CP93650 Tlapacoyan, Veracruz, México.

⁵ Instituto de Investigaciones en Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional Autónoma de Baja California. Carretera, Mexicali-San Felipe Km 3.5, Laguna Campestre, Mexicali, B.C. México.

Autor para correspondencia: gochi@unam.mx

Resumen

La adición de aceite de canola (AC) sobre la emisión de metano ruminal, la fermentación y la digestión total del tracto se evaluó utilizando vacas canuladas en rumen ($n = 4$; *Bos taurus* × *Bos indicus*, 631 ± 88 PV) en pastoreo rotacional (*Brachiaria sp.*) complementadas con 6.3 kg de concentrado y AC (0,0, 0,40, 0,80 y 1,2 g / kg de peso corporal mermado (PCM = $PV \times 0.96$) en un diseño de Cuadrado Latino 4 x 4. Las emisiones de metano se estimaron utilizando 1) el método Sniffer y 2) Metodología del IPCC. El consumo de pasto y la producción fecal se calculó utilizando Cr_2O_3 como marcador externo. El nivel más alto de AC, aumentó el valor energético digestible (Mcal / kg) en un 7.1% y redujo la producción de metano entérico en un 18.9% en comparación con la dieta de control. Disminuyó la digestibilidad de la fibra de detergente neutro (FDN) (26%; efecto lineal, $P < 0.05$), la población total de protozoos (89%) y la proporción de acetato a propionato (25%). En general, la adición de AC al 5.3% de la dieta (1.2 g / kg PCM) aumentó el consumo total de energía y la eficiencia de la fermentación ruminal, reduciendo la emisión de metano entérico en el ganado que pastaba con forrajes tropicales y complementado con una cantidad fija de concentrado.

Palabras clave: *aceite de canola; bovinos; metano; pastoreo.*

Abstract

The effect of canola oil (CO) supplementation on ruminal methane emission, fermentation and total tract digestion was evaluated using ruminal cannulated cows ($n=4$; *Bos taurus* × *Bos indicus*, 631 ± 88 BW) under rotational grazing (*Brachiaria sp.*) supplemented with 6.3kg concentrate receiving increasing levels of CO (0.0, 0.40, 0.80 and 1.2 g/kg shrunk body weight (SBW = $PV \text{ BW} \times 0.96$) in a 4x4 Latin square design. CH_4 emissions were estimated using 1) Sniffer method and 2) IPCC methodology. The grass intake and fecal production were calculated using Cr_2O_3 as external marker. The highest level of CO supplementation increased digestible energy value (Mcal / kg) by 7.1% and reduced enteric methane production in 18.9% compared to control diet. Moreover, supplementation decreased neutral detergent fiber (NDF) digestibility (26%; linear effect, $P < 0.05$), total protozoa population (89%) and acetate-to-propionate ratio (25%) without a negative impact on other fermentation and digestion variables evaluated. Overall, CO supplementation at 5.3% of the diet (1.2 g/kg SBW) increased total energy intake and efficiency of ruminal fermentation reducing enteric methane emission in cattle grazing tropical forages and supplemented with a fixed amount of concentrate.

Key words: *canola oil, cattle, grazing, methane*

Introducción

El ganado se considera uno de los principales contribuyentes a las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente metano (CH_4) de la fermentación entérica y en particular de los sistemas de producción de pastoreo extensivo. Además, el metano representa una pérdida de energía que oscila entre el 2 y el 12% del consumo de energía (Beauchemin, 2015; Hristov et al., 2015). Por lo que, el desafío es desarrollar dietas y estrategias que reduzcan las emisiones de CH_4 optimizando el uso de energía en la dieta, lo que debería mejorar el desempeño productivo y reducir el impacto sobre el calentamiento global (Wu et al., 2016). La adición de lípidos a las dietas como estrategia para reducir las emisiones de CH_4 en rumiantes ha sido demostrado (Knapp et al., 2014; Martin et al., 2016). La adición de aceite como estrategia para disminuir metano se ha reportado principalmente en condiciones templadas. En condiciones tropicales, la dieta se basa en pastos con menor digestibilidad de FDN, contenido de N y energía disponible, estas características disminuyen la eficiencia de retención de N y carbono, favoreciendo un aumento en la producción de CH_4 entérico. Por lo tanto, una estrategia factible de mitigación de GEI es utilizar concentrados que contengan cantidades adecuadas de aceites vegetales para aumentar la ingesta de energía, que no tengan un efecto negativo en la digestibilidad del forraje y disminuyan significativamente las emisiones de CH_4 entérico. Mata e Silva et al. (2017) reportan una reducción del 23% en las emisiones de CH_4 en vacas lecheras (Holstein \times Gyr) que pastoreaban *Urochloa* sp suplementadas con 2.86 kg / d de concentrado que contenía 13.4% de aceite de girasol (0.73 g de aceite / kg de peso vivo). Aunque en el estudio se evaluó la producción de leche, no se consideraron las variables de digestión ruminal y fermentación. En ganado de carne, se ha determinado un consumo de lípidos de 0,96 g / kg PV para una digestibilidad óptima de AG, lo que representa un valor energético utilizable de grasa adecuado (Zinn & Jorquera, 2007). Por tanto, el nivel utilizado por Mata e Silva (2017) fue 24% inferior al nivel óptimo teórico de inclusión. Por lo que, es necesario determinar el nivel óptimo de inclusión de aceite vegetal, con el fin de reducir las emisiones de metano, sin afectar negativamente el consumo de MS y el uso de energía alimentaria en el pastoreo de ganado en condiciones tropicales. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del nivel de inclusión de aceite de canola sobre la digestibilidad de los nutrientes, la fermentación ruminal y las emisiones de CH_4 entérico en ganado en pastoreo en condiciones tropicales y complementado con una cantidad fija de concentrado.

Materiales y Métodos

Ubicación

El estudio se realizó en el Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Ganadería Tropical (CEIEGT, FMVZ-UNAM), ubicado en Tlapacoyan, Veracruz, México (20 ° 03'N y 93 ° 03'W). El clima es cálido y húmedo, Af (m) w "(e) (García, 2004), con una temperatura promedio por día de $23,9 \pm 0,5$ ° C y una precipitación anual de 1931 ± 334 mm.

Animales, diseño experimenta y alimentación

Se asignaron cuatro vacas adultas no gestantes canuladas en rumen (*Bos taurus x B. indicus*; peso promedio 631 ± 88 kg) a un diseño de cuadrado latino de 4 x 4 para probar cuatro niveles de aceite de canola (AC): 0,0, 0,40, 0,80 y 1,20 g / kg (Peso Corporal Mermado, $\text{PCM} = \text{BW} \times 0,96$; NASEM, 2000). Las vacas se alojaron en una hectárea de potrero de pastoreo de *Brachiaria spp.* El potrero se dividió en cuatro secciones de 50 \times 50 m. La alimentación se basó en un sistema de pastoreo rotacional de 7 d por potrero, teniendo un período de recuperación de 21 d, asegurando una altura promedio del pasto de 40

cm antes del pastoreo y 10 cm de residual. Para lograr el nivel de consimo requerido se mezcló AC en el concentrado comercial para una concentración final de 0, 40, 80 y 120 g AC/kg concentrado. Esta combinación se ofreció individualmente a 6.3 kg / animal, por lo que la ingesta diaria total de AC fue de 0, 250, 502 y 752 g correspondientes a 0,0, 0,40, 0,80 y 1,20 g AC/kg PCM, respectivamente. El concentrado se ofreció en cantidades iguales (3,51 kg) a las 06:00 h y a las 15:00 h. El concentrado residual se introdujo directamente en el rumen a través de la cánula ruminal para asegurar un correcto consumo de aceite.

Muestreo y mediciones.

