



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

Síntesis a 2022

PROGRAMA MEXICANO DEL CARBONO

2022

Año 4

Número 4

J. Martín Hernández  
Oscar L. Briones  
Martín Bolaños  
Patricia Ibarra  
Editores



**PM**  
Programa Mexicano del Carbono  
RED TEMÁTICA DEL CONACYT







**Forma correcta de citar:**

Hernández Ayón J. M.; Briones Villareal O.; Bolaños González M. A. e Ibarra Alonso P. (Editores). 2022. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2022. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto de Ecología (INECOL). Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 404 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](http://www.pmcarbono.org)

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

---

Diseño Gráfico: Oscar J. Velázquez R.

---

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO DEL CICLO DEL CARBONO Y SUS INTERACCIONES EN MEXICO. Año 4, No. 4, enero - diciembre de 2022. 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](http://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, diciembre de 2022.

# Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2022

---

J. Martín Hernández, Oscar Briones Villareal,  
Martín Bolaños y Patricia Ibarra

---

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono (PMC)  
Instituto de Ecología, A.C. (INECOL)

Xalapa, Veracruz, México

Diciembre 2022

# 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. JOSÉ MARTÍN HERNÁNDEZ AYÓN**

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,  
Universidad Autónoma de Baja California

# Índice de Revisores

**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**

Programa Mexicano del Carbono





# Prólogo

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) se complace en presentar al público, como cada año desde su formación en 2005, la Síntesis Nacional del 2022, 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 XIII Simposio Internacional del Carbono en México se presentaron más de 60 contribuciones en las diversas áreas temáticas que conforman el Comité Científico: Atmósfera, Ecosistemas Acuáticos, Ecosistemas Costeros, Ecosistemas Marinos, Ecosistemas Terrestres y Sistemas Agropecuarios. Por tercer 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 del Instituto de Ecología A.C. (INECOL), ubicado en Xalapa, Veracruz.

El Simposio se enfocó en los temas transversales prioritarios de los estudios del carbono en México: almacenes y flujos de carbono entre distintos reservorios, relación entre la diversidad biológica y el ciclo del carbono, Análisis del estado actual del Centro Nacional de Datos Oceanográficos de México, economía del carbono, desarrollo bajo en carbono, modelación y síntesis de la dinámica del carbono, mitigación estratégica de GEI y sobre los retos que afronta la Red Latinoamericana de Acidificación del Océano. Se promovió la aportación científica del PMC hacia la restauración y conservación de ecosistemas naturales como estrategia para la mitigación del cambio climático.

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 más de 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 | Flujos verticales de carbono del suelo de un manglar bajo restauración y sus controles biofísicos                 | 19 |
| 1.2 | Variabilidad espacial del intercambio neto del flujo de CO <sub>2</sub> en un bosque tropical seco conservado     | 25 |
| 1.3 | Permanencia y producción de rocío en el dosel de plantas de trigo durante un ciclo agrícola en el Valle del Yaqui | 31 |
| 1.4 | Modelación de las emisiones producidas por incendios forestales en los pantanos de Centla 2016-2019               | 36 |

## CAPÍTULO 2

### ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

43

- |     |   |    |
|-----|---|----|
| 2.1 | Efecto de la eutrofización en la concentración y emisión de CH <sub>4</sub> en dos lagos kársticos tropicales               | 44 |
| 2.2 | Variación temporal y espacial de las concentraciones y flujos de CH <sub>4</sub> en el Río Usumacinta, México               | 51 |
| 2.3 | Dinámica biogeoquímica del metano en un ecosistema epicontinental tropical hipertrófico                                     | 59 |
| 2.4 | Flujo de carbono orgánico particulado a los sedimentos de un lago tropical kárstico   | 65 |
| 2.5 | Dinámica estacional e interanual de la biomasa del zooplancton pelágico en un lago tropical, monomítico cálido              | 71 |
| 2.6 | Variación intra e interanual de la concentración de clorofila- <i>a</i> fraccionada (1998-2019) del lago Alchichica, Puebla | 77 |
| 2.7 | Dinámica espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica en los canales del Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco           | 84 |



## CAPÍTULO 3

# ECOSISTEMAS COSTEROS 95

- |     |  |     |
|-----|--|-----|
| 3.1 | Diagnóstico forestal y carbono en una reserva de manglar urbana de Ciudad del Carmen, Campeche   | 96  |
| 3.2 | Estructura de la comunidad fitoplanctónica en relación con procesos de mesoescala en el nivel del máximo de clorofila en la boca del golfo de California | 102 |
| 3.3 | Determinación del horizonte de saturación ( $\Omega_{\text{arag}}$ ) mediante datos satelitales en el Pacífico Mexicano                                  | 110 |
| 3.4 | Tasas de enterramiento de carbono azul en sedimento de manglar de la laguna de Términos  | 115 |
| 3.5 | ¿Son diferentes los suelos de manglares degradados y blanquizales en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche?                                    | 124 |

## CAPÍTULO 4

# ECOSISTEMAS MARINOS 129

- |     |  |     |
|-----|--|-----|
| 4.1 | Flujos de CO <sub>2</sub> océano-atmósfera en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano durante Noviembre 2020            | 130 |
| 4.2 | Variabilidad espacio temporal de la alcalinidad total estimada a partir de datos satelitales en el Pacífico frente a México      | 136 |
| 4.3 | Distribución espacial de pH y omega aragonita frente a la costa de Oaxaca durante marzo de 2020                                  | 142 |
| 4.4 | Cambios en el carbono del fitoplancton expuesto a la contaminación de petróleo en un experimento de mesocosmos (biorremediación) | 147 |
| 4.5 | Flujos de CO <sub>2</sub> aire-mar durante un evento La Niña en las Bahías de Manzanillo y Santiago, México                      | 158 |
| 4.6 | Hipoxia somera en la costa continental del Golfo de California   | 164 |
| 4.7 | Masas de agua y carbono inorgánico disuelto en el Sistema Frontal de Baja California Sur en verano de 2019                       | 169 |

## CAPÍTULO 5

## ECOSISTEMAS TERRESTRES

175

5.1	Almacén de carbono en una plantación de <i>Pinus Greggii</i> , en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo	176
5.2	Distribución espacial de biomasa aérea en bosques bajo aprovechamiento maderable en Hidalgo, México	181
5.3	Almacén de carbono en la biomasa aérea de plantaciones forestales de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo	187
5.4	Respuesta de la respiración del suelo al incremento de la temperatura durante incubación	191
5.5	Comparación de modelos del uso eficiente de luz para la estimación del GPP en México	197
5.6	Estimación de productividad primaria bruta mediante fluorescencia de la clorofila (Sif) en bosques tropicales secos del noroeste de México	203
5.7	Producción mensual de hojarasca en tres tipos de vegetación en Villaflores, Chiapas, México	211
5.8	Cuantificación de acervos de carbono contenidos en bosques de la región Cofre de Perote, Veracruz	217
5.9	Cambios en la composición florística en el Desierto Chihuahuense bajo diferentes escenarios de cambio climático	223
5.10	Distribución vertical del carbono orgánico atmosférico fijado en el suelo en el Volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, CdMx	229
5.11	Cambios temporales de índices de vegetación en dos tipos de matorrales del Desierto Chihuahuense	236
5.12	Evaluación de productos satelitales de captura de carbono en un ambiente semiárido queretano	241
5.13	La estabilización de C y su relación con la estabilidad de agregados del suelo en un bosque mesófilo de montaña en Jalpan, Querétaro	247
5.14	Posibilidades de mitigación del cambio climático en el Parque Nacional La Montaña Malinche o Matlalcuéyatl	253

5.15	Tendencia del verdor y variabilidad climática en la cuenca de un humedal continental	259
5.16	Uso eficiente del agua en zonas vitivinícolas semiáridas en el estado de Querétaro, México	266
5.17	Regeneración natural de <i>Pinus lawsonii</i> y <i>Quercus magnoliifolia</i> en un bosque templado de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo	273
5.18	Propuesta metodológica para el escalamiento espacial de la evapotranspiración a partir de mediciones de torres de flujos turbulentos	279
5.19	Almacén de carbono orgánico en suelos con manejo forestal comunitario	287
5.20	Carbono orgánico superficial en campos agrícolas bajo condiciones de aridez: un ejemplo desde Zapotitlán-Salinas, Puebla	292
5.21	Existencias de carbono en selvas tropicales con alta presión antrópica	298
5.22	Pérdida de carbono y materia orgánica en el suelo por un libramiento carretero	304
5.23	Estimación de la biomasa y carbono de reforestaciones en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	310
5.24	Servicio ambiental del bambú <i>Guadua aculeata</i> : potencial de captura de carbono	316
5.25	Respuesta de la humedad de suelo a los pulsos de precipitación en el bosque tropical seco del noroeste de México	322
5.26	Propiedades del suelo y carbono almacenado en un gradiente altitudinal en la Sierra Madre Oriental	328
5.27	Estimación de productividad primaria bruta mediante fluorescencia de la clorofila (SIF) en bosques tropicales secos del noroeste de México	334

## CAPÍTULO 6

# SISTEMAS AGROPECUARIOS 343

6.1	Validación de la evapotranspiración a partir del balance hídrico para cultivo de avena en un clima semiárido	344
6.2	El maguey pulquero, descripción del cultivo y explotación en el Estado de Tlaxcala	350
6.3	Almacén de carbono en sistemas agroforestales de café en la localidad de Xochiojca, Zongolica, Veracruz	357

6.4	Biomasa de raíces finas aumenta con la biomasa arbórea en sistemas silvopastoriles de Chiapas, México	362
6.5	Carbono orgánico del suelo en dos sistemas ganaderos de La Concordia Chiapas; México	368
6.6	Evaluación del efecto antimetanogénico de <i>Cymbopogon citratus</i> en novillas en crecimiento	374
6.7	Efecto de <i>Cymbopogon citratus</i> en la fermentación ruminal <i>in vitro</i> y la producción de metano	380
6.8	Agricultura de conservación y su efecto en la captura de carbón orgánico del suelo	386
6.9	Variación del <i>staygreen</i> en 12 genotipos de trigo ( <i>Triticum spp</i> ) bajo condiciones experimentales de calor	392
6.10	Biocarbón como sustrato para la producción y reducción de la huella gris en arándanos	399







# 1 Atmósfera



## 1.1. Flujos verticales de carbono del suelo de un manglar bajo restauración y sus controles biofísicos

Reyes-Jiménez Ottmar<sup>1</sup>; Alvarado-Barrientos Susana<sup>2,\*</sup>; Vásquez-Reyes Víctor<sup>2</sup> y López-Portillo Jorge<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto Tecnológico Superior de Álamo Temapache. Km 6.5 Carr. Potrero del Llano-Tuxpan, Xoyotitla, Álamo Temapache, Veracruz.

<sup>2</sup> Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C., Carretera antigua a Coatepec #351 Col. El Haya, Xalapa, Veracruz.

\* Autor para correspondencia: susana.alvarado@inecol.mx

### Resumen

Conocer la magnitud de los flujos verticales de carbono del suelo, y sus controles biofísicos, contribuye a comprender los cambios funcionales relacionados con el progreso de la restauración de ecosistemas degradados. Con esta intención se utilizó un analizador de gases portátil y cámara dinámica en el suelo de un manglar bajo restauración ecohidrológica. Para determinar controles biofísicos de los flujos, se analizaron parámetros meteorológicos, propiedades del suelo y del agua superficial e intersticial. La emisión promedio para el manglar de transición (una mezcla de árboles vivos y muertos) fue  $502.70 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  y  $0.91 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ; para el manglar muerto fue  $124.60 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  y  $0.44 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ; y para los islotes de revegetación fue  $180.90 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  y  $0.21 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Las emisiones máximas de  $\text{CO}_2$  del manglar muerto fueron menores a las reportadas antes de concluir la rehabilitación hidrológica del sitio, señalando que el aumento en el recambio de agua causa menores emisiones de carbono del suelo del manglar. Los controles biofísicos generales para  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  fueron el pH del agua superficial, el nitrógeno total del sedimento y la densidad de neumatóforos. Para el  $\text{CO}_2$  también fue identificado como control el carbono total del sedimento, y para el  $\text{CH}_4$ , la presión atmosférica y la altura de inundación. Esta información habilita la construcción de modelos predictivos de la dinámica del carbono del suelo de manglares, considerados ecosistemas clave para la mitigación del cambio climático.

**Palabras clave:** *carbono azul; dióxido de carbono, metano; humedal costero; ecohidrología*

### Abstract

Knowledge of the magnitude and biophysical drivers of vertical soil carbon fluxes contribute to our understanding of the functional changes related with the progress of restoration of degraded ecosystems. With this aim, a portable trace gas analyzer and a dynamic opaque chamber was used to measure soil carbon fluxes at a mangrove under ecohydrological restoration after massive mortality, in Veracruz. To assess biophysical drivers of these fluxes, meteorological, soil, and surface and interstitial water parameters were analyzed. Average emissions for the transition mangrove (i.e., mixture of dead and alive trees) was  $502.70 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  and  $0.91 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ; for dead mangrove was  $124.60 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  and  $0.44 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ; and for revegetation mounds was  $180.90 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  and  $0.21 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Maximum  $\text{CO}_2$  emissions of dead mangrove were lower than those reported before the conclusion of the hydrological rehabilitation, suggesting that larger water exchange reduces soil carbon emissions. General drivers for both fluxes were surface water pH, total soil nitrogen, and pneumatophore density. Total soil carbon was also identified as driver of soil  $\text{CO}_2$  flux, while atmospheric pressure and flooding height were found to also drive  $\text{CH}_4$  emissions. This information enables the construction of predictive models of soil carbon dynamics of mangroves, which are considered key ecosystems for climate change mitigation.

**Keywords:** *blue carbon; carbon dioxide; methane; coastal wetland; ecohydrology*

## Introducción

Estableciéndose el decenio de las Naciones Unidas sobre la restauración de los ecosistemas (2021-2030) y considerando la actual crisis climática por el incremento en las emisiones de gases de efecto invernadero, es fundamental ampliar el conocimiento sobre las fuentes y sumideros de carbono, ya sean antropogénicas o naturales. Los ecosistemas pueden fungir como fuentes considerables de GEI en ciertas condiciones de perturbación, por lo que el monitoreo de éstos es esencial para comprender con mayor profundidad los flujos de carbono en el planeta. Describir la dinámica del carbono, que incluye flujos verticales de gases de atención primordial como CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, y analizar las condiciones o parámetros ambientales que afectan las magnitudes de los flujos de carbono en ecosistemas degradados y en vías de restauración, contribuye a comprender los cambios funcionales relacionados (McLeod *et al.*, 2011). A su vez, este conocimiento tiene el potencial de encaminar las acciones de gestión de los manglares y sus territorios, a partir de las predicciones de la dinámica de los almacenes de carbono presentes.

Los manglares están dentro de los ecosistemas clave para mitigar los efectos del cambio climático, en parte porque secuestran grandes cantidades de carbono en el suelo. A pesar de esto, en México entre 2010 y 2015 se degradó el 0.42% de manglar existente en el Golfo de México (costas de Veracruz, Tamaulipas y Tabasco), liberando 0.14 Tg de CO<sub>2</sub> eq anuales (Adame *et al.*, 2018). Las principales causas de esta degradación son la alteración de la hidrología local por el desarrollo de infraestructura como carreteras, apertura artificial de bocas estuarinas, rellenos y conversión a otros usos del suelo (López-Portillo *et al.*, 2017). Para revertir la pérdida de manglares, se han promovido varias estrategias de restauración ecológica. Entre las más exitosas se encuentran las basadas en el conocimiento integrado de la hidrología y funcionamiento de estos ecosistemas (o ecohidrología), incorporando acciones que restablecen la conectividad hidrológica y que modifican la microtopografía para habilitar la regeneración natural de la vegetación (e.g., construcción de islotes; Zaldívar-Jiménez *et al.*, 2010). Estas acciones involucran la excavación de sedimento acumulado durante muchos años, exponiendo depósitos de carbono azul a una rápida descomposición, emitiendo CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en cantidades poco estudiadas sino hasta años recientes. Además, la emisión de CH<sub>4</sub> en manglares puede descompensar el efecto climático positivo del secuestro de carbono en un 20% (Rosentreter *et al.*, 2021). Por estas razones, es importante estudiar las emisiones de carbono del ecosistema manglar en distintas condiciones y de sus componentes, así como sus controles biofísicos.

## Material y Métodos

El presente trabajo fue realizado dentro del sitio Ramsar 1602 «Manglares y Humedales de Tuxpan», en del sistema lagunar de Tampamachoco, Veracruz (20°58'15"-21°05' N; 97°20'30"-97°24' O). En este sitio el manglar sufrió mortalidad extensiva atribuida a la desconexión hidrológica por la construcción de tres terraplenes que forman parte de la infraestructura de la Central Termoeléctrica Adolfo López Mateos (Basáñez-Muñoz *et al.*, 2016). En la actualidad, se pueden encontrar distintas condiciones del manglar de Tampamachoco, esto derivado de la mortalidad y las acciones de restauración ecohidrológica desarrolladas a través de varios años: islotes revegetados, manglar muerto y manglar de transición (i.e. mezcla de árboles vivos con ramas muertas y árboles muertos), así como manglar conservado (Romero-Uribe *et al.*, 2021) (Figura 1). La especie dominante en la zona de restauración es *A. germinans*.

Se tomaron cuatro puntos de muestreo por condición de manglar dentro de cada sector, dando un total de 36 (Figura 1). Los flujos fueron medidos usando una cámara opaca dinámica inteligente conectada a un analizador portátil de gases traza infrarrojos (SmartChamber y LI-7810, LI-COR Biosciences). Mediante la inserción de un collar de PVC sanitario (de 20.32 cm de diámetro interno y 34 cm de altura) en el suelo (aprox. 5 cm) fue posible posicionar la cámara de medición para lograr un sistema con volumen determinado y soporte estable. Se colocó el collar, esperando entre 3 y 10 minutos a que el

material sedimentado en el suelo se estabilizara, registrando después el saliente del collar (*offset*) desde la superficie del suelo o inundación, para el cálculo del volumen de aire muestreado.

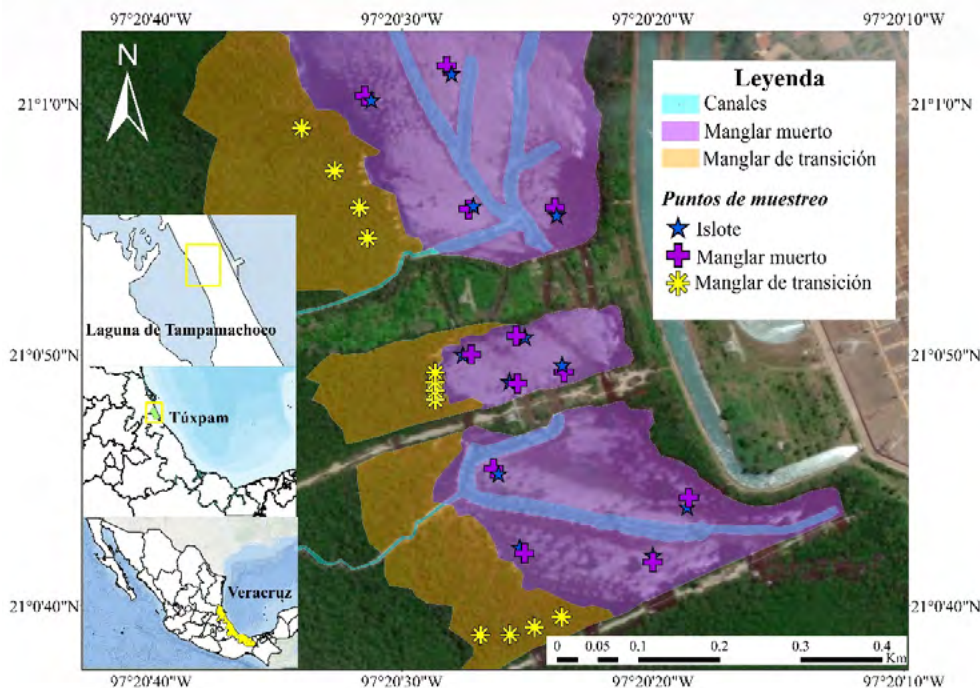


Figura 1. Puntos de muestreo en el área de restauración.

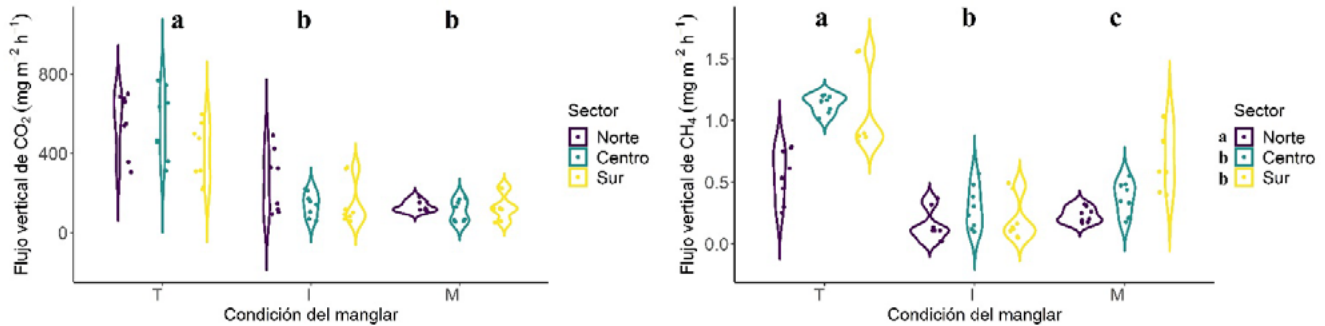
En cada punto de muestreo se registró la temperatura y humedad relativa del aire, y la presión atmosférica con un sensor portátil (PocketLab Weather, Myriad Sensors). También se registró la altura de la inundación usando una vara graduada de un metro de longitud, y la temperatura, pH, potencial REDOX, conductividad eléctrica y salinidad (sólidos disueltos totales), del agua de inundación e intersticial, con una sonda multiparamétrica (Ultrameter II 6PFC, Myron L). Asimismo, del sedimento se registró su la conductividad eléctrica y temperatura con una sonda (HydraProbe, Stevens). Además, se tomaron muestras del suelo usando nucleadores (cilindros de PVC sanitario) de 10 cm de altura y 5.08 cm de diámetro con el fin de determinar el pH, el porcentaje de materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno y carbono total, y densidad aparente. Muestras de suelo se colectaron también para determinar la biomasa de raíces finas y gruesas, y los detritos. Estas muestras fueron obtenidas a una profundidad entre 20 y 30 cm dependiendo de la accesibilidad y las condiciones del sitio. Por último, se realizó el conteo de los neumatóforos presentes dentro de la superficie demarcada del collar ( $\approx 0.032 \text{ m}^2$ ) en el punto de muestreo.

Se usaron modelos de efectos mixtos para evaluar si las mediciones de emisiones de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  fueron diferentes según el sector y condición del manglar; como efecto fijo se estableció el sector, la condición del manglar y la interacción entre ambos, estableciéndose el punto de medición como efecto aleatorio. Por otro lado, se examinó el coeficiente Spearman de correlación entre las emisiones y los parámetros meteorológicos, del agua y del suelo. Estas correlaciones se sintetizaron en un diagrama con el fin de visualizar las relaciones de mayor importancia ( $r \geq |0.40|$  y  $p < 0.001$ ). Se utilizó un modelo multivariado escalonado (*stepwise*) con el que se identificaron los parámetros ambientales con mayor poder predictivo de los flujos, a los cuales se les denominó como controles biofísicos de los flujos de carbono del suelo. Estos análisis se desarrollaron en el software R.

De manera complementaria, a partir de la cuantificación promedio del flujo vertical de carbono fue posible obtener el índice de potencial de calentamiento a 20 (GWP<sub>20</sub>) que tiene cada gas para determinada condición de manglar siguiendo la metodología descrita por Forster *et al.* (2021).

## Resultados y Discusión

Las emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo del manglar no presentan diferencias entre el sector del área de estudio, pero sí entre condición del manglar ( $p < 0.0001$ ; Figura 2). El manglar de transición tuvo el mayor flujo promedio de CO<sub>2</sub> ( $502.70 \pm 169.50 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), siguiendo los islotes revegetados ( $180.90 \pm 123.70 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), y el manglar muerto ( $124.60 \pm 50.50 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ).

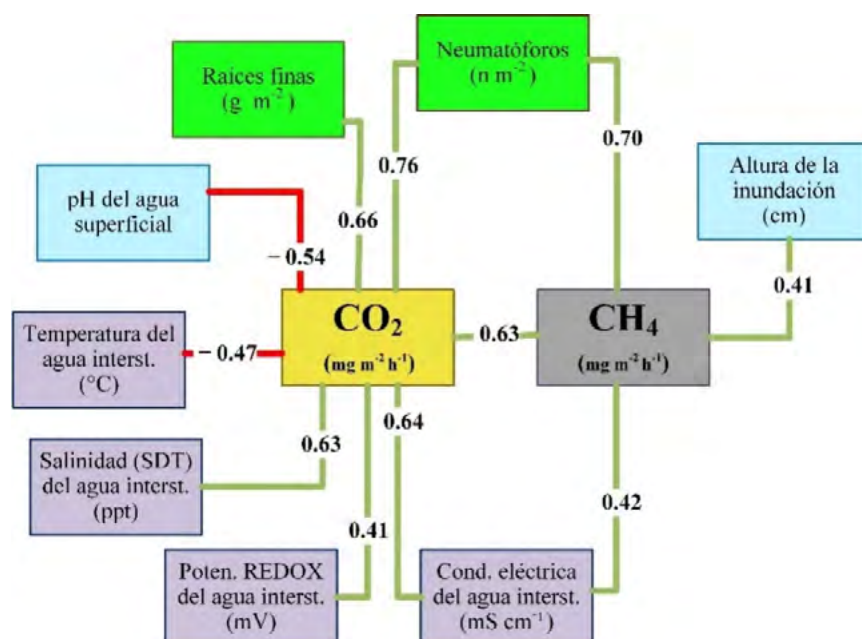


**Figuras 2 y 3** Diagrama de violín con la distribución de los flujos verticales de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, respectivamente, medidos en las condiciones del manglar «Transición (T), Islote (I) y Muerto (M)» de los sectores del área de estudio «Norte, Centro y Sur» en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Letras minúsculas en negritas distintas indican diferencias significativas entre las condiciones de manglar o sectores del área de estudio.

Por otro lado, los flujos de CH<sub>4</sub> muestran patrones diferentes tanto entre condiciones del manglar ( $p < 0.0001$ ) como entre sectores del área de estudio ( $p = 0.0035$ ) (Figura 3). En lo particular, este flujo en el manglar de transición resultó muy variable y presentó la mayor magnitud promedio de CH<sub>4</sub> ( $0.91 \pm 0.34 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ), siguiendo el manglar muerto ( $0.44 \pm 0.26 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) y los islotes ( $0.21 \pm 0.16 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ).

Romero-Urbe *et al.* (2021) estudiaron la misma área, pero antes de concluir la rehabilitación hidrológica, y reportaron emisiones mayores de carbono del suelo en el manglar muerto, lo que sugiere que el mayor recambio de agua de inundación contribuye en reducir estas emisiones. No existen reportes anteriores de flujos de verticales de carbono del suelo de islotes revegetados de manglar. Sin embargo, las emisiones de CO<sub>2</sub> de los islotes son similares a las del manglar muerto, mientras que las emisiones de CH<sub>4</sub> fueron las menores en los islotes en comparación con las otras dos condiciones estudiadas. Esto indica que la revegetación natural del manglar está recuperando, de forma gradual, las funciones del ecosistema.

Los parámetros ambientales con las correlaciones más fuertes con los flujos verticales de carbono se resumen en la Figura 4. El modelo de regresión *stepwise* indicó que el pH del agua superficial y la densidad de neumatóforos explican al menos el 78.36% de la varianza en las emisiones de CO<sub>2</sub> ( $R^2 = 0.9027$ ,  $p < 0.0001$ ). Lo mismo ocurre con el CH<sub>4</sub> ( $R^2 = 0.9027$ ,  $p < 0.0001$ ) donde los controles ya mencionados explican el 58.99% de la varianza de este flujo. A pesar de no tener una fuerte correlación uno a uno con los flujos de carbono, el contenido total de carbono y nitrógeno del sedimento fueron identificados en el modelo para el flujo de CO<sub>2</sub>. De igual manera, la presión atmosférica y el nitrógeno total del sedimento fueron identificados en el modelo del flujo de CH<sub>4</sub>.



**Figura 4.** Correlaciones de Spearman significativas ( $r \geq 0.40$ ;  $p < 0.001$ ) entre los flujos verticales de GEI del suelo del manglar (CO<sub>2</sub>: cuadro amarillo; CH<sub>4</sub>: cuadro gris) y los parámetros estudiados. Las líneas verdes muestran correlaciones positivas (+) y las rojas correlaciones negativas (-). Los parámetros del agua superficial se muestran con cuadros azules, los del agua intersticial con cuadros morados y los biológicos con cuadros verdes.

El papel del pH del agua superficial como predictor de las emisiones de carbono puede explicarse a través de la disolución del CO<sub>2</sub> y por consiguiente disminución del pH en la columna de agua (Boyd, 2020). Los neumatóforos tienen una estrecha relación con la emisión de CO<sub>2</sub> vegetal al ser parte del sistema de intercambio gaseoso vegetal (Al-Haj & Fulweiler, 2020). El carbono total almacenado en el suelo, al formar parte de la estructura química del CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, no sorprende que sea control biofísico de las emisiones de estos gases. Asimismo, el nitrógeno encontrado en el suelo, sobre todo en forma de nitratos, sirve como reactante fundamental para la generación de CO<sub>2</sub> en las reacciones microbianas. Así, la relación vista entre el nitrógeno y el flujo de CH<sub>4</sub>, puede adjudicarse a las bacterias transformadoras de los nitratos, pues suelen competir con las bacterias metanógenas para generar CO<sub>2</sub> en su lugar. Además, la altura de la inundación favorece condiciones anóxicas, ideales para la producción de metano (Medina-Orozco, 2019; Mitsch & Gosselink, 2015).

Considerando ambos gases, el GWP<sub>20</sub> total resultó en 50.51 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el manglar de transición, 17.34 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para los islotes y 14.04 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para el manglar muerto. Se encontró que el CO<sub>2</sub> es el mayor contribuidor al GWP<sub>20</sub>, no obstante, el metano puede llegar a rondar el 20% del GWP<sub>20</sub> total en condiciones de perturbación, viéndose esto en el manglar muerto (22.28%).

## Conclusiones

Los flujos verticales de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> del suelo varían de forma significativa según la condición de degradación o etapa de restauración del manglar. Los resultados contrastados con mediciones realizadas en la misma área antes del presente estudio indican que el restablecimiento de la conexión hidrológica contribuye en reducir las emisiones de carbono del suelo de manglar muerto. También muestran que la revegetación natural del manglar, habilitada por la construcción de islotes luego de la rehabilitación hidrológica, produce menores emisiones de CH<sub>4</sub> del suelo comprado con el manglar muerto. Esto es una buena noticia, porque el cálculo del GWP<sub>20</sub> muestra que en el manglar muerto las emisiones de metano toman una porción considerable del total del GWP<sub>20</sub>.

Los modelos de regresión escalonados que se usaron para identificar controles biofísicos de los flujos verticales de carbono del suelo del manglar mostraron coincidencias para los dos flujos. El pH del agua superficial, la densidad de neumatóforos y el nitrógeno total del sedimento son los principales predictores de las magnitudes de los flujos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. Otros predictores importantes son el contenido total de carbono en el sedimento, la altura de inundación y la presión atmosférica. Estos controles biofísicos concuerdan con el conocimiento de los procesos de generación y emisión de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> en suelos inundados.

Continuar con el monitoreo de los flujos verticales de carbono del suelo de un manglar a lo largo del desarrollo de su restauración ecohidrológica, demuestra ser una valiosa herramienta para comprender los cambios en la dinámica del carbono de estos humedales costeros derivados de distintas alteraciones en la biogeoquímica del suelo relacionadas con procesos ecohidrológicos. Este conocimiento contribuye a la construcción de modelos predictivos de esta dinámica, lo cual mejorará el cálculo del potencial de mitigación del cambio climático de los manglares.

## Agradecimientos

Los fondos fueron otorgados por el CONACyT (proyecto #301289 de infraestructura científica, 2019) y CONAFOR PCCAUS #10629. Agradecemos a Sandra Rocha Ortiz, Karla Tapia Fierro y Beatriz Marín Castro por realizar análisis de suelo en el LAQSAP del INECOL.

## Literatura citada

- Adame, M. F., C. J. Brown, M. Bejarano, J. A. Herrera-Silveira, P. Ezcurra, J. B. Kauffman and R. Birdsey. 2018. The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conservation Letters* 11(4): e12445. DOI: 10.1111/conl.12445
- Al-Haj, A. N. and R. W. Fulweiler. 2020. A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology* 26(5):2988-3005. DOI: 10.1111/gcb.15046
- Basáñez-Muñoz, A. J., A. Serrano-Solís, L. Cuervo-López y S. I. Cárdenas-Del Ángel. 2016. Ensayos de reforestación con plantas de mangle en la reserva ecológica del complejo termoeléctrico “presidente Adolfo López Mateos”, Tuxpan, Veracruz. *Polibotánica* 42:91-101. DOI: 10.18387/polibotanica.42.4
- Boyd, C. E. 2020. Carbon Dioxide, pH, and Alkalinity. En C. E. Boyd (Ed.). *Water Quality: An Introduction*. pp. 177-203. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-030-23335-8\_9
- Forster, P., T. Storelmo, K. Armour, W. Collins, J. L. Dufresne, D. Frame, D. J. Lunt, T. Mauritsen, M. D. Palmer, M. Watanabe, M. Wild and H. Zhang. 2021. Chapter 7. The Earth's energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnov, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (Eds.). *IPCC Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. pp. 923-1054. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- López-Portillo, J. A., R. R. Lewis, P. Saenger, A. Rovai, N. Koedam, F. Dahdouh-Guebas, C. Agraz-Hernández and V. H. Rivera-Monroy. 2017. Mangrove Forest Restoration and Rehabilitation. En V. H. Rivera-Monroy, S. Y. Lee, E. Kristensen, & R. R. Twilley (Eds.). *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services*. pp. 301-345. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-62206-4\_10
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger and B. R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(10):552-560. DOI: 10.1890/110004
- Medina-Orozco, L. E. 2019. Flujos de carbono (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>) en humedales de la ribera del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad de México, México. [https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB\\_UNAM/TES01000790938](https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB_UNAM/TES01000790938)
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2015. *Wetlands* (Quinta edición). John Wiley & Sons.
- Romero-Uribe, H. M., J. A. López-Portillo, F. Reverchon and M. E. Hernández. 2021. Effect of degradation of a black mangrove forest on seasonal greenhouse gas emissions. *Environmental Science and Pollution Research* 29:11951–11965. DOI: 10.1007/s11356-021-16597-1
- Rosentreter, J. A. and P. Williamson. 2020. Concerns and uncertainties relating to methane emissions synthesis for vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology* 26(10):5351-5352. DOI: 10.1111/gcb.15201
- Zaldívar-Jiménez, A., J. A. Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, F. A. Comín, J. L. Andrade, C. Coronado-Molina and R. Pérez-Ceballos. 2010. Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration* 28(3): 333-342.



## 1.2. Variabilidad espacial del intercambio neto del flujo de CO<sub>2</sub> en un bosque tropical seco conservado

Madueño-Moreno Myrbeth G.<sup>1</sup>; Sánchez-Mejía Zulia M.<sup>1</sup>; Garatuza-Payan Jaime<sup>1</sup>; Rojas-Robles Nidia<sup>1</sup>; Rivera Miguel<sup>1</sup> y Yépez Enrico A.<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 sur, Col. Centro 85000, Ciudad Obregón, Sonora.

\* Autor para correspondencia: enrico.yepez@potros.itson.edu.mx

### Resumen

El Bosque Tropical Seco (BTS), se distribuye ampliamente en México, en la mayoría del país se caracteriza por paisajes heterogéneos, esta heterogeneidad influye en los procesos ecosistémicos, uno de ellos es el intercambio neto del flujo de CO<sub>2</sub> (FCO<sub>2</sub>). Dicho intercambio de CO<sub>2</sub> se da entre el ecosistema y la atmósfera. En el Noroeste de México el Monzón de Norte América influye en los procesos ecosistémicos a través de pulsos de precipitación. El objetivo de este estudio fue caracterizar el FCO<sub>2</sub> en relación a su procedencia o huella alrededor del sistema de monitoreo (torre micrometeorológica). Para realizar el estudio se utilizó la metodología de covarianza de vórtices. Posteriormente, se realizaron pruebas de ANOVA y Tukey para identificar diferencias significativas entre regiones de procedencia. Los flujos provenientes de la región suroeste (SO) durante el día registran el mayor flujo CO<sub>2</sub> hacia el ecosistema con hasta  $-20 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , por otro lado, de la región del noreste (NE) se detectó un menor flujo al ecosistema, e incluso emisiones antes del periodo de lluvias.