El experimento consistió en cuatro períodos de 19 días cada uno, correspondientes a 13 días de adaptación gradual al tratamiento y 6 días de muestreo. El consumo de materia seca (CMS) se estimó mediante la técnica del óxido de cromo (Cr_2O_3). Los animales recibieron 10 g de Cr_2O_3 en sobres de papel de celulosa y colocados diariamente directamente en el rumen vía cánula, desde el día 8 al 17 de cada período a la misma hora (15.30 h). Se recolectaron muestras fecales individuales (200 g) directamente del recto cada 8 horas durante los últimos cuatro días de cada período de tratamiento a partir de las 0000 h del día 1, de las 0200 del día 2, de las 0400 del día 3 y de las 0600 del día 4. Las muestras se mantuvieron refrigeradas (1 °C) y fueron homogeneizadas al final de cada período para obtener una muestra compuesta que se congeló (-18 °C) hasta su análisis. Las muestras de líquido ruminal se recolectaron cada 4 horas los días 18 y 19 de cada período, a partir de las 03:00 h; las muestras se filtraron a través de 8 capas de gasa y se midió pH con un potenciómetro portátil (Oakton, pHTestrs®). Para la estimación de protozoos, se recolectaron muestras de líquido ruminal filtrado de 5 mL y se agregaron soluciones de yodo de 5 mL (5mL; 1.5 g de yodo potásico y 0.5 g de yodo volumétrico re-sublimado 100 mL). Las muestras se mantuvieron en refrigeración (1 °C) hasta su análisis. El líquido ruminal filtrado (40 mL) correspondiente a 4h post-alimentación (1900 h concentrado y 0300 h forraje) fue preservado con 10 mL de ácido metafosfórico al 25% (v / v) y congelado (-18°C) para estimación de nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y ácidos grasos volátiles (AGV). Para evaluar las emisiones de CH₄, los animales se trasladaron a corraletas individuales con un comedero cerrado y se estimó el metano utilizando el "método sniffer" informado por Garnsworthy et al. (2012). Las emisiones de CH₄ se estimaron durante el tiempo de alimentación del concentrado a las 0600 y 1500 h durante un período de ~ 30 min. La pérdida de energía por emisión de CH₄ (Ym) se estimó con la fórmula propuesta por Sauvart y Giger-Reverdin (2009) $Ym = 10,8 - 2,99 \times LI + 0,40 \times LI^2 + 7,23 \times CPr - 8,71 \times CPr^2 - 0,98 \times CPr \times LI$. Donde: Ym representa la energía CH₄ como porcentaje de la energía bruta; LI indica el nivel de ingesta como porcentaje del peso corporal; y CPr es la proporción de concentrado en la dieta. Utilizando la metodología del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2006), se estimaron las emisiones de CH₄ utilizando los valores de EB y CMS obtenidos durante el experimento, de acuerdo con la siguiente ecuación: $EF = [(GE \cdot (Ym / 100) \cdot 365) / 55.65]$, donde: EF = factor de emisión, kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹; EBC = Energía Bruta Consumida, MJ cabeza⁻¹ día⁻¹; Ym= factor de conversión de metano, porcentaje de energía bruta de la alimentación convertida en metano. Se utilizó la constante de 55,65 (MJ / kg CH₄) como contenido energético del metano. Se tomaron muestras representativas de concentrados y forrajes para pastoreo de potreros. Las muestras de heces, forrajes y concentrados se secaron a 60 ° C durante 72 h, se trituraron y tamizaron (1 mm) para su posterior análisis.

Análisis y cálculos de muestras.

Las muestras se sometieron a la totalidad o parte de los siguientes análisis: materia seca (MS, secado en horno hasta que no hubo más pérdida de peso, método 934.01; AOAC, 2015), proteína cruda (CP, método 2001.11; AOAC, 2015), cenizas (método 942.05 ; AOAC, 2015), fibra detergente neutra (NDF) y fibra detergente ácido (ADF), como lo describen Van Soest et al. (1991), usando alfa-amilasa sin

corrección para cenizas usando un analizador ANKOM 2000, y energía bruta (EB) utilizando una bomba calorimétrica (Parr, 6400; Illinois, EE. UU.). Se determinó óxido de cromo (Cr_2O_3) en muestras fecales utilizando espectrometría de absorción atómica siguiendo a Williams et al. (1962) metodología. Los protozoos se contaron microscópicamente (US Micro 2, US Micro productos, Austin, TX, EE. UU.) Usando un hemocitómetro (Neubauer mejorado, Marienfeld, Alemania) para estimar el número por ml. Se realizaron seis observaciones por muestra / hora / animal / tratamiento / período, registrándose el número total y el género (*Holotrichidae* y *Entodinidae*). El nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) se calculó mediante la técnica de Conway y O'Malley (1942), mientras que el perfil de AGV se midió mediante cromatografía de gases (Perkin Elmer, modelo AutoSystem XL). Se calculó la excreción fecal de MS y los nutrientes individuales en base a las proporciones de los marcadores usando Cr.

Análisis estadístico.

Los datos se analizarán como un diseño de cuadrado latino de 4 x 4 utilizando el procedimiento MIXED SAS (Sistema de análisis estadístico, versión 9.1, SAS Institute). Los valores de P para las comparaciones $\leq 0,05$ se consideraron estadísticamente significativos.

Resultados y Discusión

Ingesta y digestión de materia seca

La dieta basal (concentrado + pasto) contenía 2.73% de lípidos. La adición de AC al concentrado a 4, 8 y 12% de aceite resultó en un consumo diaria total de AC de 0, 250, 502 y 752 g que corresponde a 0, 1.9, 3.8 y 5.3% de AC de la dieta total (concentrado + pasto). El incremento en el consumo de AC de 0 a 1.20 g / kg PCM, incrementó el consumo (efecto lineal, $P < 0.05$) de MS (16.6%), materia orgánica (MO, 18.0 %) y EB (26.3%). No se observaron cambios en la digestión de MO y PC, la adición de AC disminuyó (efecto lineal, $P < 0.05$) la digestión de FDN a 2.5, 15.4 y 26.5% para los niveles 0.0, 0.40, 0.80 y 1.20 g AC / kg PCM respectivamente. Además, la energía digestible (Mcal / kg) de las dietas aumentó linealmente ($P < 0.01$) hasta un 7.1%. La inclusión de 4, 8 y 12% de AC al concentrado, más el contenido de lípidos de la dieta basal (concentrado + pasto) correspondió a una concentración total de lípidos de 2.7, 4.5, 6.4 y 7.8% en la dieta final para los tratamientos 0.0, 0.40, 0.80 y 1.2 g AC / kg PCM, respectivamente. Generalmente, la adición de lípidos por encima del 7% de MS puede disminuir el consumo de materia seca (CMS), debido a un aumento en los AG insaturados circulantes que provocan la activación de los receptores en el centro de saciedad del hipotálamo y una reducción en la digestibilidad de la fibra, lo que en conjunto resulta en una reducción del CMS (Kumar, 2014).

Fermentación ruminal

El efecto de la adición de AC sobre N-NH_3 , pH, protozoos y AGV se muestra en el Cuadro 1. El N-NH_3 y el pH mostraron valores entre 25.53 - 34.37 mg / dL y 6.47 - 6.50 respectivamente y no se modificaron ($P > 0.05$) con la adición de AC. La población total de protozoos ruminales disminuyó (29.7, 69.5 y 88.6%; efecto lineal $P < 0.01$) con la adición de AC, en los diferentes niveles (0.4, 0.8 y 1.2 g / kg PCM). Además, esta disminución se reflejó en las poblaciones de *Entodinidae* (31.4, 68.8 y 88.8%, respectivamente) y *Holotrichidae* (11.2, 77.5 y 86.4%). No se observaron diferencias en las concentraciones ruminales totales de AGV, ácidos butírico, isobutírico e isovalérico. Además, el ácido acético disminuyó linealmente ($P < 0.01$) 7.7% y el propiónico y la valérico aumentaron ($P < 0.01$) a 24.6 y 3.0% respectivamente, con AC en comparación con el líquido ruminal de control. Por lo tanto, la proporción de propionato: acetato disminuyó ($P < 0.01$) en 10.7, 18.6 y 25.2% para los niveles de 0.40, 0.80 y 1.20 g AC / kg PCM, respectivamente.

Cuadro 1. Efecto de la suplementación con aceite de canola sobre nitrógeno amoniacal, pH, protozoos, ácidos grasos volátiles y metano.

	Aceite de Canola (AC) g / kg PCM ¹				EEM	Valor de P	
	0.00	0.40	0.80	1.20		L	C
N-NH ₃ , mg/dL	25.5	26.7	33.0	34.4	2,226	0.27	0.988
pH	6.49	6.50	6.47	6.48	0.006	0.783	0.986
<i>Protozoa</i> , x10 ⁴ cells / mL							
<i>Entodiniidae</i>	1844.6	1265.4	575.2	206.9	364,044	<0.01	0.048
<i>Holotrichidae</i>	166.5	147.9	37.5	22.7	37,010	<0.01	0.792
Protozoa total	2011.0	1413.3	612.7	229.6	399,863	<0.01	0.052
<i>Ácidos grasos volátiles</i> , % molar							
AGVT, mM	77.45	74.52	74.25	70.67	1,388	0.183	0.924
Acético	60.08	58.45	57.59	55.47	0.960	<0.01	0.728
Propiónico	19.13	20.9	22.64	23.84	1,028	<0.01	0.498
Butírico	11.82	11.68	10.81	11.1	0.239	0.758	0.361
Valérico	3.32	3.33	3.44	3.42	0.031	<0.01	0.384
Iso-butírico	2.60	2.58	2.51	2.68	0.035	0.904	0.408
Iso-valérico	2.10	2.07	2.01	2.14	0.027	0.056	0.79
A: P	3.18	2.84	2.59	2.38	0.172	<0.01	0.47
<i>Emisiones de metano infrarrojo</i>							
MER, mg/min	0.92	0.85	0.82	0.49	0.096	0.001	0.252
CH ₄ , g/d	304.8	300.9	299.1	280.1	5.512	0.001	0.252
CH ₄ , g/kg MSC	25.03	22.75	23.26	20.30	0.976	0.001	0.652
CH ₄ , g/kg EBC	10.70	9.42	9.47	8.10	0.529	0.001	0.882
Y _m	7.04	6.78	6.78	6.58	0.094	0.005	0.692

¹ PCM = peso corporal mermado, peso vivo × 0.96; N-NH₃ = Nitrógeno amoniacal; AGVT = ácidos grasos volátiles totales; A: P = proporción ácido acético; ácido propiónico; CH₄ = Metano; MER = Tasa de emisión de metano (Methane Emission Rate); MSC = Materia Seca Consumida; EBC = Energía Bruta Consumida; Y_m = pérdida de energía bruta (EB), % EBC; EEM = Error estándar de la media; L = Efecto lineal; C = Efecto cuadrático.