**Palabras clave:** *covarianza de vórtices; Monzón de Norteamérica; selva baja caducifolia*

### Abstract

The Tropical Dry Forest (TDF) is widely distributed in Mexico, in most of the country it is characterized by heterogeneous landscapes, this heterogeneity influences ecosystem processes, one of them is the net ecosystem exchange of CO<sub>2</sub> flux (FCO<sub>2</sub>). This exchange of CO<sub>2</sub> occurs between the ecosystem and the atmosphere. In northwestern Mexico, the North American Monsoon influences ecosystem processes through precipitation pulses. The objective of this study was to characterize the FCO<sub>2</sub> in relation to its footprint around the monitoring system (micrometeorological tower). To carry out the study, the eddy covariance methodology was used. Subsequently, ANOVA and Tukey tests were performed to identify significant differences between footprint regions. The fluxes coming from the southwest region (SO) during the day showed the highest CO<sub>2</sub> flux towards the ecosystem with up to  $-20 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , on the other hand, from the northeast region (NE) a lower flux was detected at and even CO<sub>2</sub> emissions before the rainy season.

**Key words:** *eddy covariance; North American Monsoon; tropical deciduous forest*

### Introducción

El Bosque Tropical Seco (BTS), se distribuye ampliamente en México y alcanza su límite norte en la vertiente del pacífico en Sonora (Martin et al., 1998). En la parte más norte de su distribución la temporada húmeda está controlada por el Monzón de Norte América (NAM, por sus siglas en inglés North American Monsoon) (Gochis et al., 2006), sin embargo existen años con lluvias invernales que permiten legados de la precipitación (Verduzco et al., 2015).

Los bosques tropicales secos en la mayoría del país están caracterizados por un paisaje heterogéneo (Quesada et al., 2009), en el noroeste de México la sucesión permite un mosaico con bosques conservados y secundarios (Álvarez-Yépiz et al., 2008). Dichos bosques son susceptibles a perturbaciones antrópicas y naturales como sequías y heladas (Bojórquez et al., 2019).

La heterogeneidad del paisaje influye en procesos ecosistémicos, entre ellos el intercambio neto del flujo de  $\text{CO}_2$  a escala ecosistema ( $\text{FCO}_2$ ) que es el flujo neto del carbono entre el ecosistema y la atmósfera. El  $\text{FCO}_2$  nos permite evaluar la asimilación de  $\text{CO}_2$  de extensiones amplias del ecosistema. Por ejemplo, se ha observado que la magnitud del  $\text{FCO}_2$  de un BTS maduro depende de factores como la radiación neta, humedad de suelo, y el déficit de presión de vapor (Rojas- Robles et al., 2020). Sin embargo, no se ha analizado si las variaciones del  $\text{FCO}_2$  de un bosque conservado son diferentes espacialmente en función de su heterogeneidad.

Una herramienta para estimar a escala ecosistémica el  $\text{FCO}_2$ , es la metodología de covarianza de vórtices (EC, por sus siglas en inglés) (Baldocchi, 2020). Dicha metodología emplea un anemómetro sónico en tres dimensiones y un analizador de gases en infrarrojo, y mediciones acompañantes de variables ambientales como radiación, humedad de suelo y humedad relativa, así como temperatura, entre otros, con las que se generan bases de datos con criterios estandarizados en redes de monitoreo (Delgado-Balbuena et al., 2020). Con esta metodología se puede también estimar el área de contribución del flujo de  $\text{CO}_2$  (i.e. Footprint; Kljun et al., 2015). Esta área de contribución cambia con respecto a características del terreno local y la meteorología, en particular la dirección y velocidad de viento local, ya que estas variables determinan las condiciones de turbulencia de la atmósfera. Por lo tanto, si existe una área de contribución determinada para la hora del día o época del año, se puede considerar analizar el  $\text{FCO}_2$  en función de heterogeneidad en el mismo bosque.

El objetivo de este estudio fue estimar la variabilidad espacial del  $\text{FCO}_2$  en función de la heterogeneidad de un BTS conservado, determinando el área de contribución con la técnica de covarianza de vórtices. Hipotetizamos que el  $\text{FCO}_2$  varía según las estaciones del año de acuerdo a la procedencia de la señal, ya que identificamos que al noreste (NE) de la torre el BTS tiene características distintas al del suroeste (SO), especialmente en las características del sotobosque.

## Materiales y Métodos

Nuestra investigación se realizó en el rancho “El Guayabo” perteneciente a la reserva de Monte Mojino (ReMM), manejada por Nature and Culture International (<https://www.natureandculture.org/>), el cual, a su vez, está dentro del área de protección de Flora y Fauna Sierra Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC, [https://simec.conanp.gob.mx/pdf\\_libro\\_pm/22\\_libro\\_pm.pdf](https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/22_libro_pm.pdf)) localizado en el estado de Sonora (Figura 1).

Se instaló un sistema de covarianza de vórtices (EC) el cual se compone de un anemómetro sónico 3-D (Windmaster Pro, Gill instruments) y un analizador de gases infrarrojo de camino abierto (IRGA, LI-7500A, LI-COR) (Rojas- Robles et al., 2020), colocados en una torre triangular de 15 m de altura. Se instalaron también sensores para medir humedad relativa y radiación neta.

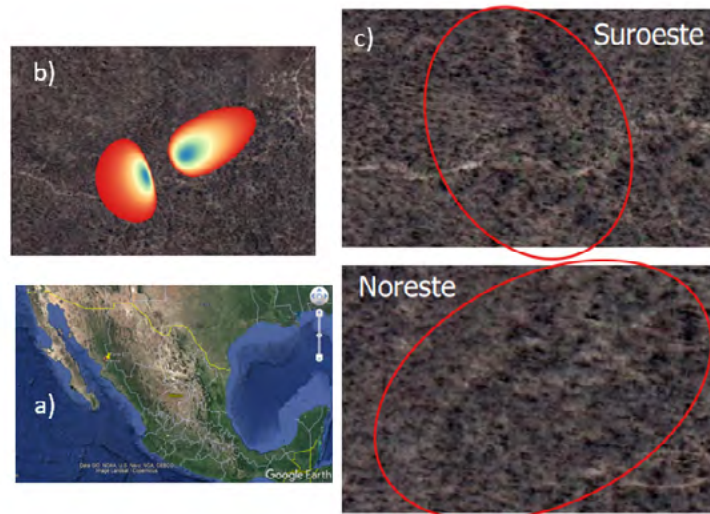
Se colectaron datos de Enero a Diciembre del 2021 y se procesaron en Eddy Pro 7.0.8, siguiendo los protocolos de MexFlux y Ameriflux (Tarin-Terrazas et al., 2022). Se siguió la metodología de Kljun et al. (2015) para estimar el área de contribución de los flujos y posteriormente utilizar esta información para extraer el  $\text{FCO}_2$  de una fuente en particular.

### *Análisis estadísticos*

Se realizaron análisis descriptivos de estimadores puntuales y de frecuencias del  $\text{FCO}_2$  en función del área de contribución. Se realizó un ANOVA y análisis de Tukey para identificar diferencias significativas de acuerdo al área de contribución.

## Resultados y discusión

Se identificó que la huella de detección del FCO<sub>2</sub> cambia de forma marcada. Para cada mes esta área de contribución puede provenir del NE o del SO (Figura 1). A pesar de ser un bosque conservado, fenómenos meteorológicos como la helada del 2011 han impactado el paisaje a micro escala específicamente en términos de mortandad (Bojórquez et al., 2019).



**Figura 1.** La parte más norteña del Bosque Tropical Seco (BTS) en el noroeste de México (a). La distribución de la huella de muestreo del sistema de covarianza de vórtices (b) con la marca al noreste y suroeste (c).

Eventos extremos, en donde se presenta mortandad de la vegetación derivan en la pérdida de servicios ecosistémicos, como los relacionados al secuestro y almacenamiento del carbono, y la regeneración del bosque puede ser un proceso lento (Álvarez- Yépez, 2020).

Se observó que los cambios en la huella entre el NE y SO fue consistente para cada mes, y con ello se observó cambio en la magnitud del flujo de CO<sub>2</sub> en espacio y tiempo. En la época seca (enero a mayo) independientemente del origen de la señal, es decir si proviene del NE o SO en promedio el FCO<sub>2</sub> fluctúa alrededor de 0 (Figura 2). Se observa un cambio significativo ( $p < 0.05$ ) durante la época húmeda, a partir de agosto. Los flujos que provienen del SO durante el día indican el mayor flujo CO<sub>2</sub> hacia el ecosistema con una ganancia de hasta  $-20 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ .

El incremento de ganancia de CO<sub>2</sub> en el periodo de lluvias está asociado a la naturaleza monzónica del BTS, donde la vegetación pasa de caducifolia a un dosel cerrado dada las condiciones de temperatura y humedad (Bullock & Solis-Magallanes, 1990).

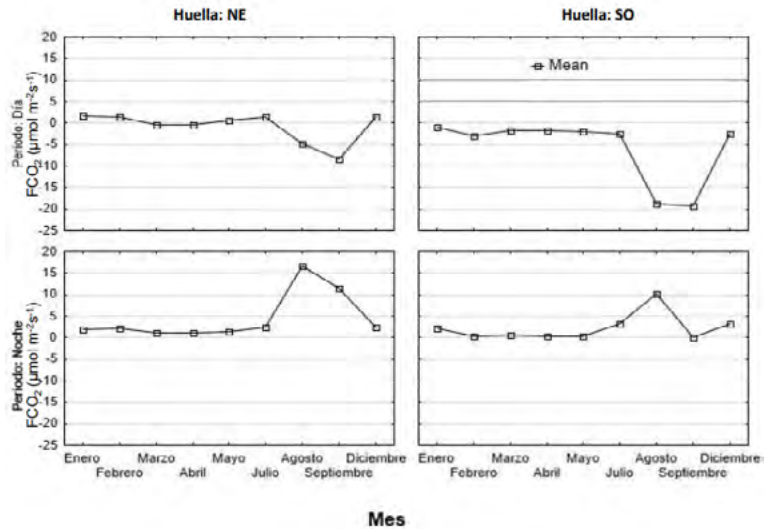


Figura 2. Serie de tiempo del flujo de CO<sub>2</sub> (FCO<sub>2</sub>) para el día (parte superior) y la noche (parte inferior) cuando la huella proviene del Noreste (NE) y Suroeste (SO).

El BTS durante la época húmeda (julio-octubre) en la región SO presenta un flujo negativo del CO<sub>2</sub> que en el día alcanza los  $-13 \pm 9.6 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  en cuanto a variabilidad es la mayor observada. Durante la época seca se observan valores positivos del flujo de CO<sub>2</sub>, lo que indica emisiones del ecosistema hacia la atmósfera (Cuadro 1), esta señal proviene del NE la región que posiblemente presentó mayor sensibilidad a perturbaciones como la helada.

Cuadro 1. Promedio (Prom) y desviación estándar (ds) del Flujo de CO<sub>2</sub> (FCO<sub>2</sub>,  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) para cada estación durante la época seca y húmeda para cada huella de procedencia considerando el efecto del Monzón de Norte América.

Huella	Periodo	Seca		Húmeda	
		Prom	ds	Prom	ds
NE	Día	0.68	0.94	-3.99	4.93
NE	Noche	1.74	0.57	10.25	7.16
SO	Día	-1.94	0.66	-13.55	9.61
SO	Noche	1.17	1.21	4.57	5.18

Se observa una menor ganancia de CO<sub>2</sub> de la atmósfera al ecosistema (FCO<sub>2</sub>) en el mes de febrero en contraste con septiembre (Figura 3). En febrero, se aprecian emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera durante el día cuando la señal proviene del NE, dichas emisiones podrían estar asociadas a cambios en la estructura de la vegetación y procesos de respiración asociados a la perturbación de la helada del 2011 (Figura 3a).

En septiembre los pulsos de precipitación por el efecto del Monzón de Norteamérica, derivan en una ganancia de CO<sub>2</sub> de ambas regiones del BTS (Figura 3b). Los BTS en las épocas húmedas reverdecen y por lo tanto el balance neto es negativo, a pesar de la presencia de material muerto en descomposición (Rojas- Robles et al., 2020).

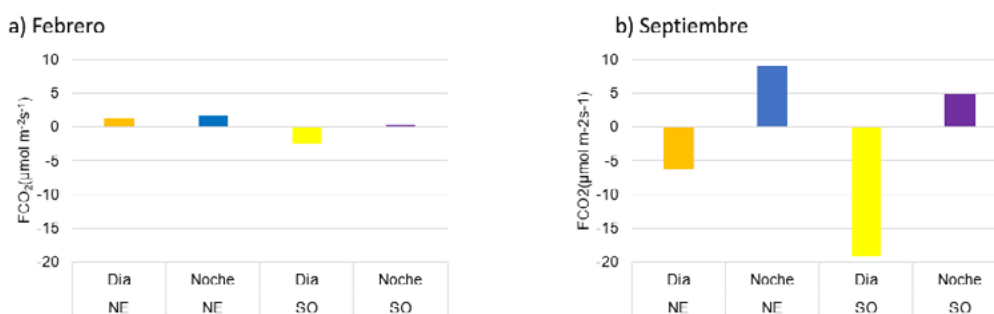


Figura 3. Flujo de CO<sub>2</sub> (FCO<sub>2</sub>) durante un mes frío y seco (a)Febrero) y uno cálido y húmedo (b)Septiembre), durante el día y la noche. Huella del Noreste (NE) y del Suroeste (SO).

## Conclusiones

En este estudio se detectó un cambio marcado en el área de contribución o región de procedencia del intercambio neto del flujo de CO<sub>2</sub> a escala ecosistema. Esta información fue de gran utilidad para caracterizar el FCO<sub>2</sub> considerando la variabilidad espacial y temporal. Se detectó que la heterogeneidad del BTS conservado, deriva en cambios de magnitud del FCO<sub>2</sub>, en donde la región del NE cambia de valores positivos a negativos en presencia de lluvia. Mientras que el SO sostiene durante el día la capacidad de asimilar CO<sub>2</sub>, a pesar de ser una época seca y fría. Por otro lado, de los meses de julio a septiembre (temporada húmeda) las plantas aprovechan la humedad y utilizan el CO<sub>2</sub> atmosférico. El hecho de que se observen emisiones de CO<sub>2</sub> en un bosque conservado durante la primavera seca puede estar asociado a procesos de descomposición resultado del efecto de un evento extremo con una helada y por lo tanto abre la puerta a preguntas relacionadas con la capacidad de los ecosistemas para almacenar Carbono y que estrategias se podrían desarrollar para incrementar dicha capacidad.

El monitoreo continuo de los procesos ecosistémicos del BTS, brinda la oportunidad de discernir que sucede después de una perturbación ya sea natural o antrópica.

## Agradecimientos

El apoyo financiero para esta investigación fue proporcionado por el programa PROFAPI-ITSON para Cuerpos Académicos y a través de Proyecto CONACYT 286494 se agradece el apoyo para campo y beca de Myrbeth Madueño. Agradecemos al equipo de Naturaleza y Cultura Internacional y al Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui por los permisos y las instalaciones de acceso al sitio de monitoreo.

## Literatura citada

- Álvarez-Yépiz, J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and C. Lindquist. 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.
- Álvarez- Yépiz, J. C. 2020. Restoration ecology in the Anthropocene: learning from responses of tropical forests to extreme disturbance events. *Restoration Ecology*, 28(2), 271–276. <https://doi.org/10.1111/rec.13117>
- Baldocchi, D. D. 2020. How eddy covariance flux measurements have contributed to our understanding of Global Change Biology. *Global Change Biology*, 26(June 2019), 242–260. <https://doi.org/10.1111/gcb.14807>
- Bojórquez, A., J. C. Álvarez- Yépiz, A. Búrquez and A. Martínez- Yrizar. 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. and J. A. Solis-Magallanes. 1990. Phenology of Canopy Trees of a Tropical Deciduous Forest in Mexico. *Biotropica*, 22(1), 22. <https://doi.org/10.2307/2388716>
- Delgado-Balbuena, J., E. A Yépez, F. Paz-Pellat, G. Ángeles-Pérez, C. Aguirre-Gutiérrez, M. S. Alvarado-Barrientos, T. Arredondo, F. Ayala-Niño, S. H. Bullock, A. E. Castellanos, A. Cueva, B. Figueroa-Espinoza, J. G. Payán, E. G. Castillo and Others. 2020. 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. <http://www.elementospolipub.org/ojs/index.php/epp/article/view/21>
- Gochis, D. J., L. Brito-Castillo and W. J. Shuttleworth. 2006. Hydroclimatology of the North American Monsoon region in northwest Mexico. *Journal of Hydrology*, 316(1–4), 53–70. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.04.021>
- Kljun, N., P. Calanca, M. W. Rotach and H. P. Schmid. 2015. A simple two-dimensional parameterisation for Flux Footprint Prediction (FFP). *Geoscientific Model Development*, 8(11), 3695–3713. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>
- Martin, P. S., D. Yetman, M. Fishbein, P. Jenkins, T. R. Devender-Van and R. K. Wilson. 1998. *Gentry's Rio Mayo Plants: The Tropical Deciduous Forest & Environs of Northwest Mexico*. University of Arizona Press.
- Montero, J., C. Lovesio, M. V. Godoy, G. Ruiz, S. C. Médica, S. Parque y S. Fe. 2009. *Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO2 en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas*. 5, 153–156. [http://www.secs.com.es/data/Revista\\_edafo/Volumen\\_5\\_Diciembre\\_1998\\_pag\\_83-93.pdf](http://www.secs.com.es/data/Revista_edafo/Volumen_5_Diciembre_1998_pag_83-93.pdf)
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, M. Alvarez-Añorve, K. E. Stoner, L. Avila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. C. Morellato, J. S. Powers, F. de S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago and G. Sanchez-Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 1014–1024. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- Rojas- Robles, N. E., J. Garatuzza- Payán, J. C. Álvarez- Yépez, Z. M. Sánchez- Mejía, R. Vargas, and E. A. Yépez. 2020. Environmental Controls on Carbon and Water Fluxes in an Old- Growth Tropical Dry Forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(8). <https://doi.org/10.1029/2020JG005666>
- Tarin-Terrazas, T., S. Alvarado-Barrientos, A. Cueva-Rodríguez, C. Hinojo-Hinojo, E. González, Z. Sánchez-Mejía, S. Villarreal-Rodríguez y E. A. Yépez. 2022. MexFlux : Sinergias para Diseñar , Evaluar e Informar Soluciones Climáticas Naturales. *Elementos Para Políticas Públicas*, 99–118.
- Verduzco, V. S., J. Garatuzza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 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>

### 1.3. Permanencia y producción de rocío en el dosel de plantas de trigo durante un ciclo agrícola en el Valle del Yaqui

Reyes-Hernández Mayte F.<sup>1</sup>; Aispuro-Arana Francisco H.<sup>1</sup>; Parra-Cámara Oscar<sup>1</sup>; Pinto R. Suzuki<sup>1</sup>; Rivera-Díaz Miguel A.<sup>1</sup>; Garatuza-Payan J.<sup>1,2</sup> y Yépez Enrico A.<sup>1,2\*</sup>

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

<sup>2</sup> Sede Regional Sur de Sonora, Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

\* Autor para correspondencia: enrico.yepez@itson.edu.mx

#### Resumen

La condensación de agua en los doseles de las plantas es ubicua. Sin embargo, las implicaciones de este subsidio hídrico no son claras en cultivos altamente tecnificados, como el trigo en el Valle del Yaqui en Sonora, México. En el presente trabajo, utilizamos sensores basados en el principio dieléctrico para aproximar la producción de rocío en doseles de trigo, así como la duración de la presencia de agua condensada en estas superficies. Resultados preliminares sugieren que durante las etapas fenológicas del trigo de embuche, espigamiento y maduración la presencia de agua condensada sucede durante 10 y 12 horas en la noche y en periodos de 15 días en promedio de puede tener una producción de rocío de entre 0.44 mm y 0.55 mm, acumulando aproximadamente 30 mm durante 2 meses. Investigaciones futuras deberán abocarse a comprender las implicaciones de la condensación de agua en el cultivo de trigo.