Emisiones de metano

Las emisiones entéricas de CH₄ se muestran en el Cuadro 1. En comparación con la dieta sin AC, la tasa de emisión de CH₄ (MER) disminuyó linealmente (7.61, 10.87 y 46.74%, P <0.05) a medida que aumentaba el AC en la dieta. Para el CH₄ expresado en g/d, la disminución observada (efecto lineal, P <0.05) fue 1.29, 1.87 y 8.12%, mientras que para el CH₄ expresado como g/kg MSC (efecto lineal, P <0.01) fue 9.09, 7.08 y 18.91%, y para CH₄ expresado en g/kg EBC la disminución (efecto lineal, P <0.01) fue 11.93, 11.48 y 24.23% para 0.0, 0.40, 0.80 y 1.20 g AC/kg PCM respectivamente. Los valores estimados utilizando la metodología del IPCC (2006) fueron 140.5, 160.8, 158.8 y 177.3 g / kg de CH₄ para los niveles de consumo de 0.40, 0.80 y 1.20 g AC/kg PCM, respectivamente. La emisión de metano entérico, expresada como g CH₄ / kg CMS, para las vacas que consumieron el pasto sin suplementación de aceite en este estudio fue mayor a 19.3 g CH₄/kg MS (rango 15.8-22.4 g CH₄ / kg CMS) especificado por Kennedy y Charmley (2012) para ganado que consume pastos y leguminosas tropicales y de 20 g CH₄/kg MS registrado por Beauchemin (2006) con una dieta base de 75% de ensilado de cebada, 19% de cebada hojueleada al vapor. Pero cerca de los 28 g de CH₄/kg MSC registrados para el ganado en pastoreo de leucaena (Mc Ginn et al. 2011). Las variaciones en el registro de emisiones de metano entre estudios son principalmente el resultado de la técnica utilizada para medir el metano y la composición química del forraje consumido. Los valores estimados de Y_m disminuyeron (P <0.05) hasta 6.5% con la adición de hasta 1.20 g AC/ kg PCM, la fórmula utilizada en el experimento (Sauvant y Giger-Reverdin, 2009) considera la proporción de concentrado, que para todos los tratamientos fue del 47% y la variable fue la inclusión de AC, por lo que la disminución en la pérdida de energía por la emisión de CH₄ se atribuye a la adición de CO. Con la estimación de las emisiones de CH₄ con la metodología del IPCC

(2006), se observó un incremento en las emisiones de metano de 14.4, 13.0 y 26.2% g / d, para los tratamientos 0.0, 0.40, 0.80 y 1.2 g AC/kg PCM respectivamente, que se explica por el incremento de EB de las dietas. Escobar-Bahamondes et al. (2017) mencionan que el uso de un valor de EB constante da como resultado que la ecuación sea solo sensible a cambios en CMS y no a cambios en la composición de las dietas y digestibilidad de la fermentación ruminal. Por lo tanto, utilizando el modelo del IPCC, los cambios en el CH₄ se deben estrictamente a cambios en el CMS, lo cual es una limitación del modelo del IPCC 2006 y aunque en el refinamiento de 2019 las estimaciones del CMS se modifican en algunas categorías, la estimación de la energía es no modificado.

Conclusiones

El aceite de canola adicionado a 1.2 g/ kg PCM (5,3% del total de MS) de las vacas que pastan con forrajes tropicales complementado con concentrado, aumenta el consumo total de energía y la eficiencia de la fermentación ruminal, reduciendo la emisión de metano entérico hasta un 18.9%.

Agradecimientos

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México) la concesión de una beca para realizar trabajos de doctorado en el Departamento de Nutrición Animal y Bioquímica FMVZ-UNAM. Este proyecto fue parcialmente financiado por PAPIT, DGAPA UNAM (IT202120).

Literatura citada

- AOAC, 2005. Official Methods of Analysis. Association of Official Analytical Chemists. Washington, DC.
- Beauchemin, KA. 2015. Mitigation of enteric methane production through efficient feeding of dairy cows. Memories of the XVII Biennial Congress, Mexican Association of Specialists in Animal Nutrition. Puerto Vallarta, Jal. Mexico.
- Beauchemin, KA, & McGinn, SM. 2006. Methane emissions from beef cattle: Effects of fumaric acid, essential oil, and canola oil. *Journal of Animal Science*, 84 (6), 1489-1496.
- Conway, EJ, & O'malley, E. 1942. Microdiffusion methods. Ammonia and urea using buffered absorbents (revised methods for ranges greater than 10 µ g. N). *Biochemical Journal*, 36 (7-9), 655.
- Escobar-Bahamondes, P., Oba, M., Kröbel, R., McAllister, TA, MacDonald, D., & Beauchemin, KA. 2017. Estimating enteric methane production for beef cattle using empirical prediction models compared with IPCC Tier 2 methodology. *Canadian Journal of Animal Science*, 97 (4), 599-612.
- García, E. 2004. Modifications to the Köppen climate classification system. Fifth edition National Autonomous University of Mexico, Institute of Geography. Mexico. ISBN 970-32-1010-4.
- Garnsworthy, PC, Craigon, J., Hernandez-Medrano, JH, & Saunders, N. 2012. On-farm methane measurements during milking correlate with total methane production by individual dairy cows. *Journal of dairy science*, 95 (6), 3166-3180.
- Hristov, AN, Oh, J., Giallongo, F., Frederick, TW, Harper, MT, Weeks, HL, Branco AF, Moate PJ, Deighton MH, Williams RO, Kindermann, M., Duval S. 2015. An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112 (34), 10663-10668.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. Emissions from livestock and manure management. *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*.
- Kennedy, PM, & Charmley, E. 2012. Methane yields from Brahman cattle fed tropical grasses and legumes. *Animal Production Science*, 52 (4), 225-239.
- Knapp, JR, Laur, GL, Vadas, PA, Weiss, WP, & Tricarico, JM. 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *Journal of dairy science*, 97 (6), 3231-3261.
- Kumar, S., Choudhury, PK, Carro, MD, Griffith, GW, Dagar, SS, Puniya, M., ... & Sirohi, SK (2014). New aspects and strategies for methane mitigation from ruminants. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98 (1), 31-44.
- Martin, C., Ferlay, A., Mosoni, P., Rochette, Y., Chilliard, Y., & Doreau, M. 2016. Increasing linseed supply in dairy cow diets based on hay or corn silage: Effect on enteric methane emission, rumen microbial fermentation, and digestion. *Journal of Dairy Science*, 99 (5), 3445-3456.
- Mata e Silva, BM, Lopes, FCF, Pereira, LGR, Tomich, TR, Morenz, MJF, Martins, CE, ... & Chaves, AV. 2017. Effect of sunflower oil supplementation on methane emissions of dairy cows grazing *Urochloa brizantha* cv. marandu1. *Animal production science*, 57 (7), 1431-1436.
- McGinn, SM, Turner, D., Tomkins, N., Charmley, E., Bishop-Hurley, G., & Chen, D. 2011. Methane emissions from grazing cattle using point-source dispersion. *Journal of environmental Quality*, 40 (1), 22-27.



- NASEM. National Academies of Science, Engineering, and Medicine. 2016. Nutrient Requirements of Beef Cattle, Eight Revised Edition, Washington, D.CX. The National Academics Press. doi: 10.17226 / 19014.
- Sauvant, D. & Giger-Reverdin, S. 2009. Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *INRA Prod. Anim.* 22: 375–384.
- Van Soest, P., Robertson, J., Lewis, B. 1991. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber and non-starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal Dairy Science.* 74: 3583-3597.
- Williams, CH, David, DJ, & Iismaa, O. 1962. The determination of chromic oxide in faeces samples by atomic absorption spectrophotometry. *The Journal of Agricultural Science,* 59 (3), 381-385.
- Wu, D., Xu, L., Tang, S., Guan, L., He, Z., Guan, Y., ... & Wang, M. 2016. Influence of oleic acid on rumen fermentation and fatty acid formation in vitro. *PloS one,* 11 (6), e0156835.
- Zinn, RA, & Jorquera, AP. 2007. Feed value of supplemental fats used in feedlot cattle diets. *Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice,* 23 (2), 247-268.

8.18. Mapa Nacional de potencial de captura de carbono en suelos agrícolas

Reynoso-de-la-Mora Verónica¹; Villalobos-Arámbula Víctor M.¹; Argüello-Campos Santiago J.¹; Ortiz-García Sol¹; Cerón-Trejo Areli¹; Bunge-Vivier Verónica E.¹; Velázquez-López Juan¹; Montañón-López Fernando J.²; Biswas Asim² y Guevara-Santamaría Mario³

¹ Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural

² Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad de Guelph, Guelph, Ontario N1G 2W1, Canadá

³ Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Juriquilla, México.

Autor para correspondencia: mguevara@geociencias.unam.mx

RESUMEN

Existe una necesidad de apoyar las iniciativas de gestión sostenible del suelo para mejorar su fertilidad y mitigar el cambio climático. Un gran desafío es identificar áreas con potencial de captura de carbono orgánico del suelo (COS) con una perspectiva nacional. El objetivo es predecir las tasas de captura de COS y COS para los años 2020-2040 utilizando el modelo Roth C de la frontera agrícola a nivel nacional (a escala de 1 km²) siguiendo la metodología sugerida recientemente por la Alianza Mundial por el Suelo (AMS) de la FAO. El modelo sugiere la predicción de escenarios con 4 tendencias distintas; tendencia actual (BAU) y 3 escenarios con diferente implementación de prácticas de manejo sostenible de suelo (5% (SSM1), 10% (SSM2), and 20% (SSM3)). El modelo sugiere una tasa de captura de carbono negativa -2.82 Ton COS ha⁻¹ año⁻¹ siguiendo un escenario con la tendencia actual dentro de la frontera agrícola. El modelo también sugiere que esta tasa negativa puede reducirse hasta -0.36 Ton COS ha⁻¹ año⁻¹ con una transformación hipotética de prácticas de manejo sostenible de suelos (SSM3) en los próximos 20 años. Nuestros resultados sugieren que, a nivel nacional, la implementación de prácticas de manejo sostenible de suelo apoya a reducir las emisiones de carbono del suelo a la atmósfera hacia una neutralidad del COS en la frontera agrícola en México. Nuestros resultados contribuyen como punto de referencia para evaluar el impacto del cambio ambiental global en las tasas de captura de COS con una perspectiva nacional. Nuevos estudios y análisis con fuentes más detalladas de información (p. ej., insumos mayor calidad y resolución), se requieren para confirmar estos resultados.

Palabras clave: *mapeo digital de suelo; carbono orgánico en suelo; escenarios; Modelo de predicción; Frontera Agrícola; México.*

ABSTRACT

There is a need to support sustainable soil management (SSM) initiatives to increase soil fertility and climate change mitigation. A challenge is to identify areas having soil organic carbon (SOC) sequestration potential with a national perspective on agricultural areas. We predict SOC and SOC sequestration rates for the years 2020- 2040 using the Roth C model in agricultural areas (1km grids) following the methodology recently suggested by the Global Soil Partnership (GSP) of the Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations. This approach is to predict scenarios under 4 different trends; business-as-usual (BAU), and three different sustainable soil management practices (5% (SSM1), 10% (SSM2), and 20% (SSM3)). Our results, for agricultural areas, suggest a negative SOC balance following a BAU model of -2.82 t C ha⁻¹yr⁻¹. This model suggest a negative SOC balance that can be reduce to -0.36 t C ha⁻¹yr⁻¹ with SSM3 in the next 20 years. Our results suggest that at a national level, SSM implementation can reduce SOC emissions to the atmosphere, where the aim is to achieve the SOC neutrality in agricultural areas in Mexico. Our results contribute as a benchmark to evaluate the global environmental impact on SOC rates with a national perspective. Further studies with detailed information are required to confirm these results.

Key words: digital soil mapping; soil organic carbon; scenario; model predictions; agricultural areas; Mexico.

INTRODUCCIÓN

Las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) son indicadores clave de la salud y fertilidad del suelo (McBratney et al., 2014). Estimaciones recientes sugieren una disminución del COS entre 1991-2010 debido a la intensificación del uso de la tierra y al cambio climático (Guevara et al., 2020a). Las emisiones de carbono del suelo a la atmósfera pueden mitigarse mediante la implementación efectiva de prácticas sustentables de suelo (FAO, 2020). Por lo que un gran desafío para México es identificar las áreas con potencial de captura de carbono.

En México, estudios se han centrado en comprender la dinámica del COS, a distintas escalas y utilizar una variedad de medidas analíticas y estimaciones modeladas del COS (Zamora et al., 2019). La investigación del COS en México es extensa pero fragmentada y los esfuerzos de síntesis (p. ej., Programa Mexicano del Carbono) son importantes para aumentar la calidad, cantidad y acceso a datos e información de COS (Paz et al., 2018).

Recientemente se reportó una alta variación de 7 a >15 Pg de COS en los primeros 30 cm de profundidad del suelo (Guevara et al., 2018, Murray-Tortarolo et al., 2016). Mientras que Lajtha (2018) reporta un stock actual de 18 Pg para el primer metro de profundidad. Se sabe que la mayor cantidad de COS se almacena en los primeros 40-50 cm del suelo (Balbontín et al., 2010). Por otro lado, modelos de COS anteriores indican que el cambio de uso de suelo puede generar grandes emisiones de carbono a la atmósfera (Guevara et al., 2018, Murray-Tortarolo et al., 2016). Estas emisiones de carbono se han reportado a una tasa aproximada de 8.3 Tg C año⁻¹ entre 1993 y 2002 (o 0.083 Pg, de Jong et al., 2010) a 30 cm de profundidad. Estos estudios destacan la necesidad de restaurar la capacidad del suelo para capturar COS en áreas productivas de México, debido a que no son consistentes metodológicamente.

Mantener la cobertura natural y biodiversidad del suelo puede reducir las emisiones de carbono y afectar positivamente las reservas de COS. En México, estudios previos han mostrado un potencial de captura de COS con valores alrededor de 0.35 MgC ha⁻¹ año⁻¹ en ambientes áridos y semiáridos (Návar et al., 2008) y de 1.3 MgC ha⁻¹ año⁻¹ en manglares y pantanos de turba (Adame et al., 2015). Asimismo, estudios recientes también destacan el potencial de los enfoques agroforestales para mantener las reservas de COS en diferentes tipos de suelos y cultivos (González-Molina et al. 2020, Burbano-Orjuela, 2018, Cotler et al., 2016). Para contribuir a determinar el estado actual de captura de COS, es necesario comparar y probar múltiples enfoques y formar equipos científicos interdisciplinarios que colaboren de escala local a nacional (Zamora et al., 2019).

Este trabajo tiene el objetivo de desarrollar un mapa nacional de captura de COS, siguiendo las especificaciones de la AMS de la FAO (FAO, 2020). Esta metodología se fundamenta en un modelo basado en procesos para representar y simular el cambio de COS (p. ej., Roth C) (Coleman y Jenkinson, 2005). Con este mapa buscamos generar una línea base para comparar las tasas de captura de COS de la frontera agrícola utilizando fuentes públicas de información. Se pretende identificar áreas con potencial de captura de COS con una perspectiva nacional para promover prácticas de manejo sostenible de suelo en el sector agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

México tiene una superficie de 198 millones de hectáreas, de las cuales 24.6 millones de hectáreas representan la frontera agrícola en 2019 (Frontera Agrícola Serie III, SIAP, 2019). La precipitación en México varía de 600 a >1000 mm por año y los valores de temperatura promedio están entre 20 y 31°C. Los suelos en México son complejos y diversos; el 55% del territorio nacional se caracteriza principalmente por las siguientes dos grupos principales de suelos: a) suelos pedregosos, sueltos y poco

profundos (Litosol, Regosol) aproximadamente el 40% del país y b) suelos secos (Xerosoles, Yermosol) representando un 15% (Krasilnikov et al., 2013). La topografía es compleja y es un control principal de la variabilidad del suelo. La mayor variación orográfica en México está determinada por las sierras templadas y el eje neovolcánico en el centro de México. Un desafío emergente es describir con precisión la distribución espacial y temporal del COS a través de la compleja variabilidad de los tipos topográficos y de usos del suelo. Esta diversidad de tipos de suelo da como resultado una compleja interacción que impulsa el impacto de la sociedad en el medio ambiente y el COS. Trabajos anteriores mencionan detalles interesantes sobre la geografía física, las cuales se expresan como bioma y ecorregiones (González-Abraham et al., 2015).

Para el desarrollo de este mapa (v1.0), seguimos la metodología propuesta por la AMS, basada en el modelo Roth C (Coleman y Jenkinson, 2005). Una ventaja de Roth C es que se pueden utilizar fuentes de información disponibles a nivel mundial (ver tabla A1 en FAO, 2020, p. 29). Un insumo principal de este modelo de mapeo digital es el suministro de COS actual. Este mapa se desarrolló utilizando un enfoque basado en polígonos para el mapeo de suelos convencional y presenta los primeros 0-30 cm de profundidad (Cruz-Gaistardo et al., 2014). El suministro total de COS de este mapa es de alrededor de 9.2 Pg y las incertidumbres no están disponibles (Murray-Tortarolo et al., 2016, Cruz-Gaistardo et al., 2014). Para este trabajo, seguimos la implementación precisa de las especificaciones técnicas de la AMS con el modelo Roth C, el cual ofrece una estimación de referencia que se puede implementar a nivel mundial con conjuntos de datos públicos (FAO, 2020).