**Palabras Clave:** *agua atmosférica, constante dieléctrica, Trigo.*

#### Abstract

Water condensation in plant canopies is ubiquitous. However, the implications of this water subsidy are not clear in highly intensive crops, such as wheat in the Yaqui Valley in Sonora, Mexico. In the present work, we use sensors based on the dielectric principle to approximate dew production on wheat canopies, as well as the duration of the presence of condensed water on these surfaces. Preliminary results suggest that during the phenological stages of the booting wheat, heading and maturation, the presence of condensed water occurs between 10 and 12 hours during the night and in periods of 15 days on average it can have a dew production of between 0.44 mm and 0.55 mm, accumulating approximately 30 mm over 2 months. Future research should focus on understanding the implications of water condensation on wheat cultivation.

**Key words:** *atmospheric water, dielectric constant, wheat.*

#### Introducción

El agua es un recurso natural importante para el crecimiento de la vegetación en zonas agrícolas alrededor del mundo. México es un país diverso en climas y ecosistemas, dentro del cual casi la mitad del territorio predominan los climas áridos y semiáridos (Montaño et al., 2016). La condensación de agua en los doseles de las plantas es ubicua y se sabe que es una aportación importante de agua a ecosistemas áridos y semiáridos (Aguirre-Gutiérrez et al., 2019). Sin embargo, las implicaciones de este subsidio hídrico no son claras en ambientes urbanos (Xu et al.2022) o en cultivos altamente tecnificados, como el trigo en el Valle del Yaqui en Sonora México. Dentro de México se encuentra el Valle del Yaqui, un agrosistema situado en la planicie costera del noroeste de México, en la parte sur del estado de Sonora.

Este cuenta con una extensión territorial de 2, 117,220 hectáreas, de las cuales entre 140,000 y 170,000 hectáreas se han destinado a la producción de trigo en los últimos años. Una de las principales características de este agrosistema es que se encuentra en una región semiárida, por lo cual el recurso hídrico se presenta como un factor limitante para el crecimiento adecuado de la vegetación en esta zona, esto debido a la escasez e irregular distribución del recurso (Argentel-Martínez et. al., 2019).

El trigo obtiene la mayor parte del agua directamente del suelo, mediante los riegos por inundación, pero también puede absorber agua de la atmósfera, es decir, agua en forma de lluvia y agua depositada como rocío sobre las superficies de las plantas (Dougherty 1973), por lo cual estimar estas aportaciones naturales de agua atmosférica es de utilidad para el rol de estos recursos en los cultivos. La información acerca del rol funcional del rocío en cultivos es escasa debido a su dificultad de medición. No obstante, hoy en día existen sensores que nos ayudan a medir la cantidad de agua que se podría condensar sobre las hojas de las plantas, basándose en la constante dieléctrica de la superficie superior del sensor Jia et al., (2019). El objetivo de este trabajo es monitorear la producción de rocío y el tiempo que los doseles de trigo se mantienen cubiertos de rocío durante el ciclo agrícola de trigo 2022 en el Valle del Yaqui utilizando un sensor de humedecimiento de hoja basado en el principio de constantes dieléctricas.

## Materiales y Métodos

La zona de estudio se localizó en el Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) con coordenadas 27°23'46"N 109°55'51"W, el análisis se llevó a cabo en dos parcelas de trigo durante el ciclo agrícola comprendido entre otoño e invierno de 2021-2022.

Para la obtención de datos de la producción de rocío se colocó a la altura del dosel de las parcelas de trigo un sensor de humedad de hoja "LWS" (Leaf wetness sensor, por sus siglas en inglés) Phytos 31 (Meter inc.), el cual mide la humedad de la superficie de la hoja mediante la constante dieléctrica de la superficie superior del sensor (Meter, 2021). Este sensor tiene un requerimiento de energía muy bajo, lo cual permite constantes mediciones durante un periodo de tiempo largo y con un uso mínimo de la batería.

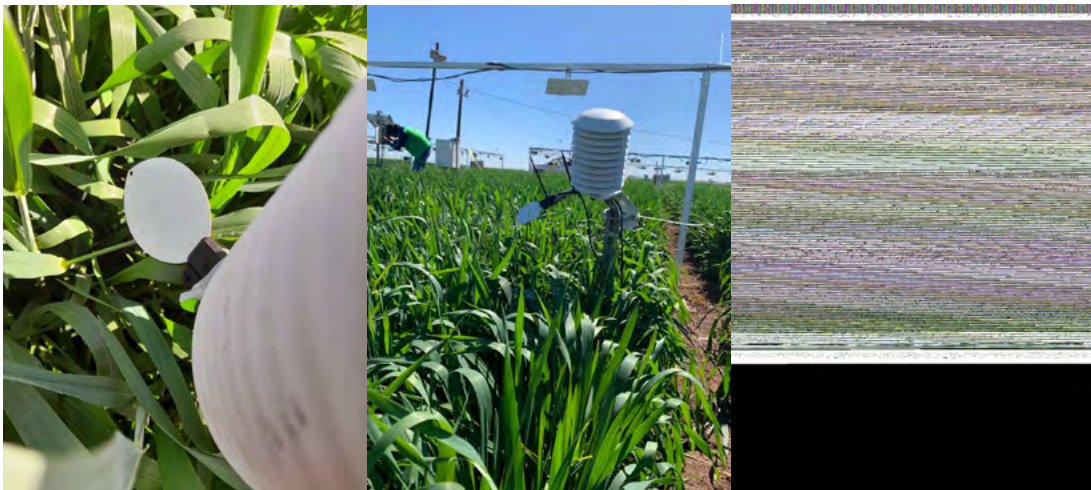


Figura 1. a) Sensor Phytos 31 sobre un dosel de trigo, b) Localización de sensor LWS con respecto al dosel de trigo, c) Dosel de trigo con evidencia visual de condensación de agua sobre el dosel de trigo en el Valle del Yaqui, Sonora México.

Para predecir la cantidad de agua, se utilizó una ecuación para convertir las lecturas de mV del sensor con una salida de excitación de 2500 mV:

$$Y = 1.95 e^{0.00864 x}$$

donde Y es la producción de rocío ( $\text{g m}^{-2}$ ), y X, la lectura original en mV que se obtienen del sensor LWS.



La cantidad de agua en el suelo (volumétrica) se midió con un sensor de humedad de suelo Campbell SCI-616 (Campbell Scientific Inc., Logan, Utah, EE. UU.), en intervalos de 30 minutos. La temperatura del aire y la humedad relativa del aire fueron determinadas con sensor HMP60 (Vaisala) cada 30 minutos. Las mediciones se llevaron a cabo entre el 15 de febrero y el 15 de abril de 2022, que abarcan las etapas fenológicas del trigo de embuche, espigamiento y maduración.

## Resultado y Discusión.

La presencia de rocío en los doseles de plantas de trigo durante el ciclo agrícola 2022 en el Valle del Yaqui fue conspicua ya que, durante todo el periodo de estudio, ya que durante esta primavera cálida cada día se detectaron entre 10 y 12 horas de presencia de agua condensada sobre los doseles (Figura 2). A pesar de que este periodo notablemente sucede durante la noche, los tiempos de inicio de la condensación, y sobre todo los periodos con presencia de agua durante las primeras horas de luz durante el día fue variable (Figura 3). Se encontró que la formación de rocío estimada mediante el sensor “LWS”, comenzó alrededor de las 07:00 p.m. cuando sucede el atardecer, teniendo su punto máximo de producción de rocío entre las 04:00 y 05:00 a.m., para finalmente evaporarse entre las 09:00 y 10:00 a.m.

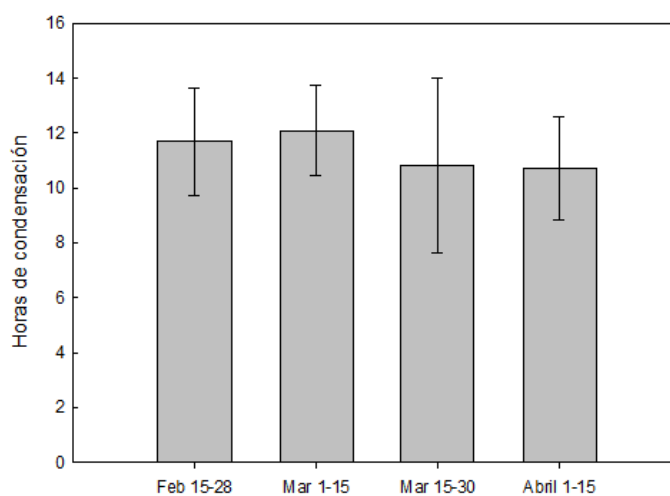


Figura 2. Promedio de horas con presencia de condensación en un sensor dieléctrico (LWS) dentro de un dosel de Trigo en el Valle del Yaqui  $n=2 \pm$  desviación estándar.

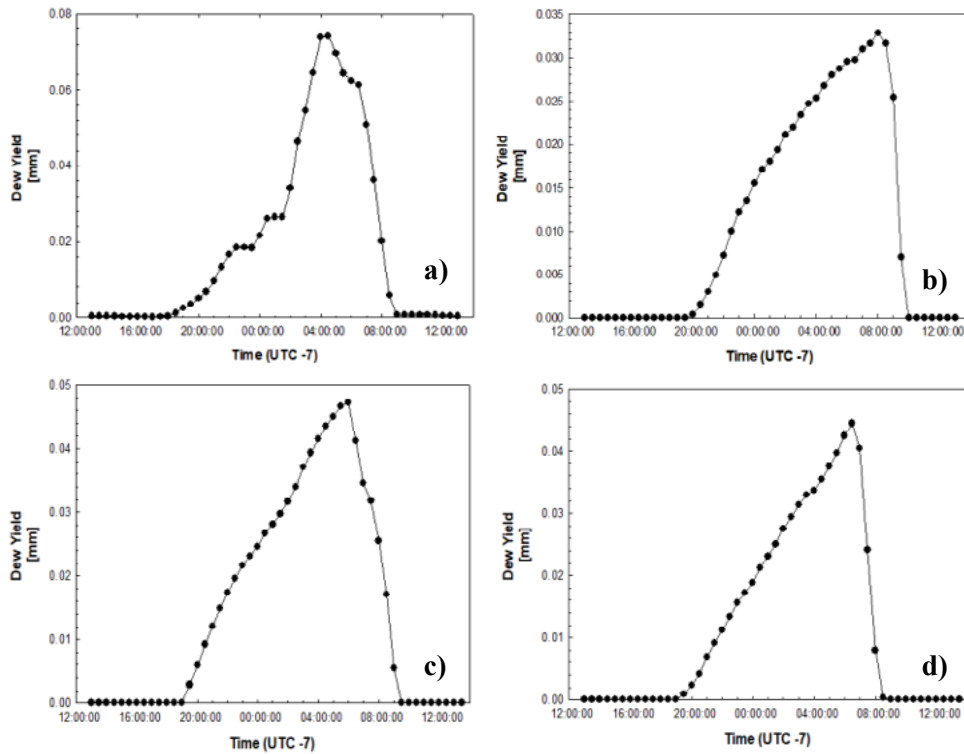


Figura 3. Trayectoria de 24 horas (13:00 hrs a 13:00 hrs) de la producción de rocío en 4 días de representativos de las etapas fenológicas de embuche, espigamiento y maduración del trigo en el Valle del Yaqui. a) 15-16 de febrero; b) 1-2 marzo; c) 15-16 marzo; y d) 1-2 abril.

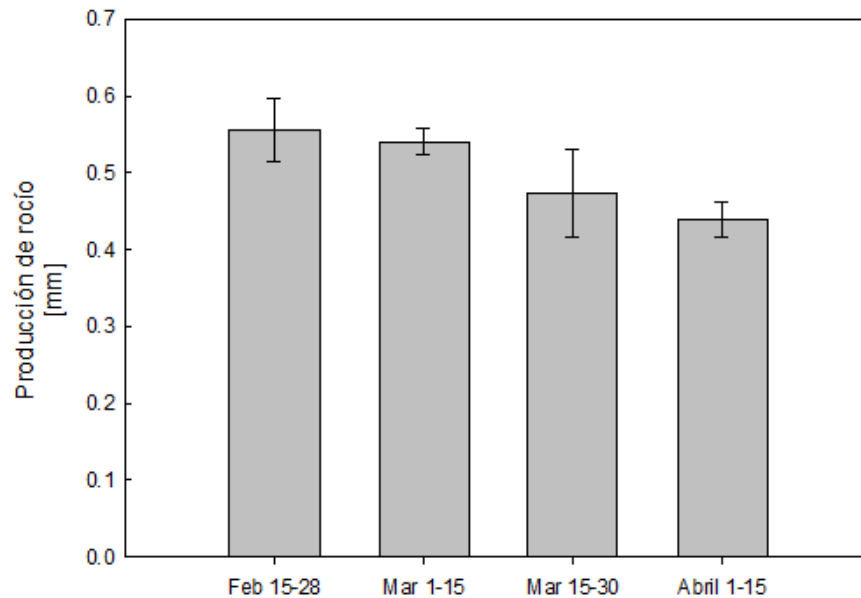


Figura 4. Producción de rocío quincenal durante el ciclo agrícola febrero a abril de 2022

La producción de rocío por quincena del período de estudio se muestra en la Figura 4, donde la cantidad de producción tiene un mínimo de 0.44 mm y un máximo de 0.55 mm. Se puede observar que existe una mayor producción de rocío en las etapas fenológicas de embuche y espigamiento, y en la etapa de maduración la producción de rocío empieza a disminuir (Figura 4). La producción total de rocío

durante el periodo de estudio fue aproximadamente de 30 mm, cantidad que representa aproximadamente el 10% del agua que entra por precipitación en un año en esta región.

A pesar de que nuestros resultados sugieren que hay una cantidad de agua atmosférica que se condensa en el dosel del trigo, y que la presencia de rocío es persistente durante varias horas durante la noche, no está aún claro el rol de este subsidio hídrico para el funcionamiento ecofisiológico del cultivo. Estudios a futuro, tendrán que abocarse a investigar: 1) si la absorción foliar en planta de trigo es posible y si esta tendría un beneficio en las relaciones hídricas de la planta; 2) si el escurrimiento de rocío por las espigas y el tallo sucede, y si eventualmente esa agua, entra al torrente de la transpiración al día siguiente; 3) si el rocío representa una barrera mecánica para pérdida de agua nocturna por el trigo; 4) si el rocío contribuye a disolver sales o aerosoles atmosféricos delicuescentes y si estos tienen efectos positivos o negativos en la planta; 5) si el rocío fomenta la proliferación de hongos u otros patógenos pervasivos en el cultivo de trigo y finalmente; 6) si el rocío se ofrece como protección contra temperaturas bajas extremas, las cuales pueden ser recurrentes durante las primeras horas del día en el Valle del Yaqui durante el mes de enero y febrero.

## Literatura citada

- Argente-Martínez L., J. Garatuzo-Payán, E.A. Yépez, T. Arredondo, S. De los Santos-Villalobos. 2019. Water regime and osmotic adjustment under warming conditions on wheat in the Yaqui Valley, Mexico *Peer J.* 7:e7029
- Aguirre-Gutiérrez, C.A., F. Holwerda, G. R. Goldsmith, J. Delgado, E. A. Yépez, N. Carbajal, M. Escoto-Rodríguez and J.T. Arredondo. 2019. The importance of dew in the water balance of a continental semiarid grassland. *J. of Arid Environments* 168, 26-35
- Dougherty C.T. 1973. Observations on dew and the water relations of wheat, *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 16:4, 493-496, DOI: 10.1080/00288233.1973.10421094
- Meter Inc. 2021. Phytos 31, leaf wetness sensor user manual [http://library.metergroup.com/Manuals/20434\\_PHYTOS31\\_Manual\\_Web.pdf](http://library.metergroup.com/Manuals/20434_PHYTOS31_Manual_Web.pdf)
- Montaño 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 and E. A. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34, 39-59
- Jia Z.; Z. Zhao, Q. Zhang and W. Wu. 2019. Dew Yield and Its Influencing Factors at the Western Edge of Gurbantunggut Desert, China. *Water* 11, 733; doi: 10.3390/w11040733
- Xu, Y.; C. Jia, H. Liu. 2022. Dew Evaporation Amount and Its Influencing Factors in an Urban Ecosystem in Northeastern China. *Water* 2022, 14, 2428. <https://doi.org/10.3390/w14152428>

## 1.4. Modelación de las emisiones producidas por incendios forestales en los pantanos de Centla 2016-2019

Cancino-Dominguez Zaimis<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Facultad de ingeniería química, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Ciudad Universitaria Av. Sn. Claudio y, Blvd. 18 Sur Col, Jardines de San Manuel, 72570 Puebla, Pue Autor para correspondencia: zaimiscd@gmail.com

### Resumen

El alcance transregional de la contaminación atmosférica emitida durante los incendios forestales de mayor impacto en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco en los años 2016-2019, es un fenómeno ambiental que afecta a la salud de los seres humanos y contribuye a la alteración a los ecosistemas (aumento de temperatura en la flora, patrones de lluvia, entre otros), en este estudio se contempló un periodo de propagación de 24 horas a partir de la detección de los puntos de calor, a través del software HYSPLIT se modeló la trayectoria así como la dispersión y deposición del material particulado con diámetro menor a  $2.5\mu\text{m}$ . El análisis y resultado de las simulaciones permitió conocer las localidades con mayor afectación debido a las concentraciones mayores de  $526\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{2.5}$  en el aire y su relación con la calidad de vida de la población de acuerdo con el índice Aire y Salud.

**Palabras clave:** *Material particulado; HYSPLIT; contaminación atmosférica; calidad del aire; carbono negro; modelos ambientales.*

### Abstract

The transregional scope of the atmospheric pollution released during the forest fires with major impact in the Biosphere Reserve Wetlands of Centla, Tabasco in 2016-2019, is an environmental phenomenon that affects the health of the human being and contributes to the alteration of the ecosystems (increasing the temperature of its flora, rain patterns, etc), in this research we viewed a 24 hours spread propagation starting at the detection of the hot spots, through HYSPLIT we modeled the trajectory and the dispersion and deposition of the particle matter of  $2.5\mu\text{m}$ . The analysis and results of the simulations allowed us to know the locations with the highest affectation due concentrations over  $526\mu\text{g}/\text{m}^3$  of  $\text{PM}_{2.5}$  in the air and the relation with the life quality of the population according to the “Air and Health Index”

**Key words:** *Particle Matter; HYSPLIT; air pollution; air quality; black carbon; environmental modeling*

### Introducción

En esta investigación se analiza el transporte de material particulado menor de  $2.5\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ) liberado por la biomasa quemada en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC) en el periodo 2016-2019, durante los incendios forestales (puntos de calor) detectados por medio de satélites Terra/Aqua-Modis, utilizando HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory), un software desarrollado por READY (Real-time Environmental Applications and Display sYstem) que permite modelar y visualizar datos meteorológicos obtenidos de manera satelital.

Los cálculos de trayectoria de contaminantes atmosféricos procedentes de incendios forestales en humedales permiten evaluar los daños y perjuicios provocados en el medio ambiente por el material particulado compuesto por partículas de polvo, metales o sustancias químicas como el carbono negro, el cual resulta de la combustión incompleta de biomasa y se ha identificado como potencialmente el segundo mayor contribuyente al cambio climático debido a su alta capacidad en la absorción de calor en

la atmósfera. La modelación de trayectorias y dispersión de contaminantes del aire legitima el desarrollo de herramientas de análisis para generar conocimientos y explorar casos de contaminación en las condiciones propias de México, sobre todo en zonas poco estudiadas. Es necesario tener presente que la contaminación atmosférica producida en un área determinada no se queda situada exclusivamente en la zona en la que fue generada, ya que, con los movimientos de las masas de aire y la composición de la atmósfera, la contaminación se desplaza incluso a kilómetros de distancia de su lugar de origen (Wark et al., 1998).

Los cálculos de trayectoria y dispersión de contaminantes atmosféricos emitidos en incendios forestales permiten evaluar los daños y perjuicios provocados en el medio ambiente y legitima el desarrollo de herramientas de análisis para generar conocimientos y explorar casos de contaminación en las condiciones propias de México, sobre todo en zonas poco estudiadas como la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC).

### *Descripción del problema*

El modelado de las plumas de humo generadas por la quema ilegal y sin control en los pantanos de Centla, en el estado de Tabasco permite el estudio del alcance y la dispersión de los contaminantes atmosféricos. Los incendios forestales recurrentes en esta zona son iniciados por la quema de pastizales cuyo principal fin es la caza ilegal furtiva de especies endémicas en peligro de extinción, así como incendios con fines agrícolas, que destruyen miles de hectáreas forestales al año, emitiendo contaminantes atmosféricos que se desplazan por el territorio repercutiendo en la calidad de vida de la población, afectando al ecosistema y contribuyendo al cambio climático.

### *Justificación*

El cálculo de las trayectorias de los contaminantes a partir de Hybrid Single Particle Langrangjan Integrated Trajectory Model (HYSPLIT®) y datos obtenidos por la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA®) y la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) permitirá desarrollar el estudio de la dispersión y transporte de las emisiones generadas en incendios forestales y por ende conocer el comportamiento, destino y concentración de las emisiones contaminantes de la atmósfera en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, ubicada en el municipio de Centla, Tabasco, en el periodo 2016-2019 así como la relación de los contaminantes atmosféricos con el cambio climático, los incendios forestales, cambios de uso de suelo, y las repercusiones en la salud de la población y el medio ambiente.

### *Objetivos*

#### *Objetivo general*

Modelar la trayectoria, concentración y dispersión de emisiones producidas por los principales incendios forestales de los pantanos de Centla, Tabasco en el periodo 2016-2019.

#### *Objetivos específicos*

- I. Identificar la ubicación geoespacial de incendios forestales ocurridos en el periodo 2016-2019 en la zona de estudio.
- II. Estudiar la intensidad, frecuencia y afectación de los incendios forestales de acuerdo con datos de FIRMS-NASA y CONAFOR en el periodo 2016-2019 en la zona de estudio.
- III. Analizar las trayectorias y dispersión de las emisiones generadas por los principales incendios forestales en el área de estudio mediante HYSPLIT Trajectory Model y HYSPLIT Dispersion Model respectivamente.



IV. Establecer las zonas de vulnerabilidad de acuerdo con la trayectoria y dispersión de las emisiones generadas por incendios en los pantanos de Centla en el periodo 2016-2019.

#### *Hipótesis*

Las emisiones generadas por los incendios ocurridos en la Reserva de la Biosfera los Pantanos de Centla en el periodo de estudio, desarrollan una trayectoria y dispersión regional.

### **Materiales y Métodos**

#### *Recolección de datos*

Se solicitó el registro anual de los puntos de calor detectados en México en el periodo 2016 al 2019 a la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA) y posteriormente se filtraron los puntos de calor detectados en los pantanos de Centla en Tabasco en el periodo 2016-2019, siendo estos los años con mayor incidencia y número de incendios a la fecha del inicio de la investigación.

Al tener seleccionados e identificados los cinco puntos de calor con intensidad mayor a 350 °K por año, se procedió a relacionar las coordenadas de los puntos de calor de la FIRMS-NASA con las bases de datos de la CONAFOR y Sistema Nacional de Información de Incendios Forestales (SNIIF) para identificar las hectáreas consumidas por incendio dentro de la RBPC de acuerdo con las fechas y coordenadas reportadas para los años 2019, 2018, 2017 y 2016 respectivamente. En las cuales se observó que mayormente los incendios ocurridos y de mayor intensidad se encuentran por lo regular en la misma zona dentro del área de la reserva.

En el cuadro 1 se observa que la tendencia en incendios del año 2016 al 2019 reportaron a los meses de abril y mayo con la mayor incidencia y brillo máximo, reportes del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) mencionan que en el estado de Tabasco se reportan las mayores temperaturas a finales de la primavera y a inicios del verano reportando en el mes de mayo una temperatura máxima promedio de 36 °C, lo cual indica que el clima y las estaciones del año son un factor importante en la propagación y generación de los incendios.

**Cuadro 1. Relación de incendios con hectáreas afectadas: \* Puntos de calor seleccionados por intensidad y área afectada**

<b>FECHA</b>	<b>TEMPERATURA DEL PUNTO DE CALOR (K)</b>	<b>HECTÁREAS AFECTADAS</b>
28/05/2016	389.4	681
11/05/2016	*383	1703
30/05/2016	382.6	548
15/06/2016	375.4	183
12/07/2016	363.8	232
13/04/2017	401.9	153
19/05/2017	365.5	90
03/05/2017	364.3	312
27/05/2017	*361.1	545
19/04/2017	358.3	334
01/06/2018	425	665
01/06/2018	420.5	250
01/06/2018	*419.4	1600
19/07/2018	412.4	175
28/07/2018	402.5	60
28/05/2019	415.6	22
12/05/2019	*394.2	374
28/05/2019	393.9	39
28/05/2019	385.9	167

### *Generación de simulaciones: trayectoria, concentración, dispersión y posición de las partículas*

Una vez clasificada y seleccionada la información de los incendios más significativos por mes durante los años 2016 al 2019, así como las hectáreas de terreno forestal quemadas se procedió a generar las simulaciones de la trayectoria, concentración y deposición a partir de la base de datos meteorológica GDAS y el modelo atmosférico de HYSPLIT (versión 5.0.0) el cual a través de la metodología Euleriana utiliza una cuadrícula tridimensional fija como un marco de referencia para calcular las concentraciones de contaminantes en el aire y el enfoque Lagrangiano que utiliza un marco de referencia móvil para los cálculos de advección y difusión a medida que las trayectorias o parcelas de aire se mueven desde su ubicación inicial, calcula y modela la trayectoria y dispersión de contaminantes aéreos para posteriormente interpretar los resultados de manera gráfica. Las simulaciones de la trayectoria concentración y deposición de partículas lo cual nos permitió conocer la dispersión y el alcance de los contaminantes específicamente  $PM_{2.5}$  liberados durante los incendios forestales más representativos de acuerdo con intensidad y extensión territorial y con ello relacionar el comportamiento de los contaminantes durante dichos eventos con las posibles consecuencias que estas concentraciones de material particulado pudieran ocasionar en el medio ambiente así como en la salud de las personas que habitan en los sitios de depósito.

La modelación de la trayectoria se configuro para conocer las posibles trayectorias que se presentaron durante el desarrollo del incendio en periodo de 24 horas a una altura de 100 m sobre el nivel del suelo partiendo del punto de ignición de cada incendio obteniendo una trayectoria por hora, de la cual se seleccionó la más representativa de acuerdo con la pluma de la concentración y deposición.

## **Resultados y Discusión**

En las simulaciones se reportaron valores mayores a  $526 \mu\text{g}/\text{m}^3$  las cuales fueron consideradas para el análisis de la extensión y localización final de las partículas (cuadro 2), las cuales representan una situación de alerta pues la norma NOM-025-SSA1-2021 señala que en una exposición aguda la cantidad de  $PM_{2.5}$  permitida por año es de  $25 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  promedio de 24 horas y mientras que para la exposición crónica es de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio aritmético anual). Es de pensar que los incendios debido a su extensión e intensidad en su mayoría estuvieron activos más de 24 hrs. por lo que la concentración total de esta debió haber superado el límite tanto de exposición aguda como de exposición crónica afectando a una cantidad mayor de localidades ameznadas en los estados reportados como afectados donde la concentración fue mayor a los  $147 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  lo que de acuerdo al índice Aire y Salud equivale a una calidad del aire extremadamente mala durante los días de emisión.

**Cuadro 2. Resultados de las simulaciones en HYSPLIT**

	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>
<b>Satélite</b>	Aqua	Terra	Terra	Terra
<b>Temperatura del punto de calor detectado</b>	383°K	361.1°K	419.4K	394.2°K
<b>Coordenadas geográficas</b>	(18.397900°, -92.118400°)	(18.3719°, -92.2496°)	(18.4553°, -92.3813°)	(18.3087°, -92.3327°)
<b>Fecha de detección</b>	11 de Mayo del 2016	27 de mayo del 2017	1 de junio del 2018	12 de mayo del 2019
<b>Área forestal afectada</b>	1703ha.	545ha	1600ha	374ha



<b>Distancia de la trayectoria</b>	531km	2347km	472km	129.2km
<b>Altura de la trayectoria</b>	500m	400m	500m	250m
<b>Área de la concentración máx.</b>	40605ha	10509ha	211405ha	2487734ha
<b>Área de la deposición máx.</b>	2 689 843ha	25125ha	4521507ha	1389582ha
<b>Localidades rurales afectadas</b>	465	35	585	68
<b>Localidades urbanas afectadas</b>	81	5	64	14

Al analizar los resultados de las localidades amanzanadas afectadas por año por las mayores concentraciones y deposiciones de PM<sub>2.5</sub> se obtuvieron un total de 1210 localidades pertenecientes a los estados de Campeche, Tabasco, Veracruz y Chiapas. En el Cuadro 3 se muestran las 26 localidades con mayor frecuencia de afectación; cinco de carácter urbano y 21 rurales ubicadas en el municipio de Centla en el estado de Tabasco, afectando aproximadamente a 36 413 habitantes (INEGI, 2020).

**Cuadro 3. Localidades afectadas con mayor periodicidad**

<b>Entidad</b>	<b>Municipio</b>	<b>Localidad</b>	<b>Ámbito</b>
<b>Tabasco</b>	Centla	Cuauhtémoc	Urbana
<b>Tabasco</b>	Centla	Frontera	Urbana
<b>Tabasco</b>	Centla	Ignacio Allende	Urbana
<b>Tabasco</b>	Centla	Simón Sarlat	Urbana
<b>Tabasco</b>	Centla	Vicente Guerrero	Urbana
<b>Tabasco</b>	Centla	Benito Juárez	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Caparoso	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Carlos A. Madrazo	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Carlos Roviroso 1ra. Sección	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Carlos Roviroso 2da. Sección (La Costeñita)	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Constancia y Venecia	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	El Bosque	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Emiliano Zapata	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Francisco Villa	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Fronterita	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Gobernador Cruz	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Gregorio Méndez Magaña	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Ignacio Zaragoza	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	La Sábana	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	La Victoria	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Leandro Roviroso Wade 1ra. Sección	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Leandro Roviroso Wade 2da. Sección	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Libertad de Allende	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Miguel Hidalgo 1ra. Sección	Rural
<b>Tabasco</b>	Centla	Pico de Oro	Rural



## Conclusiones

Los contaminantes emitidos durante los incendios en la RBPC en 24 horas tienen un alcance regional, en promedio de 341.5 km al noroeste de la zona afectando 1210 localidades ameznadas de Tabasco, Campeche, Chiapas y Veracruz, en el periodo de estudio la incidencia de los incendios reportó un incremento del 131.15%, generando un impacto e incremento en contaminación en la atmósfera pues la quema de biomasa contribuye a la generación de contaminantes criterio como el carbono negro y dióxido de carbono los cuales absorben grandes cantidades de calor, afectando la calidad del aire en la zona y salud de los seres vivos. Los incendios en la reserva representan la destrucción de uno de los humedales más grandes de Norteamérica, refugio de animales en peligro de extinción.

## Literatura citada

- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México
- Carabias, J., E. Provencio, J. Maza, J. Romero. 2000. Programa de manejo de la reserva de la biosfera pantanos de Centla, Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP
- Cengel, Y. 2006. Mecánica de fluidos; fundamentos y aplicaciones. Mcgraw-Hill. 1 (121-150).
- Crutzen, P. and M. Andreae. 1990. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* 250(4988). 1669-1678.
- Gillies, J., W. Nickling, G. Mctainsh. 1996. Dust concentrations and particle-size characteristics of an intense dust haze event: Inland delta region, Mali, West Africa. *Atmos. Environ.* 30(7), 1081-1090.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), (28 de octubre de 2021) Características de las defunciones registradas en México durante 2020, Comunicado De Prensa Núm. 592/21
- Norma Oficial Mexicana NOM-172-SEMARNAT-2019, Lineamientos para la obtención y comunicación del Índice de Calidad del Aire y Riesgos a la Salud. (2019). [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5579387&fecha=20/11/2019#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5579387&fecha=20/11/2019#gsc.tab=0)
- Pahlow, M., J. Kleissl, M. Parlange, J. Ondov and D. Harrison. 2005. Atmospheric boundary layer dynamics as observed during a haze event due to forest fire smoke. *Boundary-Layer Meteorology.* 114 (1). 53-70
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire y Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes. 2013. Calidad del aire: una práctica de vida. En Cuadernos De Divulgación Ambiental (28). México: SEMARNAT.
- Wark, K., C. F. Warner, W. T. Davis. 1998. *Air Pollution: Its origins and control.* 3rd edition. Addison Wesley Longman. United States, 1998. ISBN 0-67399416-3





# 2 Ecosistemas Acuáticos

## 2.1. Efecto de la eutrofización en la concentración y emisión de CH<sub>4</sub> en dos lagos kársticos tropicales

Vargas-Sánchez Mariana<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>3</sup>; Soria-Reinoso Ismael F.<sup>1</sup>; Rivera-Herrera Erika M.<sup>1</sup>; Guzmán-Arias Andrea P.<sup>1</sup>; Oseguera-Pérez Luis A.<sup>2</sup> y Merino Martín<sup>4</sup>.

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

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, México.

<sup>3</sup> Departamento de Biogeoquímica y Ecología Microbiana, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MNCN-CSIC).

<sup>4</sup> Laboratorio de Biogeoquímica Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, Mexico.

\* Autor de correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

El metano (CH<sub>4</sub>) es el segundo gas de efecto invernadero (GEI) más importante y en los últimos años se ha encontrado que la eutrofización afecta en gran medida su emisión en aguas epicontinentales. El presente trabajo evalúa la concentración y emisión de CH<sub>4</sub> en dos lagos con diferente grado de impacto antrópico: Tzisco (prístino) y San Lorenzo (impactado). Se midieron perfiles verticales de temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y pH, así como la concentración de nutrientes, clorofila "a" y CH<sub>4</sub> disuelto. El flujo de CH<sub>4</sub> se midió utilizando cámaras flotantes estáticas y la concentración de CH<sub>4</sub> se estimó por cromatografía de gases. Tzisco presentó termo y oxiclina profundas y con gradientes menores en comparación con San Lorenzo el cual las presentó más superficiales y con gradientes más pronunciados. La concentración promedio de CH<sub>4</sub> disuelto fue cerca del doble en San Lorenzo ( $14.3 \pm 21.15 \mu\text{mol CH}_4 \text{ L}^{-1}$ ) que en Tzisco ( $8.8 \pm 15.0 \mu\text{mol CH}_4 \text{ L}^{-1}$ ). El flujo de CH<sub>4</sub> desde la superficie fue mayor en San Lorenzo ( $36.8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) en comparación con Tzisco ( $24.4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). San Lorenzo recibe efluentes agrícolas y domésticos a través del Río Grande de Comitán, lo cual resulta en el enriquecimiento con nutrientes que ha derivado en su eutrofización. La generación y acúmulo de gran cantidad de biomasa algal en el lago eutrófico aumenta, en este caso al doble, las tasas de metanogénesis y emisión de CH<sub>4</sub>. Los resultados señalan que lagos kársticos tropicales son fuentes importantes de CH<sub>4</sub> y que su eutrofización conlleva una elevación importante en la emisión de este importante GEI.