Roth C genera una predicción para cada píxel (resolución espacial de 1 km²) de la cantidad de COS a 20 años con la tendencia actual de las prácticas de uso de suelo (BAU) y 3 escenarios hipotéticos con un aumento del uso de prácticas de manejo sostenible de suelo en un 5% (SSM1), 10% (SSM2) y 20% (SSM3). El aumento de la captura de carbono no significa necesariamente que un sitio sea un sumidero de carbono. Nuestro objetivo es aplicar la metodología de la FAO para identificar áreas con alto o bajo potencial de captura de COS para aplicar prácticas de manejo sostenible de suelo o esfuerzos de conservación del suelo.

Debido a que el mapa de COS base (INEGI Serie II) no contiene valores de incertidumbre, usamos una desviación estándar de variación alrededor de las predicciones como indicador de incertidumbre. Las incertidumbres para este mapa se calculan siguiendo la implementación predeterminada de las especificaciones técnicas de la metodología de la FAO, las cuales están asociadas con la varianza de las capas de datos de entrada en las simulaciones Roth C (FAO, 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del modelo para la frontera agrícola muestran una media de -2.82 Ton COS ha⁻¹ año⁻¹ en el escenario BAU, mientras que los escenarios hipotéticos muestran -2.21 (SSM1), -1.59 (SSM2) y -0.36 (SSM3) ton COS ha⁻¹ año⁻¹, comparado con el mapa al inicio del modelo (T0). La figura 1 muestra los mapas de COS en T0 (a), BAU (b) y SSM3 (c), donde se observa que las áreas con mayor potencial de captura de carbono se encuentran en zonas templadas y húmedas al centro y sur del país. Igualmente, los datos indican que, aunque se utilicen prácticas de manejo sostenible de suelo, las emisiones de carbono se reducen a nivel nacional, sin embargo, no necesariamente devolvemos carbono al suelo. Estimaciones previas indican una tasa de pérdida de carbono en los primeros 30 cm de suelo de 0.083Pg entre 1993 y 2002 (Jong et al., 2010) y de 1.8Pg entre 1991 y 2010 para la misma profundidad (Guevara et al., 2020b). Debido a las características semidesérticas y tendencia de uso de suelo en México, es importante la implementación de prácticas de manejo sostenible.

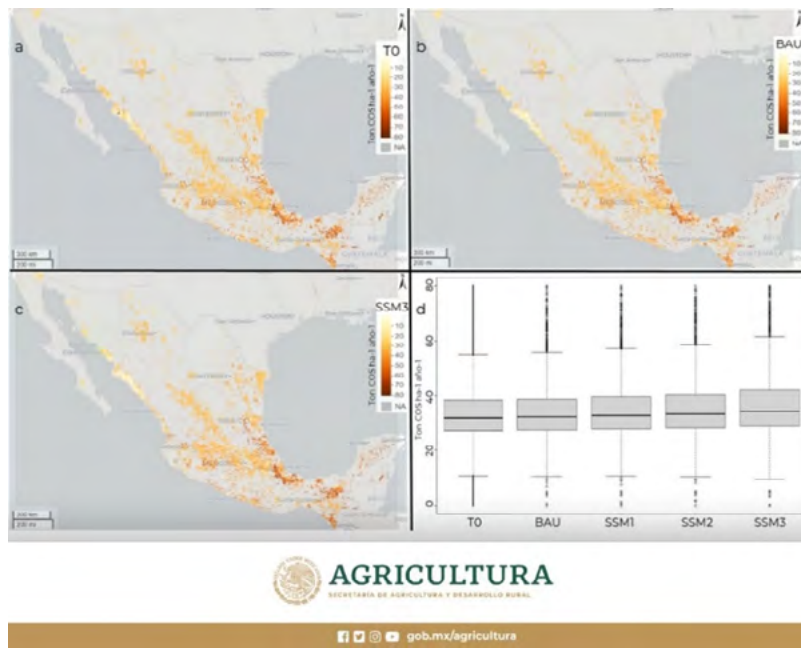


Figura 1. Existencia de COS al inicio del modelo (T0) (a), escenario con la tendencia actual de prácticas agrícolas (BAU) (b) y escenario con la implementación de prácticas de manejo sostenible de suelo en un 20% (SSM3) (c). También un diagrama de existencia de COS a T0 y los 4 escenarios a 20 años (d).

En la figura 2 se identifican diferencias en las tasas de captura de carbono por distintos usos de tierra, cobertura de suelo o clases de manejo. Observamos que la agricultura de humedad, o la que está asociada con la disponibilidad directa de agua en los suelos o establecida cerca de ríos, presas o cuerpos de agua, es el sistema con mayores pérdidas de carbono en el escenario BAU (Figura 2a). El segundo sistema agrícola con mayores pérdidas de COS en el escenario BAU es la agricultura de riego permanente. En contraste, la agricultura temporal muestra la mayoría de los valores con una tasa positiva y un potencial de captura de carbono relativamente alto. Estudios previos muestran que ambientes áridos y semiáridos (Návar et al., 2008) tienen un potencial de captura de COS menor que ambientes naturalmente húmedos como manglares y pantanos de turba (Adame et al., 2015). Confirmando que la agricultura de temporal anual cuenta con un mayor potencial de captura de carbono que la de riego.

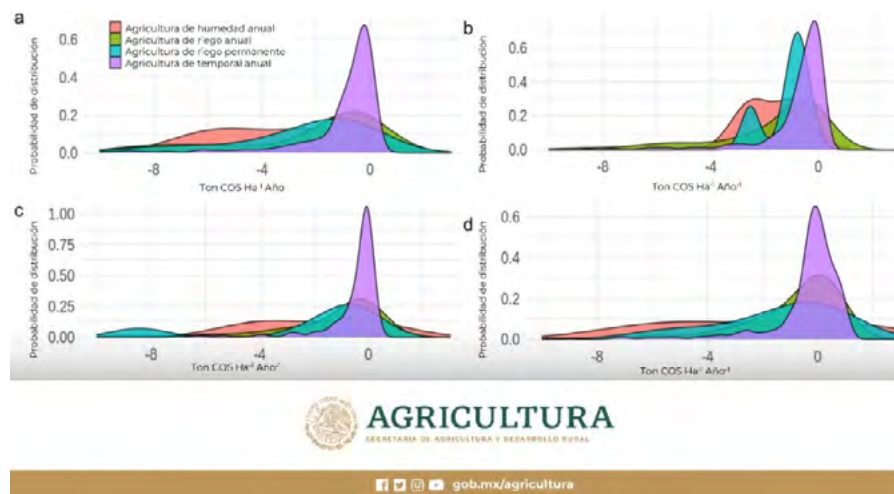


Figura 2. Funciones de probabilidad de distribución para las tasas absolutas de captura COS con distintos sistemas agrícolas con la tendencia actual de prácticas de suelo (a) y escenarios hipotéticos con aumento en las prácticas de manejo sostenible suelo en un 5% (b), 10% (c) y 20% (d).

Los valores de la Figura 2 van de negativo a positivo y cercano a cero desde BAU hasta los escenarios hipotéticos con prácticas de manejo sostenible del suelo. Estos resultados sugieren que los sistemas de agricultura intensiva (p. ej., agricultura de riego permanente) podrían beneficiarse si se implementan prácticas de manejo sostenible del suelo, aumentando la capacidad de captura de COS. Diversos estudios muestran el potencial de prácticas de manejo sostenible de suelo (p. ej., labranza cero) para retener y absorber COS en diversos cultivos y grupos de suelo (González-Molina et al., 2020, Burbano-Orjuela, 2018, Cotler et al., 2016). Corroborando que las prácticas de manejo sostenible de suelo son un factor importante para reducir las emisiones de carbono a la atmósfera y ayudar a recuperar la fertilidad de los suelos.

Este trabajo muestra que la frontera agrícola en México es un emisor de carbono a la atmósfera, sin embargo, las prácticas de manejo sostenible de suelo pueden ayudar a reducir dichas emisiones. Estos resultados son un primer esfuerzo para identificar áreas agrícolas con el potencial de reducir emisiones de COS a la atmósfera

CONCLUSIÓN

Los resultados sugieren que México es una fuente de emisión de carbono y no un sumidero, debido a que en el balance general los valores son negativos en todos los escenarios. Nuevos y análisis con fuentes más detalladas de información (p. ej., insumos mayor calidad y resolución), se requieren para confirmar estos resultados. Sin embargo, con la implementación de prácticas de manejo sostenible de suelo, dichas emisiones se reducen, llegando a valores positivos o cercanos a cero, principalmente en el escenario SSM3.

Los escenarios que arrojan estos mapas son una herramienta de gestión territorial y para la toma de decisiones orientadas a promover prácticas de manejo sostenible del suelo. Por otro lado, los mapas generados son una base para identificar áreas de oportunidad donde, mediante prácticas de manejo sostenible de suelo, pueda aumentar la cantidad de COS dentro de la frontera agrícola. Observamos que hay grandes áreas agrícolas con alto potencial de captura de carbono, donde se pueden fomentar prácticas de manejo sostenible del suelo. Estos resultados son un primer esfuerzo para identificar áreas agrícolas con el potencial de reducir emisiones de carbono del suelo a la atmósfera.

En este reporte, presentamos el potencial de captura de carbono orgánico en suelos a nivel nacional. Con un análisis detallado, la frontera agrícola puede identificarse fácilmente. Sin embargo, la frontera ganadera no se delimita a un área específica y considerar exclusivamente los pastizales no proporcionaría un resultado certero, siendo que la producción ganadera en México puede encontrarse en pastizales y áreas forestales.