**Palabras clave:** *gases de efecto invernadero, metano, eutrofización, lagos kársticos, lagos tropicales,*

### Abstract

Methane (CH<sub>4</sub>) is the second most important greenhouse gas (GHG) and in recent years, eutrophication has been found to greatly affect its emission in epicontinental waters. The present work evaluates the concentration and emission of CH<sub>4</sub> in two lakes with different degrees of anthropic impact: Tzisco (pristine) and San Lorenzo (impacted). Vertical profiles of temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, and pH were measured, as well as the concentration of nutrients, chlorophyll "a" and dissolved CH<sub>4</sub>. The CH<sub>4</sub> flux was measured using static float chambers, and the gas concentration was estimated by gas chromatography. Tzisco presented deep thermo and oxyclines with lower gradients compared to San Lorenzo, which presented shallower ones and steeper gradients. The average concentration of dissolved CH<sub>4</sub> was about double in San Lorenzo ( $14.3 \pm 21.15 \mu\text{mol CH}_4 \text{ L}^{-1}$ ) than in Tzisco ( $8.8 \pm 15.0 \mu\text{mol CH}_4 \text{ L}^{-1}$ ). CH<sub>4</sub> flux from the surface was higher at San Lorenzo ( $36.8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) compared with Tzisco ( $24.4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). San Lorenzo receives agricultural and domestic effluents through the *Río Grande de Comitán*, which results in nutrient enrichment that has led to its eutrophication. The generation and accumulation of a large amount of algal biomass in the eutrophic lake

increase, in this case twice, the rates of methanogenesis and CH<sub>4</sub> emission. The results indicate that tropical karstic lakes are significant sources of CH<sub>4</sub> and that their eutrophication leads to a considerable increase in the emission of this meaningful GHG.

**Keywords:** *methane, karst lakes, eutrophication, greenhouse gases, tropical*

## Introducción

La importancia de los ecosistemas acuáticos epicontinentales en el ciclo global del carbono y en la modulación del cambio climático ha sido ampliamente reconocida en los últimos años (Cole *et al.*, 2007; Battin *et al.*, 2008; Tranvik *et al.*, 2009; Butman *et al.*, 2016). En particular, los sistemas lénticos son considerados como emisores importantes de gases de efecto invernadero (GEI; Li *et al.*, 2021) debido a que reciben grandes cantidades de materia orgánica (MO) que posteriormente se transforma y se almacena en los cuerpos de agua (Ortiz-Llorente y Alvarez-Cobelas, 2012; Raymond *et al.*, 2013).

El metano (CH<sub>4</sub>) es el segundo GEI más importante ya que es el responsable del 20% del forzamiento radiativo atmosférico (IPCC, 2013; Beaulieu *et al.*, 2019). El intercambio de CH<sub>4</sub> en la interfaz aire-agua depende de factores físicos como la temperatura y la salinidad (que influyen en la solubilidad del gas) y de procesos químicos y biológicos que lo producen y/o consumen (Stumm y Morgan, 1996).

Recientemente numerosos estudios han demostrado que la eutrofización afecta en gran medida a las emisiones de CH<sub>4</sub> de las aguas epicontinentales (DelSontro *et al.*, 2018; Beaulieu *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2021). Algunos autores sostienen que los lagos que reciben efluentes agrícolas emiten más CH<sub>4</sub> a la atmósfera en comparación con los lagos que se han mantenido alejados del impacto antropogénico (Huttunen *et al.*, 2003; Zhou y Beck, 2011). Los sistemas eutróficos se caracterizan por tener bajas concentraciones de oxígeno disuelto (OD) en la parte más profunda debido a la sedimentación de la MO particulada y su posterior oxidación en los sedimentos (Hilton *et al.*, 2006; Deemer *et al.*, 2016). El CH<sub>4</sub> se produce principalmente en los sedimentos anóxicos de los lagos y se transporta a través de toda la columna de agua por difusión turbulenta hasta llegar a la atmósfera (Bastviken *et al.*, 2011). Esta vía de emisión depende de las tasas de producción primaria, del volumen de la capa de agua anóxica y las pérdidas por oxidación y difusión en las capas superiores (Michmerhuizen *et al.*, 1996; Riera *et al.*, 1999). Por otro lado, cuando la concentración de CH<sub>4</sub> en los sedimentos es muy elevada se favorece la formación de burbujas que transportan el gas hasta la superficie y evitan su oxidación a través de la columna de agua. Por lo tanto, en los ecosistemas lénticos la eutrofización incrementa las emisiones de CH<sub>4</sub> (Bastviken *et al.*, 2004).

Existen pocos estudios sobre emisiones de CH<sub>4</sub> en sistemas acuáticos tropicales. El sistema lacustre del Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM) es un complejo hidrológico constituido por más de 130 cuerpos de agua que varían en extensión y forma (CONANP, 2007). En los últimos años se obtuvieron los primeros estudios morfométricos (Alcocer *et al.*, 2016) y ecológicos (Rivera *et al.*, 2019; Vargas-Sánchez *et al.*, 2022) que indican que un importante cambio ambiental se está produciendo por el aumento de la carga de nutrientes que los cuerpos reciben a través de descargas agrícolas y domésticas (Alcocer *et al.*, 2018). Sin embargo, se desconocen los efectos que estos cambios están produciendo en el balance de las emisiones de CH<sub>4</sub>. En el presente trabajo se evaluó la concentración y emisión de CH<sub>4</sub> en dos lagos del PNLM con diferentes estados de impacto-trófico, uno prístino-oligotrófico y el otro impactado-eutrófico, con el fin de determinar el papel que juega la eutrofización cultural en las emisiones de CH<sub>4</sub> en lagos kársticos tropicales.

## Materiales y Métodos

La investigación se llevó a cabo en el PNLM localizado en la porción sureste del Estado de Chiapas (16°04'-16°10' N y 91°37'-91°47' O), dentro de la cuenca Comitán, la cual es parte de la Región

Hidrológica-Administrativa No. 3056 Grijalva-Usumacinta (CONANP, 2007). El PNLM abarca una superficie aproximada de 6,425 ha entre los municipios de La Independencia y La Trinitaria a una altitud de 1,500 m s.n.m. (CONANP, 2011). La principal fuente de agua superficial es el Río Grande de Comitán, el cual atraviesa zonas urbanas y agrícolas antes de desembocar en el sistema lacustre. Sin embargo, la fuente principal de agua es de origen subterráneo. 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 dos lagos con estado trófico contrastante: Tzisco (prístino-oligotrófico; TZ) y San Lorenzo (impactado-eutrófico, SL). El muestreo se llevó a cabo en la temporada cálida/lluvias (octubre de 2019) durante la época de estratificación. Se midieron *in situ* perfiles verticales metro a metro de temperatura (T), OD, conductividad eléctrica ( $K_{25}$ ) y pH mediante una sonda multiparamétrica marca *Hydrolab* modelo DS5X acoplado a un sistema de captura de información modelo SVR4a. Con base en los perfiles se seleccionaron tres profundidades de muestreo que representaron puntos clave en la columna de agua (i.e.,  $Z_{MIX}$  = epilimnion, termoclina = metalimnion y fondo = hipolimnion). Se tomaron muestras de agua con una botella muestreadora de agua marca *UWITEC* de 5L de capacidad para la determinación de la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), clorofila “a” (Clor-a), seston y  $CH_4$  disuelto. Los análisis para determinar la concentración de nutrientes se realizaron siguiendo los métodos propuestos por Solorzano (1969) en un autoanalizador de flujo segmentado (*Sistema Skalar Sanplus*). 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  $\mu m$  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  $CH_4$  se realizó siguiendo la técnica del espacio de cabeza. El  $CH_4$  acumulado se trasladó a un vial *Exetainer* (*Labco*) 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  $CH_4$  desde la superficie del agua se hicieron utilizando cámaras flotantes estáticas (polietileno de 5L) (Gómez-Gener *et al.*, 2015). El flujo  $CH_4$  se determinó a partir de la pendiente del aumento de la concentración del  $CH_4$  con respecto al tiempo de muestreo ( $\Delta C/\Delta t$ ).

Finalmente, se realizaron análisis de varianza para comparar las variables ambientales y el flujo de  $CH_4$  entre lagos 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. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software R Core Team (2016).

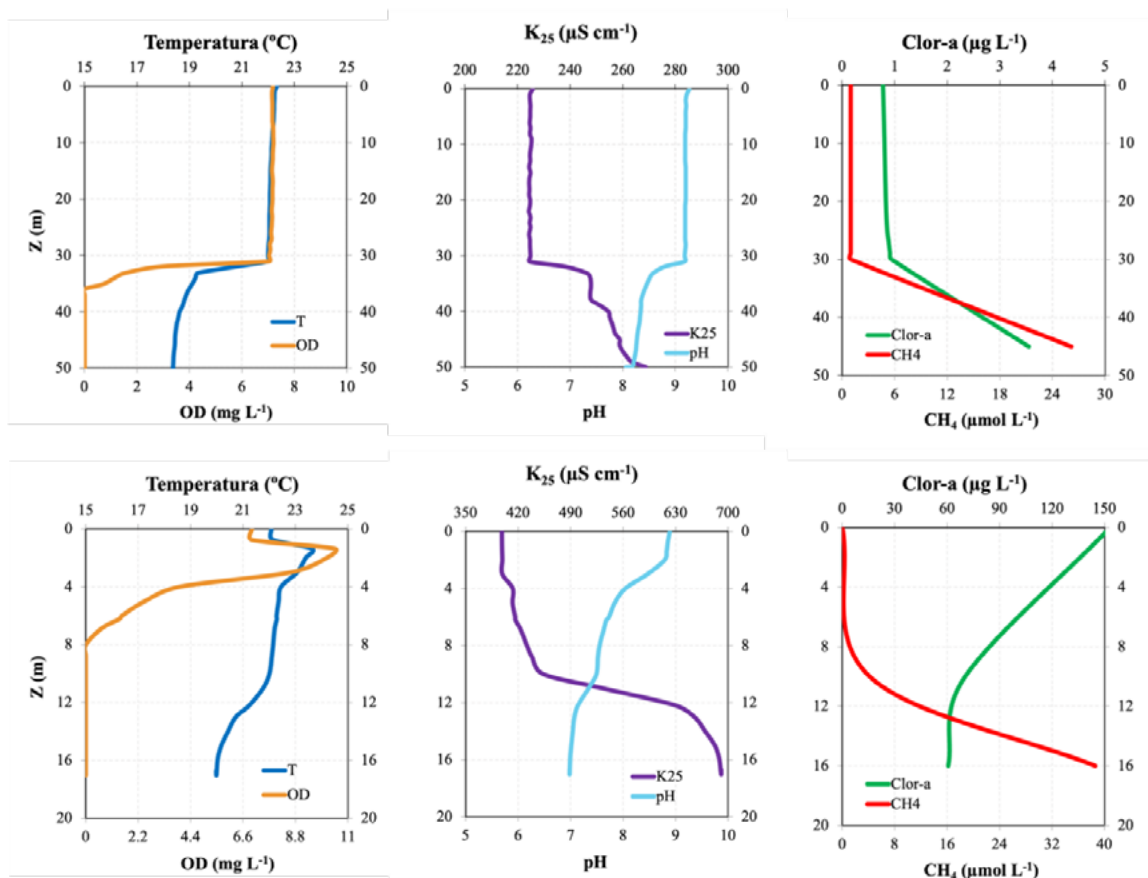
## Resultados y discusión

Los perfiles verticales de T y OD indican que los dos lagos estaban estratificados térmicamente (Figura 1). Tzisco presentó clinas profundas (31-34 m) y con gradientes menores ( $\nabla T = -1.3^\circ C m^{-1}$  y  $\nabla OD = -1.4 mg OD m^{-1}$ ) en comparación con San Lorenzo el cual presentó clinas superficiales (2-4 m) y gradientes más pronunciados ( $\nabla T = -1.7^\circ C m^{-1}$  y  $\nabla OD = -1.5 mg OD m^{-1}$ ). El pH fue mayor en Tzisco en comparación con San Lorenzo ( $p < 0.05$ ; Cuadro 1). Los valores más elevados de pH se registraron en la superficie de ambos lagos (Figura 1). Contrariamente la  $K_{25}$  fue menor en Tzisco que en San Lorenzo ( $p < 0.05$ ). Los valores más altos de  $K_{25}$  se localizaron en el fondo de ambos cuerpos de agua (Figura 1).

La concentración de Clor-a (Figura 1, Cuadro 1) fue 53 veces mayor en San Lorenzo en comparación con Tzisco ( $p < 0.05$ ). Además, San Lorenzo presentó una mayor concentración promedio de seston en contraste con Tzisco ( $p < 0.05$ ). La elevada concentración de material particulado suspendido ocasionó una rápida atenuación de la luz y su transformación en energía calorífica.

**Cuadro 1. Valores promedio (X) y desviación estandar (DE) de las principales variables ambientales en los lagos Tzisco y San Lorenzo, PNLM, Chiapas.**

Lago	T	OD	pH	K <sub>25</sub>	Clor-a	Seston	P-PO <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N-NO <sub>2</sub>	N-NH <sub>4</sub>	
	°C	mg L <sup>-1</sup>		μS cm <sup>-1</sup>	μg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	μmol L <sup>-1</sup>	μmol L <sup>-1</sup>	μmol L <sup>-1</sup>	μmol L <sup>-1</sup>	
Tzisco	X	20.9	4.7	8.9	236.5	1.8	1.5	0.2	1.4	0.2	9.6
	DE	2.1	4.1	0.6	19.4	1.6	0.5	0.3	0.2	0.0	10.2
San Lorenzo	X	21.4	2.3	7.8	513.2	94.8	11.1	6.1	5.0	1.4	112.3
	DE	1.2	4.0	1.0	153.9	51.0	2.6	6.2	1.9	2.1	134.8

**Figura 1. Perfiles verticales de las principales variables ambientales [temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (K<sub>25</sub>), clorofila “a” (Clor-a) y CH<sub>4</sub> disuelto] en Tzisco (arriba) y San Lorenzo (abajo), PNLM, Chiapas.**

La concentración de nutrientes fue mayor en San Lorenzo en comparación con Tzisco ( $p < 0.05$ ). El nitrógeno como amonio (N-NH<sub>4</sub>) fue la forma inorgánica más abundante de la fracción disuelta y fue cerca de 10 veces mayor en San Lorenzo en comparación con Tzisco ( $p < 0.05$ ). La concentración de P-PO<sub>4</sub> fue cerca de 25 veces mayor en San Lorenzo ( $p < 0.05$ , Cuadro 1). La proporción de Redfield (NT:PT) sugiere una deficiencia de P en Tzisco (20.5) y de N en San Lorenzo (6.3).

La concentración promedio de CH<sub>4</sub> disuelto fue cerca del doble en San Lorenzo ( $14.3 \pm 21.15 \mu\text{mol CH}_4 \text{ L}^{-1}$ ) que en Tzisco ( $8.8 \pm 15.0 \mu\text{mol CH}_4 \text{ L}^{-1}$ ) ( $p < 0.05$ ). En ambos lagos la concentración de CH<sub>4</sub> fue más elevada en el hipolimnion ( $p < 0.05$ ) debido a que este se produce en condiciones anóxicas y la estratificación térmica limita el intercambio vertical de gases por difusión entre el hipolimnion y el epilimnion, lo que conduce a que el CH<sub>4</sub> se concentre en el hipolimnion (Figura 1).

El flujo de CH<sub>4</sub> a través de la superficie hacia la atmósfera fue mayor en San Lorenzo ( $36.8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) que en Tzisco ( $24.4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $p < 0.05$ ; Figura 2). La caracterización ambiental sugiere

que la anoxia de la columna de agua en San Lorenzo estimuló la metanogénesis que, además de bajas concentraciones de OD u otros aceptores de electrones, necesita una concentración suficientemente alta de sustratos para llevarse a cabo. Además, San Lorenzo al tener una profundidad menor y al estar sometido a una menor presión atmosférica se favorece el escape de burbujas a través de la columna de agua menos profunda, lo que evita su oxidación a lo largo de la columna de agua oxigenada y favorece la emisión de  $\text{CH}_4$  a la atmósfera. Por otro lado, la porción oxigenada de la columna de agua en Tziscaco es mayor (34 m) lo cual deriva en una mayor oxidación del  $\text{CH}_4$  al desplazarse a través de ésta lo que resulta en menores tasas de emisión de  $\text{CH}_4$ .

Las tasas de emisión de  $\text{CH}_4$  medidas se encuentran en el rango reportado para otros cuerpos de agua lénticos tropicales, por ejemplo, el estanque hipereutrófico Cuauhtepac, Ciudad de México ( $29.2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , Martínez-Cruz *et al.*, 2017) y la presa eutrófica Umécuaro, Michoacán ( $57.6 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , González-Valencia *et al.*, 2014).

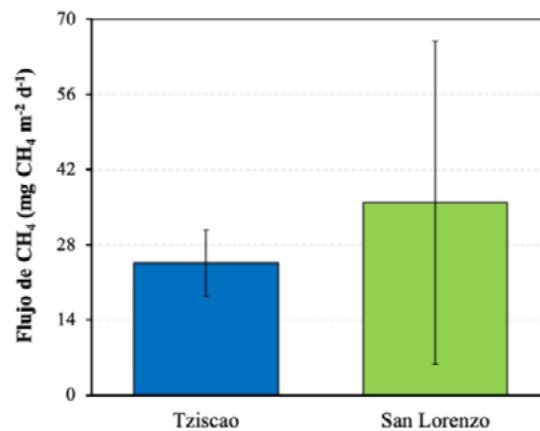


Figura 2. Flujo de  $\text{CH}_4$  del agua a la atmósfera medido en cámaras estáticas flotantes en los lagos Tziscaco y San Lorenzo, PNLM, Chiapas.

## Conclusión

En el presente trabajo se reportan por primera vez las tasas de emisión a la atmósfera de  $\text{CH}_4$  de dos lagos kársticos tropicales del PNLM. El lago San Lorenzo recibe efluentes agrícolas y agua de desechos domésticos a través del Río Grande de Comitán, lo cual ha derivado en su eutrofización, esto es, en el enriquecimiento del agua con nutrientes y un crecimiento acelerado de la biomasa algal. Lo anterior conduce a condiciones de anoxia y con ello el aumento de la tasa de metanogénesis. Asimismo, se encontró una relación significativa entre el estado trófico y las emisiones de  $\text{CH}_4$ , que se atribuye directamente a factores tanto fisicoquímicos como biológicos. Un estudio con mayor detalle debe ser abordado en el futuro próximo para revelar los principales mecanismos biogeoquímicos que controlan la producción, consumo y emisión de  $\text{CH}_4$  en lagos kársticos.

## Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por la UNAM a través de los proyectos “Área Experimental de Lagos Tropicales (PAPIIT IV200319)” y “AELT - Efectos del cambio global y climático sobre la limnología y biodiversidad acuática (PAPIIT IV200122)”, 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 y 2021)”, 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, a Sergio Castillo y al laboratorio de Biogeoquímica Acuática del ICMYL (UNAM) por los análisis de nutrientes y a José Luis Ayala Liqueño (MNCN-CSIC) por los análisis de gases.