Esta información fue generada por la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, en caso de que se requiera ocupar la presente información, se solicita dar el crédito correspondiente. Para mayor información, puede consultar www.gob.mx/agricultura

AGRADECIMIENTOS

AGRICULTURA agradece a las siguientes organizaciones por su valiosa contribución al presente reporte; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Organización para la Alimentación y la Agricultura, México (FAO México), Alianza Mundial por el Suelo (AMS), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO); Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP), Colegio de Postgraduados (COLPOS), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y el Ing. Edgar Rosales.

LITERATURA CITADA

- Adame, M. F., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12(12), 3805–3818. doi: 10.5194/bg-12-3805-2015
- Balbotín, Claudio & Cruz-Gaistardo, Carlos & Paz Pellat, Fernando & Etchevers, J. (2010). Soil Carbon Sequestration in Different Ecoregions of Mexico.
- Burbano-Orjuela, H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Rev. Cienc. Agr.* 35(1): 82-96. doi: <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.183501.85>.
- Coleman, K. and Jenkinson, S. D. (2005). ROTHC-26.3- a model for the turnover of carbon in soil: model description and windows users guide. IACR-Rothamsted, Harpenden. 45 p.
- Cotler, H., Martínez, M., Etchevers, J. D., Cotler, H., Martínez, M., & Etchevers, J. D. (2016). Carbono orgánico en suelos agrícolas de México: Investigación y políticas públicas. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 125–138. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000100125
- Cruz-Gaistardo, C. and Paz-Pellat, F.: Mapa de carbono orgánico de los suelos de la República Mexicana, in: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013, edited by: Paz-Pellat, F., Wong-González, J., Bazan, M., and Saynes, V., Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México, ISBN 978-607-96490-1-2, 702, 2014.
- FAO. (2020). GSOCseq Global Soil Organic Carbon Sequestration Potential Map Technical Manual. G. Peralta, L. Di Paolo, C. Omuto, K. Viatkin, I. Luotto, Y. Yigini, 1st Edition, Rome. <http://www.fao.org/3/cb0353en/CB0353EN.pdf>
- González-Molina, Lucila & Espitia-Rangel, Eduardo & Pineda, Joel & Reyes, Erica & Garza, Martha & Garay, Alma. (2020). Potential for organic carbon sequestration in quinoa simulated with the RothC-26.3 model.
- Guevara, M., Olmedo, G. F., Stell, E., Yigini, Y., Aguilar Duarte, Y., Arellano Hernández, C., Vargas, R. (2018). No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *SOIL*, 4(3), 173–193. doi: 10.5194/soil-4-173-2018
- Guevara, M., Arroyo, C., Brunzell, N., Cruz, C. O., Domke, G., Equihua, J., Vargas, R. (2020a). Soil Organic Carbon Across Mexico and the Conterminous United States (1991–2010). *Global Biogeochem. Cycles*, 34(3). doi: 10.1029/2019GB006219
- Guevara, M., C.E. Arroyo-Cruz, N. Brunzell, C.O. Cruz-gaistardo, G.M. Domke, J. Equihua, J. Etchevers, D.J. Hayes, T. Hengl, A. Ibelles, 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. <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1737>
- Krasilnikov, Pavel & Gutiérrez-Castorena, Ma. Del Carmen & Ahrens, Robert & Cruz-Gaistardo, Carlos & Sedov, Sergey & Solleiro-Rebolledo, Elizabeth. (2013). The Soils of Mexico. 10.1007/978-94-007-5660-1.
- Lajtha, K., V. L. Bailey, K. McFarlane, K. Paustian, D. Bachelet, R. Abramoff, D. Angers, S. A. Billings, D. Cerkowniak, Y. G. Dialynas, A. Finzi, N. H. F. French, S. Frey, N. P. Gurwick, J. Harden, J. M. F. Johnson, K. Johnson, J. Lehmann, S. Liu, B. McConkey, U. Mishra, S. Ollinger, D. Paré, F. Paz Pellat, D. deB. Richter, S. M. Schaeffer, J. Schimel, C. Shaw, J. Tang, K. Todd-Brown, C. Trettin, M. Waldrop, T. Whitman, and K. Wickland, 2018: Chapter 12: Soils. In *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report* [Cavallaro, N., G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao, and Z. Zhu (eds.)]. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA, pp. 469-506, <https://doi.org/10.7930/SOCCR2.2018.Ch12>
- McBratney, A., Field, D. J., & Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203–213. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.08.013
- Murray-Tortarolo, G., Friedlingstein, P., Sitch, S., Jaramillo, V. J., Murguía-Flores, F., Anav, A., Zeng, N. (2016). The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences*, 13(1), 223–238. doi: 10.5194/bg-13-223-2016
- Návar-Chaidez, J. (2008). Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance Manage.*, 3, 6. doi: 10.1186/1750-0680-3-6
- Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (Editores). 2018. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora. Texcoco, Estado de México, México. ISBN pendiente. 686 p.
- Zamora-Morales, B. P., Mendoza-Cariño, M., Sangerman-Jarquín, D. Ma., Bravo, A. N., y Nolasco, A. Q. (2019). La investigación científica en México: secuestro de carbono orgánico en suelos agrícolas y de agostadero. 1., 10(1), 155–164. doi: 10.29312/remexca.v10i1.1733

8.19. Resiliencia y estabilidad socioecológica de la caficultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas

Bolaños-González Martín A.¹; Libert-Amico Antoine²; Paz-Pellat Fernando²; Salas-Aguilar Víctor M.³; Villalobos-Sánchez Gontrán⁴; Escamilla-Prado Esteban⁵; Velázquez-Rodríguez Alma S.⁶ y Morales-Reyes Ezztli I.⁷

¹ Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

² Programa Mexicano del Carbono. Chiconautla #8-A, Lomas de Cristo, CP 56225, Texcoco, Estado de México.

³ Geoinformática, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez km. 3.5, Carretera Anáhuac S/N, CP 31600, Cuauhtémoc, Chihuahua.

⁴ Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo México y Escuela Nacional de Protección Civil campus Chiapas, Cerrada Montes Himalaya #3 col. Montes Verdes, Barrio de María Auxiliadora, CP 29290, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

⁵ Centro Regional Universitario Oriente, Universidad Autónoma Chapingo, Km. 6 Carretera Huatusco – Xalapa, C.P. 94100. Huatusco, Veracruz.

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

⁷ Estudiante de Posdoctorado, Posgrado en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Autor para correspondencia: bolanos@colpos.mx, martinb72@gmail.com

Resumen

La producción de café bajo sombra en México es el medio de vida de un número importante de productores de bajos ingresos y altos grados de marginalidad, la mayoría de ellos ubicados en comunidades indígenas y equiparables en zonas de importancia ecológica, severamente vulnerables ante eventos de desastre. En muchos casos, la producción de café bajo sombra puede ser catalogada como “amigable con el ambiente”, al constituir policultivos perennes que combinan diversos estratos de arbustos y árboles, que proporcionan servicios ecosistémicos (e.g. acervos de carbono, servicios hidrológicos, biodiversidad, etc.). Sin embargo, los problemas asociados al cambio climático (e.g. plagas y enfermedades, como la roya del cafeto), además de factores de mercado (e.g. precios inestables, falta de acceso a mercados diferenciados y al comercio electrónico) y de salud (e.g. Covid-19) han reducido las opciones de medios de vida, orillando a los productores a realizar cambios de uso del suelo en ecosistemas de montaña, provocando deforestación y degradación forestal, cambios en el ciclo hidrológico, degradación del suelo, etc., y a esquemas marginales de medios de vida, que incrementan su vulnerabilidad ante escenarios adversos. Esta problemática está generalizada para los productores de café del país, quienes se encuentran en quince estados, siendo Chiapas y Veracruz los primeros productores a nivel nacional con dos tercios de la producción mexicana de café. Ante esta realidad, este proyecto propone iniciar acciones en dos regiones cafetaleras icónicas de estos dos estados, con sendos proyectos pilotos de investigación e incidencia, en los que se implementarán alternativas para mantener sistemas de producción climáticamente inteligentes e incrementar su resiliencia socioecosistémica.

Palabras clave: *sistemas agroforestales, sistemas socioecológicos, servicios ecosistémicos, cambio climático.*

Abstract

In Mexico, shade-grown coffee is the main livelihood for an important number of low-income producers who face high degrees of marginalization, belong to indigenous peoples and local communities in biodiversity hotspots, and are highly vulnerable to disaster events. In most cases, shade-grown coffee can be understood as “climate friendly”, since it is composed of polycultures of perennial crops, which combine bushes and trees and provide ecosystem services such as carbon stocks, hydrological services,



and biodiversity, among others. However, problems associated with climate change (e.g. increased vulnerability to pests and diseases, such as coffee leaf rust), market pressures (e.g. price volatility, lack of access to markets and to communication with consumers) as well as health issues (e.g. Covid-19) have reduced livelihoods, pushing farmers to implement land use change in mountain ecosystems, often leading to deforestation and forest degradation, changes in hydrological cycles, soil degradation, etc., along with marginal livelihood strategies which increase vulnerability to adverse scenarios. This issue is generalized across Mexico's coffee producing regions, which are distributed across 15 states, with Chiapas and Veracruz leading national production with two-thirds of Mexico's coffee production. Considering these challenges, this project proposes interventions in two representative coffee regions within each of these two states, with pilot projects of research and action, implementing alternatives for maintaining these climate smart production systems and increasing their socioecological resilience.