## Literatura citada

- Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, L.A. Oseguera & O. Escolero. 2018. Anthropogenic impacts on tropical karst lakes: "Lagunas de Montebello," Chiapas. *Ecohydrology*, 11(8), 1–13. DOI:10.1002/eco.2029.
- Alcocer, J., L.A. Oseguera, G. Sánchez, C.G. González, J.R. Martínez & R. González. 2016. Bathymetric and morphometric surveys of the Montebello Lakes, Chiapas. *Journal of Limnology*, 75(s1). DOI:10.4081/jlimnol.2016.1343.
- Arar, E. J. & G. Collins. 1997. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence (445.0). US Environmental Protection Agency.
- Bastviken, D., J. Cole, M. Pace & L. Tranvik. 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(4), 1–12. DOI:10.1029/2004GB002238.
- Bastviken, D., L.J. Tranvik, J.A. Downing, P.M. Crill & A. Enrich-Prast. 2011. Freshwater Methane Emissions Offset the Continental Carbon Sink. *Science*, 331(6013), 50–50. DOI:10.1126/science.1196808.
- Battin, T.J., L.A. Kaplan, S. Findlay, C.S. Hopkinson, E. Marti, A.I. Packman, J.D. Newbold & F. Sabater. 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, 1, 95–100.
- Beaulieu, J.J., T. DelSontro & J.A. Downing. 2019. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, 10(1). DOI:10.1038/s41467-019-09100-5.
- Butman, D., S. Stackpoole, E. Stets, C.P. McDonald, D.W. Clow & R.G. Striegl. 2016. Aquatic carbon cycling in the conterminous United States and implications for terrestrial carbon accounting. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(1), 58–63. DOI:10.1073/pnas.1512651112.
- Cole, J.J., Y.T. Prairie, N.F. Caraco, W.H. McDowell, L.J. Tranvik, R.G. Striegl, C.M. Duarte, P. Kortelainen, J.A. Downing, J.J. Middelburg & J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 171–184. DOI:10.1007/s10021-006-9013-8.
- CONANP. (2007). *Programa de conservación y manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello, México*.
- CONANP. (2011). *Programa de Monitoreo de Calidad del Agua, Estudio para monitorear los parámetros de calidad del agua de las lagunas de Montebello*.
- Deemer, B. R., J.A. Harrison, S. Li, J.J. Beaulieu, T. DelSontro, N. Barros, J.F. Bezerra-Neto, S.M. Powers, M.A. dos Santos & J.A. Vonk. 2016. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *BioScience*, 66(11), 949–964. DOI:10.1093/biosci/biw117.
- DelSontro, T., J.J. Beaulieu & J.A. Downing. 2018. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 64–75. DOI:10.1002/lol2.10073.
- 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 & M. Koschorreck. 2015. Hot spots for carbon emissions from Mediterranean fluvial networks during summer drought. *Biogeochemistry* 125: 409–426 pp.
- Hilton, J., M. O'Hare, M.J. Bowes & J.I. Jones. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of The Total Environment*, 365(1–3), 66–83. DOI:10.1016/j.scitotenv.2006.02.055.
- Huttunen, J.T., J. Alm, A. Liikanen, S. Juutinen, T. Larmola, T. Hammar, J. Silvola & P.J. Martikainen. 2003. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, 52(3), 609–621. DOI:10.1016/S0045-6535(03)00243-1.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press.
- Li, Y., J. Shang, C. Zhang, W. Zhang, L. Niu, L. Wang & H. Zhang. 2021. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 768). Elsevier B.V. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.144582.
- Michmerhuizen, C.M., R.G. Striegl & M.E. McDonald. 1996. Potential methane emission from north-temperate lakes following ice melt. *Limnology and Oceanography*, 41(5), 985–991. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70018479>
- Ortiz-Llorente, M.J. & M. Alvarez-Cobelas. 2012. Comparison of biogenic methane emissions from unmanaged estuaries, lakes, oceans, rivers and wetlands. In *Atmospheric Environment* (Vol. 59, pp. 328–337). DOI:10.1016/j.atmosenv.2012.05.031.
- Raymond, P.A., J. Hartmann, R. Lauerwald, S. Sobek, C. McDonald, M. Hoover, D. Butman, R. Striegl, E. Mayorga, C. Humborg, P. Kortelainen, H. Dürr, M. Meybeck, P. Ciais & P. Guth. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(7476), 355–359. DOI:10.1038/nature12760.
- Riera, J.L., J.E. Schindler T.K. & Kratz. 1999. Seasonal dynamics of carbon dioxide and methane in two clear-water lakes and two bog lakes in northern Wisconsin, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(2), 265–274.
- Rivera-Herrera E.M., M. Vargas-Sánchez, J. Alcocer & L.A. Oseguera-Pérez. Impacto antrópico en la biomasa fitoplanctónica de lagos kársticos, Chiapas, México. En: Paz, F., A. Velázquez & M. Rojo (Eds.). *Estado Actual del Conocimiento en el Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: síntesis a 2019*.
- Stumm, W. & J.J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. (3rd ed.). John Wiley & Sons, Inc.



- Tranvik, L.J., J.A. Downing, J. Cotner, S. Loiselle, R. Striegl, T. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. Knoll, P. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. Leech, S. McCallister, D. McKnight, J. Melack, E. Overholt & G. Weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(2, part 2), 2298–2314.
- Vargas-Sánchez, M., J. Alcocer & L.A. Oseguera. 2022. Seston and eutrophication on a tropical karst lake district: Lagunas de Montebello, Chiapas, Mexico. *Limnetica*, 41(2), 1. DOI:10.23818/limn.41.16.
- Zhou, W. & B.F. Beck. 2011. Engineering Issues on Karst. In *Karst Management* (pp. 9–45). Springer Netherlands. DOI:10.1007/978-94-007-1207-2\_2.

## 2.2. Variación temporal y espacial de las concentraciones y flujos de CH<sub>4</sub> en el Río Usumacinta, México

Soria-Reinoso Ismael<sup>1</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>2</sup>; Alcocer Javier<sup>3,\*</sup>; Vargas-Sánchez Mariana<sup>1</sup> y Oseguera Luis A.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> 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.

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

<sup>3</sup> 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 CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera. Desafortunadamente, debido a la escasez de información, principalmente de la zona tropical, existe gran incertidumbre en las estimaciones de las emisiones de CH<sub>4</sub> 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 CH<sub>4</sub> debido a la presencia de extensos humedales en la cuenca baja. Sin embargo, no existe información previa que muestre su papel como fuente de CH<sub>4</sub>. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue evaluar la concentración y los flujos de CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera a lo largo de la porción mexicana (cuencas media y baja) del Río Usumacinta en las dos épocas hidrológicas contrastantes del año (lluvias -TL- y secas -TS- de 2019). La concentración fluvial y las tasas de evasión de CH<sub>4</sub> para ambas temporadas variaron de 0.06 a 1.19 μmol L<sup>-1</sup> y de 1.02 a 639.45 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup>, respectivamente, con valores significativamente mayores de CH<sub>4</sub> disuelto durante la TL en comparación con la TS. De forma diferente, los flujos de CH<sub>4</sub> fueron altamente variables y no presentaron diferencias temporales. Todas las estaciones a lo largo del Río Usumacinta presentaron condiciones de sobresaturación de CH<sub>4</sub> con respecto al equilibrio atmosférico, lo cual indica que el Río Usumacinta constituye un emisor neto de CH<sub>4</sub>.

**Palabras clave:** CH<sub>4</sub> disuelto; flujos de GEI; río tropical; Chiapas; México.

### Abstract

Rivers are a significant CH<sub>4</sub> source in the atmosphere. However, the information scarcity, mainly from tropical zones, gives rise to considerable uncertainty regarding the estimations of the CH<sub>4</sub> emissions at regional and global scales. The Usumacinta River is Mexico's primary fluvial system that should play an essential role in CH<sub>4</sub> evasion due to the extensive wetlands in the lower basin. However, there is no previous information to verify its role as a CH<sub>4</sub> source. Therefore, this work aimed to evaluate the CH<sub>4</sub> concentrations and fluxes into the atmosphere along the Mexican portion (middle and lower basins) of the Usumacinta River during two contrasting hydrological periods (2019 RS- rainy and DS- dry seasons). CH<sub>4</sub> concentration and fluxes for both seasons ranged from 0.06 to 1.19 μmol L<sup>-1</sup> and from 1.02 to 639.45 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectively, with significantly higher concentrations of dissolved CH<sub>4</sub> during the RS compared to the DS. Differently, CH<sub>4</sub> fluxes were highly variable and had no temporal differences. All the sampling stations in the Usumacinta River had CH<sub>4</sub> oversaturation conditions concerning the atmospheric equilibrium, indicating that the Usumacinta River was a net CH<sub>4</sub> source.

**Key words:** Dissolved CH<sub>4</sub>; GHG fluxes; tropical river; Chiapas; Mexico.

## Introducción

El CH<sub>4</sub> es un contribuyente significativo del forzamiento radiativo del clima, ~28 a 34 veces más potente que el CO<sub>2</sub> en un período de 50 a 100 años (IPCC, 2013). Los sistemas acuáticos epicontinentales (incluidos lagos, estanques, reservorios, arroyos y ríos) emiten 159 (117 – 212) Tg CH<sub>4</sub> año<sup>-1</sup>, un flujo ~seis veces mayor que el estimado para el océano, aunque con gran incertidumbre por la falta de información a escala local (Saunio *et al.*, 2020).

A pesar de su pequeña área, los sistemas fluviales son un componente muy importante en el balance y presupuesto global de C (Cole *et al.*, 2007) y juegan un papel significativo y subestimado como fuentes de CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera (Sawakuchi *et al.*, 2014; Stanley *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2021). La mayoría de los ríos están sobresaturados de CH<sub>4</sub> y las emisiones globales se estiman en 30.3 (19.3 – 41.4) Tg CH<sub>4</sub> año<sup>-1</sup> (Li *et al.*, 2021), equivalente al ~15% de las emisiones anuales de humedales y 40% de lagos (Stanley *et al.*, 2016). Sin embargo, existe gran incertidumbre en las estimaciones, principalmente por la escasez de datos en ríos de la zona tropical, los cuales representan ~70% de las emisiones fluviales de CH<sub>4</sub> (Sawakuchi *et al.*, 2014; Borges *et al.*, 2019).

El CH<sub>4</sub> es producido principalmente por la descomposición de materia orgánica (MO) en el sedimento, donde prevalecen condiciones de hipoxia o anoxia (Stanley *et al.*, 2016). Sin embargo, recientemente se ha determinado que el CH<sub>4</sub> puede producirse en aguas bien oxigenadas y asociarse a procesos de producción primaria en lagos o reservorios (Morana *et al.*, 2020; León-Palmero *et al.*, 2020). Además de la metanogénesis, el CH<sub>4</sub> fluvial puede ser oxidado rápidamente por bacterias metanótrofas antes de ser liberado hacia la atmósfera (Bridgham *et al.*, 2013). Este es un proceso poco explorado en ríos, pero muy importante porque puede reducir del 28-96% del flujo difusivo de CH<sub>4</sub>, como lo mencionan Sawakuchi *et al.*, 2014) para el río Amazonas.

Recientemente, Sánchez-Carrillo *et al.* (2022) estimaron las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de los sistemas acuáticos epicontinentales mexicanos, incluyendo embalses, lagos y canales. El estudio resalta la gran incertidumbre que existe en las estimaciones por la falta de información, principalmente en el ámbito ribereño. Alcocer *et al.* (2019), advierten que la mayoría de los estudios de C se han realizado en lagos y embalses (95%), frente a otros cuerpos de agua como arroyos y ríos. Es decir, existe un desconocimiento casi total sobre el papel de los ríos mexicanos en el ciclo regional de C. Sin embargo, considerando que el Río Usumacinta es el más importante en cuanto a descarga hacia el Golfo de México -luego del río Mississippi-, se han realizado las primeras aproximaciones para evaluar no solo los flujos laterales de C orgánico, inorgánico y particulado (Cuevas-Lara *et al.*, 2019, 2021; Soria-Reinoso *et al.*, 2019), sino también los flujos verticales de emisiones de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera (Soria-Reinoso *et al.*, 2020, 2021), encontrando que la estacionalidad climática tropical (lluvias vs. secas), la litología carbonatada y la presencia de extensos humedales (p. ej., “Pantanos de Centla”) determinan, en gran medida, los balances de C.

El objetivo del presente estudio es evaluar la concentración de CH<sub>4</sub> disuelto y las emisiones hacia la atmósfera en 16 sitios de muestreo distribuidos a lo largo del cauce y afluentes principales del Río Usumacinta en su porción mexicana (cuenca media y baja), analizando su variabilidad estacional (temporada de lluvias -TL- frente a la de secas -TS-) para establecer la línea base de emisiones fluviales de CH<sub>4</sub> en México.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

Este estudio se realizó en la cuenca media y baja del Río Usumacinta, sureste mexicano. La cuenca del Río Usumacinta forma parte de la Región Hidrológica No. 30 (RH 30) Grijalva-Usumacinta, que constituye el sistema fluvial más importante de México y de América Central, y el décimo de América

del Norte (Benke y Cushing, 2009). La RH 30 tiene un área drenaje de  $\sim 112\,550\text{ km}^2$  y ocupa el segundo lugar en cuanto a descarga hacia el Golfo de México después del Río Mississippi con un caudal medio de  $\sim 2678\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  (Muñoz-Salinas y Castillo, 2015), aunque puede alcanzar hasta  $9000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  en los eventos de inundaciones extremas (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009).

El Río Usumacinta es el más largo de Mesoamérica ( $\sim 1100\text{ km}$ ) y uno de los pocos ríos mexicanos que no se encuentra represado (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009). Nace en la Sierra de Santa Cruz y Sierra de los Cuchumatanes en Guatemala, tras lo cual ingresa al territorio mexicano por la selva Lacandona y fluye a través de los estados de Chiapas y Tabasco, hasta que el Río Grijalva se une al cauce principal del Río Usumacinta cerca del pueblo de Frontera. En la cuenca baja destacan la presencia de los “Pantanos de Centla”, el sistema de humedales más grande de Mesoamérica, declarados como sitio RAMSAR y Reserva de la Biósfera (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009).

La cuenca del Río Usumacinta tiene un clima tropical húmedo, con precipitaciones de  $\sim 1500$  a  $2500\text{ mm año}^{-1}$ . Se diferencia una temporada lluviosa -TL- en verano (junio-noviembre) debido a la prevalencia de los vientos alisios que aportan hasta el 80% de la precipitación anual y una temporada seca -TS- en invierno (diciembre-mayo; Grodsky y Carton, 2003). La cuenca drena por una de las áreas de bosque tropical más grandes de la región y está constituida fundamentalmente por rocas carbonatadas con varios accidentes geográficos kársticos (Benke y Cushing, 2009).

### 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. El trabajo de campo se realizó en el cauce principal del Río Usumacinta y en los tributarios más importantes (Chixoy, La Pasión y Lacantún), 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 (Fig. 1).



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

En cada sitio se midieron los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua [temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica ( $K_{25}$ )] utilizando una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5.

Para la medición de  $CH_4$  disuelto, se tomaron muestras de agua por triplicado 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 (99.99% de pureza), se agitó vigorosamente durante 5 minutos para desplazar todo el gas disuelto hacia el espacio de cabeza (Borges *et al.*, 2018) y el gas acumulado se trasladó a un vial Exetainer (12 mL, Labco, Reino Unido) para su posterior análisis por cromatografía de gases.

Para medir las emisiones de  $CH_4$  *in situ* se usaron cámaras flotantes donde se miden los cambios en la concentración de los gases acumulados en el espacio de cabeza con el tiempo. Se utilizaron cámaras de incubación (botes HDPE de 4.5 L con una abertura en la base sellada con un tapón de silicona, acoplados a flotadores de poliestireno y un plomo de 0.5 kg para su estabilización) separadas entre sí (~2 m) en una zona del río con baja turbulencia para evitar la fuga del gas acumulado. Se tomaron muestras del interior de las cámaras en intervalos de 15 minutos hasta un total de incubación de 30 ó 45 minutos. Las muestras de gases fueron almacenadas en viales Exetainer para su posterior análisis por cromatografía de gases usando un equipo Agilent 6890N, equipado con un detector de ionización de llama (FID). El flujo de  $CH_4$  a la atmósfera ( $FCH_4$ ) se calculó según la ecuación 1:

$$FCH_4 = \frac{dx}{dt} \frac{V}{RTA} \quad [mg CH_4 m^{-2} d^{-1}] \quad (1)$$

donde,  $dx/dt$  es la pendiente del incremento de la concentración del gas con respecto al tiempo ( $\mu atm s^{-1}$ ),  $V$  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 ( $L atm K^{-1} mol^{-1}$ ).

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 concentración de  $CH_4$  y  $FCH_4$  con las variables fisicoquímicas, utilizando el programa SigmaPlot V14.0.

## Resultados y Discusión

### Variables fisicoquímicas

La T, OD, pH y  $K_{25}$  fueron mayores ( $p < 0.05$ ) en la TS (Cuadro 1), similar a lo reportado para el año 2017-2018 (Cuevas-Lara *et al.*, 2019, 2021; Soria-Reinoso *et al.*, 2019, 2020).

**Cuadro 1. Parámetros fisicoquímicos medidos en el río Usumacinta durante la época de secas (TS) y lluvias (TL) del año 2019.**

Cuenca		T (°C)		OD (mg L <sup>-1</sup> )		pH		K <sub>25</sub> (μS cm <sup>-1</sup> )	
		TS	TL	TS	TL	TS	TL	TS	TL
Media	Promedio	29.5	26.4	8.0	7.2	8.1	8.0	717	444
	DE	1.2	2.1	0.5	1.3	0.2	0.2	188	124
Baja	Promedio	28.1	29.3	4.3	4.9	7.8	7.8	25 617	8990
	DE	0.3	0.7	2.7	1.3	0.2	0.1	6265	11 382
Global	Promedio	29.2	28.2	6.6	5.9	8.0	7.9	10 008	4106
	DE	1.0	1.6	2.2	1.6	0.2	1.2	13 474	8312
	Mín.	27.0	23.5	2.5	4.5	7.5	7.6	378	270
	Máx.	31.0	30.1	8.8	8.3	8.6	8.3	30 540	29 286

T = temperatura, OD = oxígeno disuelto,  $K_{25}$  = conductividad eléctrica estandarizada a 25°C, DE = Desviación estándar, Mín. = mínimo, Máx. = máximo.

En las estaciones cercanas a la desembocadura (B1-B6) se diferenci3 una cuña salina durante la TS, aunque en ciertas estaciones (B4, B5 y B6) tambi3n se present3 durante la TL con menor intensidad. Adem3s, en la cuenca baja se observ3 una estratificaci3n del OD en la columna de agua, con valores de hip3xicos a an3xicos al fondo del cauce, posiblemente asociados a la cuña salina. Las variables fisicoqu3micas presentaron una diferencia significativa ( $p < 0.01$ ) entre la cuenca media y la cuenca baja.