Key words: *agroforestry systems, socio-ecological systems, ecosystem services, climate change.*

Introducción

Los sistemas socioecológicos son sistemas adaptativos complejos, en los que los agentes a menudo interactúan de formas impredecibles y no planificadas (Folke *et al.*, 2016). El concepto de sistemas socioecológicos reconoce explícitamente que las personas y la naturaleza están intrincadamente conectadas, dado que las actividades humanas alteran la estructura y función de los ecosistemas, que a su vez proporcionan a las personas bienes y servicios que contribuyen al bienestar humano (Cinner y Barnes, 2019). La producción de café bajo sombra en México es un ejemplo de sistema socioecológico, ya que es el sustento de miles de familias de pequeños productores del país, contribuye a la economía nacional y custodia el patrimonio biocultural de sistemas agroforestales en zonas de alta importancia ambiental. Sin embargo, los embates de plagas y enfermedades y factores de mercado han puesto en riesgo este sector, agudizando la pobreza, desigualdades, transformando los paisajes cafetaleros y disminuyendo su resiliencia socioecosistémica; es decir, disminuyen su capacidad de tolerar, absorber, hacer frente y adaptarse a las condiciones sociales o ambientales cambiantes (Cinner y Barnes, 2019).

La producción de café bajo sombra también es un ejemplo de producción agroforestal climáticamente inteligente, ya que promueve el desarrollo bajo en emisiones de carbono y puede contribuir de manera significativa a la provisión de servicios ecosistémicos: almacenan cantidades de carbono comparables con la vegetación natural (Soto *et al.*, 2010; van Rikxoort *et al.*, 2014; Soto y Aguirre, 2015), tienen una riqueza de especies de plantas que se asemeja a los bosques y selvas que los albergan (Moguel y Toledo, 1999; Soto *et al.*, 2001), mitigan el cambio climático (Chapman *et al.* 2020), proveen de servicios hidrológicos (recarga de mantos acuíferos, mejora en la calidad del agua de los escurrimientos superficiales, disminución de caudales pico- disminución del riesgo de inundaciones aguas abajo-, conservación del caudal base en época seca) (van Noordwijk, 2019), conservan los suelos (erosión evitada, incremento de contenido de carbono orgánico y nitrógeno y fósforo disponibles) (Muchane *et al.* 2020), mantienen la agrobiodiversidad y especies polinizadoras (Cerdeña *et al.*, 2020; Lamichhane, 2020); además, fortalecen los sistemas de producción locales y medios de vida (Escamilla *et al.*, 2005; Méndez y Bacon, 2006; Toledo y Moguel, 2012), entre otros.

La crisis generada por la roya del cafeto en 2012 puso en riesgo el estilo de vida de miles de familias de pequeños productores, lo que causó severas pérdidas económicas (Libert Amico *et al.*, 2020). La respuesta a esta crisis, en muchas zonas cafetaleras del país, fue la eliminación parcial o total de la sombra en los cafetales, lo que propició un cambio en el uso del suelo para establecer milpa o pastizales para la ganadería, con la consecuente afectación a los servicios ecosistémicos que este sistema agroforestal provee (Perfecto *et al.*, 2019). Por otra parte, también se llevó a cabo un cambio en las variedades cultivadas, lo que sustituyó a las variedades de café con alta calidad en taza, por otras con aparente resistencia a la roya, pero con menor calidad (Ruiz-de-Oña-Plaza y Merlin-Uribe, 2021).

Posteriormente, la contingencia sanitaria provocada por el COVID-19 complicó aún más la operación de las organizaciones de los productores y restringió actividades culturales, disponibilidad de mano de obra, reuniones organizativas, etc., situación que ha complicado aún más el panorama desde hace más de un año.

Así, el objetivo de investigación está asociado al fortalecimiento de los pequeños productores de café mediante la generación de información basada en investigación científica con datos duros a través de la co-creación de información, modelos y herramientas (productos) con las asociaciones de productores.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La primera etapa se enfoca en el proyecto piloto en la zona Frailesca de la Sierra Madre de Chiapas, con las cooperativas de café orgánico y comercio justo Triunfo Verde, Comon Yaj Noptic y Café Metik. Estas cooperativas son actores territoriales consolidados, que representan un total de aproximadamente 2,000 socias/os y casi 7,000 hectáreas de café arábica entre ellas. En el estado de Veracruz se implementará en la región de cafetalera de Huatusco-Córdoba.

Existe la posibilidad de ampliar las acciones a otros estados cafetaleros (particularmente Oaxaca, Estado de México e Hidalgo) en caso de disponibilidad financiera en la búsqueda de fondos complementarios.

Metodología

Se implementará un método de investigación-acción participativa, en la cual productores de café participan no solo brindando información, sino que realizan la investigación, redefinen las preguntas de manera constante, y dirigen y/o re-direccionan las metas de incidencia (ver Pretty 1995), lo que se aplicará a todas las regiones y etapas.

La visión del proyecto contempla todos los usos del suelo en los territorios (poligonales envolventes de los ejidos y comunidades) bajo la visión de la Reducción de Emisiones de gases efecto invernadero por Todos los Usos del Suelo o RETUS (Paz, 2012), que va más allá del concepto de REDD+ al incluir actividades agropecuarias, entre otras (Paz, 2015). La visión de paisaje permite tener una visión integral del territorio, además del planteamiento de centrarse en las comunidades asociadas a estos territorios (USAID, 2021). En esta visión es necesario el desarrollo de estrategias y productos financieros alternativos (e.g. Paz y Escamilla, 2008; Paz *et al.*, 2019).

El método de difusión y escalamiento del proyecto plantea iniciar en dos micro-regiones bien definidas, con contrapartes locales: las cooperativas de café con años de experiencia y líderes en la innovación empresarial local con responsabilidad social y ambiental y en la inclusión de mujeres y jóvenes en la creación de oportunidades para el desarrollo local. Esto permite darle solidez a un proyecto piloto que podrá ser adaptado, con el acompañamiento directo de los actores territoriales del proyecto piloto, en otras regiones cafetaleras del país.

El objetivo general de incidencia es lograr el fortalecimiento de los pequeños productores de café bajo sombra en México a través de la gestión de riesgos en el sector cafetalero, la innovación en la cadena de valor del café bajo sombra y la retribución por las aportaciones de los sistemas agroforestales a la mitigación, adaptación al cambio climático y la provisión de servicios ecosistémicos.

Los objetivos específicos y productos ligados éstos se muestran en el Cuadro 1.

**Cuadro 1. Objetivos específicos (OE) y sus productos**

Objetivos específicos	Producto
OE1: Diseñar e implementar un Sistema de Gestión de Riesgos Climáticos y de Salud (SGRCS) por regiones cafetaleras bajo sombra del proyecto	<p>Mapa (SIG) de aptitud de la cafecultura bajo sombra en función de suelos, clima, geomorfometría, etc.</p> <p>Sistema de Gestión de Riesgos Climáticos y de Salud (SGRCS) – Salud</p> <p>Sistema de Gestión de Riesgos Climáticos y de Salud (SGRCS) – Clima</p> <p>Escenarios de cambio climático de las regiones cafetaleras, análisis de impactos y estrategia de adaptación</p> <p>Sistema de alerta temprana para riesgos biológicos y climáticos por regiones cafetaleras</p> <p>Sistema de cobertura de riesgos financieros a futuro, para la cafecultura bajo sombra</p>
OE2: Desarrollo de mercados de café diferenciados climáticamente inteligentes, no acoplados a la producción (sombra del café, modos de vida y paisajes bioculturales)	<p>Tipología de cafetales en función de la complejidad de los ecosistemas, riqueza de grupos funcionales (plantas vasculares) y captación de agua de los almacenes de carbono.</p> <p>Diseño de estándar para certificación del carbono (sombra) de los cafetales bajo sombra usando el esquema del Banco Mexicano del Carbono del Programa Mexicano del Carbono, para pagos anuales por conservación (no deforestación y no degradación forestal), además del sistema de Medición, Reporte y Verificación (MRV)</p>
OE3: Desarrollo de mercados de café diferenciados climáticamente inteligentes, acoplados a la producción (NAMA: Acciones Nacionalmente Apropriadas de Mitigación) en su ciclo de vida.	<p>Estimación de la huella de carbono (biodiversidad y agua) usando análisis de ciclo de vida (de la mata a la taza) de la cadena productiva del café bajo sombra</p>
OE4: Desarrollo de mercados de café de especialidad	<p>Análisis de la calidad de los cafés, a tres niveles: organizaciones de productores, cafetales con potencial de calidad y parcelas experimentales para probar nuevas variedades.</p> <p>Implementación de parcelas experimentales para mejoramiento genético, fortalecimiento de bancos de germoplasma de café en instituciones y organizaciones y creación de nuevas variedades de café mexicano.</p>
OE5: Dinamizar los sistemas agroforestales a través de mejoras agronómicas y diversificación	<p>Definición de los límites agronómicos-climáticos de la sombra de los cafetales</p> <p>Modelo de producción asociado a la fertilidad de los suelos cafetaleros</p> <p>Viveros localmente gestionados para la renovación estratégica de cafetales</p> <p>Viveros localmente gestionados de especies endémicas útiles de sombra para su integración a sistemas agroforestales</p>

OE6: Diseño organizacional multiescala, con sistema de gobernanza, salvaguardas, fondos de capital y reglas, equidad, economía local, estructura organizacional (almacén general de depósito, fondo de aseguramiento, etc.) y concepto de ProSumidor, además de generar opciones para mujeres y jóvenes.	Estrategia organizacional multiescala requerida para la implementación de las diferentes opciones en el proceso de co-creación
OE7: Fortalecimiento institucional de las cooperativas de café y de sus capacidades técnicas para responder a las necesidades de sus socios	Escuela de formación de formadores: comunidad de aprendizaje para técnicos y extensionistas comunitarios
OE8: Estrategias de mercadotecnia y ventas alternativas de la agricultura digital (e-commerce, blockchain, etc.)	Capacitar a las cooperativas de café en estrategias de comunicación, manejo de redes sociales, y e-commerce

Resultados esperados

La roya del café, que intensificó su presencia a partir de 2012, tuvo un impacto generalizado, no solo en México si no prácticamente en toda América Latina. Actualmente, *Hemileia vastatrix* está presente en todos los estados cafetaleros del país, con severa afectación en las cuatro principales entidades productoras, Chiapas, Veracruz, Oaxaca y Puebla. No existe duda que la roya del cafeto es una realidad que no va a desaparecer, por el contrario, se prevé incrementa su presencia y severidad derivado de los efectos del cambio climático en proceso, por lo que es importante desarrollar estrategias para convivir con esta enfermedad del cafeto y sus impactos, ya que su erradicación es imposible en las condiciones actuales y pronósticos futuros. La crisis de la roya marca un hito en la cafecultura mexicana, lo cual se ha agravado por la presencia de la pandemia provocada por el COVID-19 a partir de 2020.

La meta general del proyecto es ampliar las opciones para mejorar los medios de vida de las familias productoras de café bajo sombra a través de la implementación de medidas para construir la resiliencia socioecológica del café bajo sombra en México, principalmente mediante acciones de incidencia en la gestión de riesgos, la innovación en la cadena de valor del café bajo sombra, la diversificación de ingresos y la retribución por las aportaciones de los sistemas agroforestales a la mitigación y adaptación al cambio climático. Además, los objetivos y metas de esta propuesta inciden directamente en programas públicos del Gobierno de México (e.g. Producción para el Bienestar, Sembrando Vida), y sus compromisos a escala internacional para la adaptación al cambio climático, tales como la restauración de ecosistemas degradados (Década de la ONU para la Restauración Ambiental y Desafío Bonn), la restauración de materia orgánica en los suelos (Iniciativa 4 por mil), y el fomento de los sistemas agroforestales, tal como lo estipulado en la reciente Contribución Nacionalmente Determinada de México ante el Acuerdo de París.

Conclusiones preliminares

La experiencia en la primera fase del proyecto de incidencia, con la inclusión activa de las asociaciones de productores en la definición de sus prioridades, facilitó la apropiación del mismo y, por lo tanto, incrementa las posibilidades de éxito. Este proceso de co-construcción entre investigadores y productores resultó en la integración de un proyecto extenso que es ambicioso, pero con metas concretas y alcanzables, sobre todo, considera abordar los problemas más importantes del sector cafetalero en las zonas piloto para encontrar soluciones específicas para cada una de ellas.



Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo para realizar este trabajo mediante el financiamiento al proyecto semilla PRONACES-Sistemas socioecológicos 308373.

Literatura citada

- Cerda R., Avelino J., Harvey C.A., et al. 2020. Coffee agroforestry systems capable of reducing disease-induced yield and economic losses while providing multiple ecosystem services. *Crop Protection* 134:105149. doi: 10.1016/j.cropro.2020.105149
- Chapman M., Walker W.S., Cook-Patton S.C. et al. 2020. Large climate mitigation potential from adding trees to agricultural lands. *Global Change Biology* 26(8):4357-4365. doi: 10.1111/gcb.15121
- Cinner, J. E., & Barnes, M. L. 2019. Social Dimensions of Resilience in Social-Ecological Systems. *One Earth*. Cell Press. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.08.003>
- Escamilla, E., O. Ortiz, G. Diaz, C. Landeros, D.E. Platas, A. Zamarripa y V.A. González. 2005. El agroecosistema café orgánico en México. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*. 76: 5-16.
- Folke, C., R. Biggs, A. V. Norström, B. Reyers, and J. Rockström. 2016. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society* 21(3):41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08748-210341>
- Gripenberg S. et al. 2020. Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: a meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 295:106899.
- Lamichhane J.R. 2020. Crop health in agroforestry systems: an introduction to the special issue. *Crop Protection* 134: 105187.
- Libert Amico, A., Ituarte-Lima, C. & Elmqvist, T. 2020. Learning from social-ecological crisis for legal resilience building: multi-scale dynamics in the coffee rust epidemic. *Sustain Sci* 15, 485–501. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00703-x>
- Méndez, V.E. and C.M. Bacon. 2006. Ecological processes and farmer livelihoods in shaded coffee production. *LEISA Magazine* 22.4: 22-23.
- Moguel, P. and V.M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13: 11-21.
- Muchane, M. N., Sileshi, G. W., Gripenberg, S., Jonsson, M., Pumariño, L., & Barrios, E. 2020. Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106899>
- Paz, F. 2012. Una visión integral de territorio y su planeación ante el cambio climático: RETUS (Reducción de Emisiones de Todos los Usos del Suelo). En: F. Paz y R. Cuevas (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. pp. 712-718.*
- Paz, F. 2015. Servicios ambientales integrales del bosque: carbono, agua y biodiversidad, más allá de REDD+. En: A. Alberto Villavicencio (ed.). *Los Pagos por Servicios Ambientales, Intercambio de Experiencias de la Red Iberoamericana de PSA. El Colegio de Michoacán. Zamora, Michoacán. pp. 173-198.*
- Paz, F. y J. Escamilla. 2008. Adaptación al cambio climático en la agricultura de riego: mercado virtual del agua, una estrategia financiera. En: L.S. Pereira, F.B. Victoria, P. Paredes, M. García, E. Palacios y A. Torreillas (eds.). *Tecnologias para o Uso Sestentável da Água em Regadió. CEER – Centro de Engenharia dos Biosistemas. Edicoes Colibri. Lisboa, Portugal pp. 164-167 + Versión completa en CD adjunto.*
- Paz-Pellat, F., L.A. Palacios, V.M. Salas, M.A. Bolaños, M. Cuesta y J.I. Zúñiga. 2019. Mercado virtual del agua en México: una estrategia de adaptación y mitigación al cambio climático. *Elementos para Políticas Públicas* 3:129-162.
- Perfecto I., Jiménez-Soto M.E., Vandermeer J. 2019. Coffee landscapes shaping the Anthropocene. Forced simplification on a complex agroecological landscape. *Current Anthropology* 60(20): 236-250
- Pretty J. 1995. Participatory learning for sustainable agriculture. *World Development* 23: 1247–1263.
- Ruiz-de-Oña-Plaza C., Merlin-Uribe Y. 2021. New varieties of coffee: compromising adaptive agroforestry qualities? A case study from the South of Mexico. *Front. Sustain. Food Syst.* doi: 10.3389/fsufs.2021.620422
- Soto, L., Y. Romero, J. Caballero and G. Segura. 2001. Woody plant diversity and structure of shade-ground-coffee plantations in Northern Chiapas, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 49: 977-987
- Soto, L., M. Anzueto, J. Mendoza, G. Jimenez and B. de Jong. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest. Syst.* 78: 39-51. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9247-5>
- Soto, L. & Aguirre, C. 2015. Carbon Stocks in Organic Coffee Systems in Chiapas, Mexico. *Journal of Agricultural Science*; Vol. 7, No. 1. doi:10.5539/jas.v7n1p117
- Toledo, V.M. and P. Moguel. 2012. Coffee and sustainability, the multiples values of traditional shaded coffee. *Journal of Sustainable Agriculture* 36: 353-377
- USAID. 2021. Strategies for transforming landscapes in Mexico. Communities as agents of sustainable change. United States Agency for International Development. Washington, D.C. 37 p.
- van Noordwijk, M. (ed.). 2019. Sustainable Development Through Trees on Farms: Agroforestry in its Fifth Decade. World Agroforestry (ICRAF). Bogor, Indonesia.
- van Rikxoort H., G. Schroth, P. Läderach y B. Rodríguez-Sánchez. 2014. Carbon footprints and carbon stocks reveal climate-friendly coffee production, *Agron. Sustain. Dev.* 34: 887-897. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0223-8>