### Concentraci3n y flujos de $CH_4$

Durante la TS, la concentraci3n de  $CH_4$  disuelto tuvo un promedio de  $0.17 \pm 0.06 \mu\text{mol L}^{-1}$ , con el valor m3nimo registrado en el R3o Ixc3n ( $0.09 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) y el m3ximo en el R3o Grijalva ( $0.34 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Se observ3 una correlaci3n negativa del  $CH_4$  con la concentraci3n de OD ( $r = -0.52$ ,  $p < 0.05$ ) y con el pH ( $r = -0.64$ ,  $p < 0.005$ ), y positiva con la  $K_{25}$  ( $r = 0.63$ ,  $p < 0.05$ ), as3 como una tendencia de incremento de la concentraci3n de  $CH_4$  con respecto a la distancia hacia la desembocadura (Figura 2a). En la TL la concentraci3n promedio de  $CH_4$  fue significativamente ( $p < 0.05$ ; Figura 2b) mayor ( $0.35 \pm 0.28 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) y se encontraron valores m3nimos en el R3o Chajul ( $0.06 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) y m3ximos en el R3o Lacant3n ( $1.19 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Solamente se observ3 una correlaci3n positiva del  $CH_4$  con la  $K_{25}$  ( $r = 0.54$ ,  $p < 0.05$ ) aunque sin una tendencia de variaci3n r3o abajo.

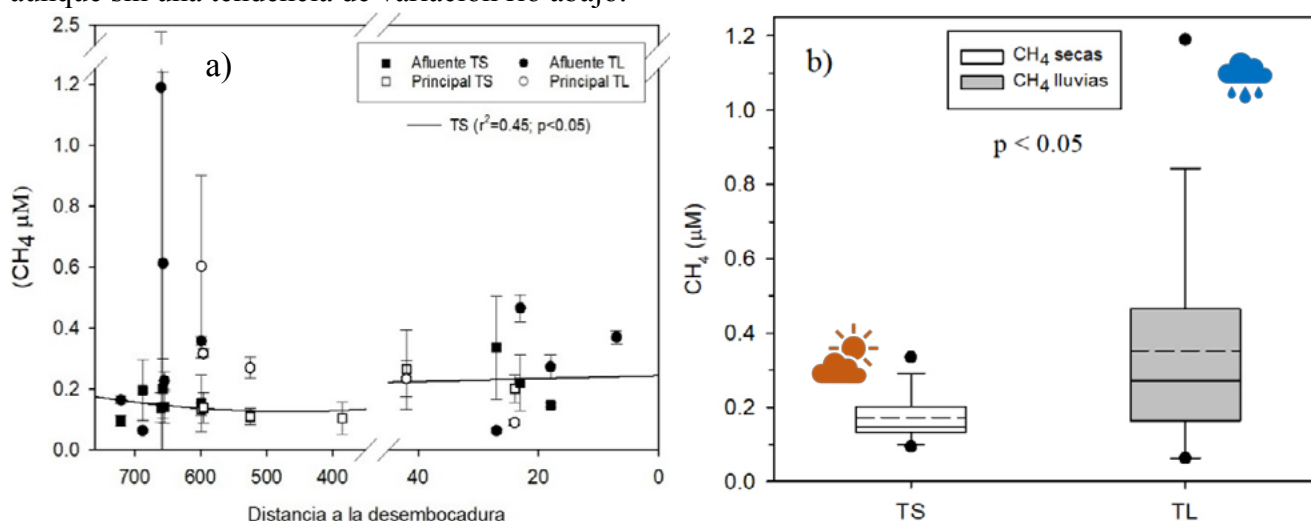


Figura 2. Variaci3n longitudinal (a) y diagrama de cajas (b) de la concentraci3n de  $CH_4$  del R3o Usumacinta durante la 3poca de secas (TS) y lluvias (TL) 2019 (el promedio se muestra en l3nea punteada y los datos at3picos con puntos negros).

En ambas temporadas se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ( $p < 0.001$ ), con una elevada sobresaturaci3n de  $CH_4$  (2900-59 400%) con respecto a la atm3sfera ( $\sim 0.002 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Borges *et al.*, 2015)), siendo mayor durante la temporada de lluvias. El R3o Usumacinta funge como emisor neto de  $CH_4$ , tal como se ha reportado para otros r3os (Stanley *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2021).

El  $CH_4$  fluvial en el R3o Usumacinta ( $0.06 - 1.19 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) es menor al promedio global ( $\sim 1.75 \pm 5.16 \mu\text{mol L}^{-1}$ ;  $0 - 386 \mu\text{mol L}^{-1}$ ;  $n = 939$ ; Stanley *et al.*, 2016), est3 en el mismo rango que otros r3os como el Meuse, B3lgica ( $0.06 - 1.40 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Borges *et al.*, 2018), pero presenta concentraciones mayores que el R3o Tana, Kenia ( $0.02 - 0.50 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Bouillon *et al.*, 2009) y el R3o Oubangui, Congo ( $0.07 - 0.28 \mu\text{mol L}^{-1}$ ; Bouillon *et al.*, 2012). En r3os con gran cantidad de humedales, como el Amazonas y Congo, el  $CH_4$  disuelto puede alcanzar valores de hasta  $189 \mu\text{mol L}^{-1}$  (Borges *et al.*, 2015).

En varios sistemas fluviales (Bouillon *et al.*, 2012; Sawakuchi *et al.*, 2014; Borges *et al.*, 2018) se han reportado mayores concentraciones de  $CH_4$  disuelto durante la temporada de estiaje (mayor tiempo de residencia y temperatura que favorecen los procesos microbianos). Sin embargo, en algunos r3os (Teodoru *et al.*, 2015) no se observaron diferencias temporales y en otros la concentraci3n de  $CH_4$  fue mayor durante la temporada de lluvias (Belliard *et al.*, 2022), indicando que las 3reas adyacentes y el

arrastre de MO son importantes fuentes de  $\text{CH}_4$ . Li *et al.* (2021) reportaron que la concentración fluvial de  $\text{CH}_4$  en 595 ríos a nivel global tiene una correlación inversa con el OD y directa con el C orgánico disuelto (COD). A su vez, Soria-Reinoso *et al.* (2019) reportaron mayores concentraciones de COD en el río Usumacinta durante la temporada de lluvias. Lo anterior puede indicar que las altas concentraciones de COD, sumado a la hipoxia, propician las emisiones de  $\text{CH}_4$  durante la temporada de lluvias.

En la TS el flujo promedio de  $\text{CH}_4$  hacia la atmósfera fue altamente variable ( $87.88 \pm 190.77 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) y se encontraron valores mínimos en el Río Tzendales ( $3.51 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) y máximos en el cauce principal del Río Usumacinta en la cuenca baja ( $477.02 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ; Fig. 3a). Durante la TL el promedio registrado del flujo de  $\text{CH}_4$  fue muy similar ( $p > 0.05$ ; Fig. 3b) que en secas ( $89.10 \pm 207.06 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ), con valores mínimos en el Río Grijalva ( $1.02 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ) y máximos en el Río La Pasión ( $639.45 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ). Se observaron diferencias significativas entre las medias de los sitios de muestreo ( $p < 0.001$ ), pero sin una tendencia longitudinal. No se presentaron correlaciones significativas de los flujos de  $\text{CH}_4$  hacia la atmósfera con las variables ambientales ( $p > 0.05$ ).

La producción de  $\text{CH}_4$  junto con la oxidación y las tasas de evasión definen la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de  $\text{CH}_4$  fluvial (Stanley *et al.*, 2016). Los principales factores que controlan la metanogénesis *in situ* son: la composición del sedimento y de la MO, la temperatura, los nutrientes (N y P) y la disponibilidad de aceptores de electrones. Mientras tanto, los controles externos (uso de suelo, hidrología y geomorfología) determinan el aporte de materiales finos y ricos en MO y los patrones de depósito a lo largo del cauce (Stanley *et al.*, 2016). A su vez, conforme incrementa la escala espacial analizada, mayor será la variabilidad de los factores mencionados y las tasas de procesamiento biogeoquímico, indicando gran variabilidad espacial de las concentraciones y flujos de  $\text{CH}_4$  (de hasta 4 órdenes de magnitud) como se ha observado en otros ríos (Teodoru *et al.*, 2015; Borges *et al.*, 2015).

Los flujos de evasión promedio de  $\text{CH}_4$  del Río Usumacinta fueron similares al promedio global ( $67.85 \pm 134.9 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ ;  $0.01 - 649.5 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ ) reportado por Stanley *et al.* (2016), pero menores al promedio para ríos tropicales ( $247.2 \pm 31.2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ ) calculado por Li *et al.* (2021). En ciertos sitios, como el Río Grijalva, se midieron  $\text{FCH}_4$  relativamente bajos en comparación con otros sistemas fluviales tropicales (Li *et al.*, 2021). Lo anterior puede asociarse a elevadas tasas de oxidación microbiana en la columna de agua debido a condiciones favorables como la presencia de macrófitas flotantes (Borges *et al.*, 2019). Sin embargo, se requieren estudios adicionales para evaluar los factores que contribuyen a estas emisiones bajas de  $\text{CH}_4$ .

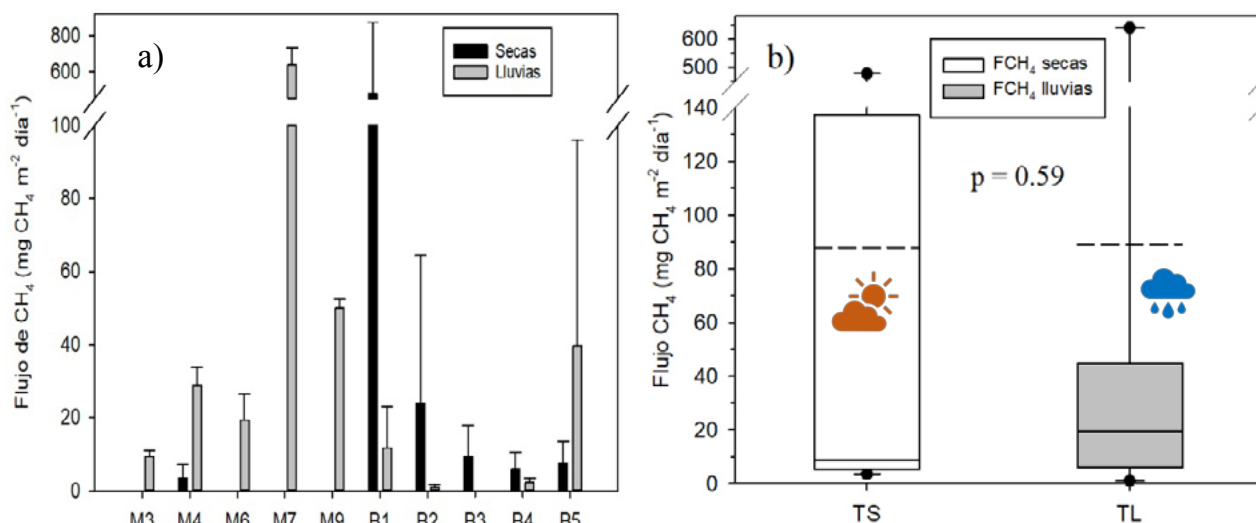


Figura 3. Variación de la concentración (a) y flujos de  $\text{CH}_4$  (b) en el Río Usumacinta durante la época de secas (TS) y lluvias (TL) 2019. En (a) el cauce principal se diferencia en ambas temporadas (sin relleno) de los afluentes (relleno negro).



## Conclusiones

El presente estudio reporta por primera vez que las aguas superficiales del río Usumacinta presentan condiciones de sobresaturación de CH<sub>4</sub> con respecto al equilibrio atmosférico, funcionando como emisores netos de CH<sub>4</sub>, siendo mayor esta función durante la temporada de lluvias. La concentración de CH<sub>4</sub> disuelto en el Río Usumacinta está en el mismo rango que la reportada para otros ríos tropicales y fluctuó entre 0.06 y 1.19 μmol L<sup>-1</sup> con valores mayores en la época de lluvias, posiblemente por un mayor aporte de MO alóctona que favorece la metanogénesis. El flujo de evasión no presentó diferencias temporales y varió ampliamente de 1.02 a 639.45 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup>. La tasa de evasión de CH<sub>4</sub> es similar al promedio mundial, pero menor a lo reportado en otros ríos tropicales con humedales extensos. Estudios con mayor detalle deben ser abordados para revelar los mecanismos biogeoquímicos que modulan la concentración y flujos de CH<sub>4</sub>.

## Agradecimientos

El presente trabajo fue sufragado por el proyecto PINCC 2020 y PINCC 2021 “*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 “*Los grandes ríos del neotrópico y su contribución al ciclo de carbono global (COOPA20472)*”. Un agradecimiento especial al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. Asimismo, a Fundación Natura y Ecosistemas Mexicanos AC, 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., Caballero, M., Ruiz-Fernández, A. C., Oseguera-Pérez, L. A., Sánchez-Cabeza, J. A., Cuevas-Lara, D., y Soria-Reinoso, I. (2019). Ecosistemas acuáticos epicontinentales. En F. Paz Pellat, M. Hernández Ayón, R. Sosa Ávalos, y A. Velázquez (Eds.), *Estado del Ciclo del Carbono en México. Agenda azul y verde* (Primer rep, p. 716). Programa Mexicano del Carbono.
- Belliard, J. P., Hernandez, S., Temmerman, S., Suello, R. H., Dominguez-Granda, L. E., Rosado-Moncayo, A. M., Ramos-Veliz, J. A., Parra-Narera, R. N., Pollete-Ramirez, K., Govers, G., Borges, A. v., y Bouillon, S. (2022). Carbon dynamics and CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange in the mangrove dominated Guayas River delta, Ecuador. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 267(107766). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107766>
- Benke, A. C., y Cushing, C. E. (2009). Rivers of North America. En Elsevier (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 425-437).
- Borges, A. v., Abril, G., Darchambeau, F., Teodoru, C. R., Deborde, J., Vidal, L. O., Lambert, T., y Bouillon, S. (2015). Divergent biophysical controls of aquatic CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in the World's two largest rivers. *Scientific Reports*, 5, 1-10. <https://doi.org/10.1038/srep15614>
- 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 (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) 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>
- Borges, A. V. v., Darchambeau, F., Lambert, T., Bouillon, S., Morana, C., Brouyère, S., Hakoun, V., Jurado, A., Tseng, H.-C. C., Descy, J.-P. P., y Roland, F. A. E. A. E. (2018). Effects of agricultural land use on fluvial carbon dioxide, methane and nitrous oxide concentrations in a large European river, the Meuse (Belgium). *Science of the Total Environment*, 610-611(January), 342-355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.047>
- Bouillon, S., Abril, G., Borges, A. v., Dehairs, F., Govers, G., Hughes, H. J., Merckx, R., Meysman, F. J. R., Nyunja, J., Osburn, C., y Middelburg, J. J. (2009). Distribution, origin and cycling of carbon in the Tana River (Kenya): a dry season basin-scale survey from headwaters to the delta. *Biogeosciences*, 6(11), 2475-2493. <https://doi.org/10.5194/bg-6-2475-2009>
- Bouillon, S., Yambélé, A., Spencer, R. G. M., Gillikin, D. P., Hernes, P. J., Six, J., Merckx, R., y Borges, A. v. (2012). Organic matter sources, fluxes and greenhouse gas exchange in the Oubangui River (Congo River basin). *Biogeosciences*, 9, 2045-2062. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2045-2012>
- Bridgham, S. D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J. K., y Zhuang, Q. (2013). Methane emissions from wetlands: Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. *Global Change Biology*, 19(5), 1325-1346. <https://doi.org/10.1111/gcb.12131>
- 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., 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>

- 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*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/w13111561>
- 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. 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* (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-México.
- Grodsky, S. A., y Carton, J. A. (2003). The Intertropical Convergence Zone in the South Atlantic and the Equatorial Cold Tongue. *American Meteorological Society*, 16(4), 723-733. [https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016<0723:TICZIT>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016<0723:TICZIT>2.0.CO;2)
- 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* (T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, y P. M. Midgley, Eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- León-Palmero, E., Contreras-Ruiz, A., Sierra, A., Morales-Baquero, R., y Reche, I. (2020). Dissolved CH<sub>4</sub> coupled to photosynthetic picoeukaryotes in oxic waters and to cumulative chlorophyll a in anoxic waters of reservoirs. *Biogeosciences*, 17(12), 3223-3245. <https://doi.org/10.5194/bg-17-3223-2020>
- 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>
- Morana, C., Bouillon, S., Nolla-Ardèvol, V., Roland, F. A. E., Okello, W., Descy, J. P., Nankabirwa, A., Nabafu, E., Springael, D., y Borges, A. v. (2020). Methane paradox in tropical lakes? Sedimentary fluxes rather than pelagic production in oxic conditions sustain methanotrophy and emissions to the atmosphere. *Biogeosciences*, 17(20), 5209-5221. <https://doi.org/10.5194/bg-17-5209-2020>
- 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*, 127, 270-278.
- Sánchez-Carrillo, S., Alcocer, J., Vargas-sánchez, M., Soria-Reinoso, I., Rivera-herrera, E. M., Cortés-Guzmán, D., Guzmán-Arias, A. P., Merino-Ibarra, M., y Oseguera-Pérez, L. A. (2022). Greenhouse gas emissions from Mexican inland waters: first estimation and uncertainty using an upscaling approach. *Inland Waters*, 18. <https://doi.org/10.1080/20442041.2021.2009310>
- Saunio, M., R. Stavert, A., Poulter, B., Bousquet, P., G. Canadell, J., B. Jackson, R., A. Raymond, P., J. Dlugokencky, E., Houweling, S., K. Patra, P., Ciais, P., K. Arora, V., Bastviken, D., Bergamaschi, P., R. Blake, D., Brailsford, G., Bruhwiler, L., M. Carlson, K., Carrol, M., ... Zhuang, Q. (2020). The global methane budget 2000-2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561-1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Sawakuchi, H. O., Bastviken, D., Sawakuchi, A. O., Krusche, A. v., Ballester, M. V. R., y Richey, J. E. (2014). Methane emissions from Amazonian Rivers and their contribution to the global methane budget. *Global Change Biology*, 20(9), 2829-2840. <https://doi.org/10.1111/gcb.12646>
- 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. 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* (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 CO<sub>2</sub> a lo largo del río Usumacinta, México. En 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.
- Soria-Reinoso, I., Sánchez-Carrillo, S., Alcocer, J., Vargas-Sánchez, M., Cuevas-Lara, D., y Oseguera, L. (2021). Concentración y evasión de CO<sub>2</sub> en el río Usumacinta, México. En M. Hernández, M. Manzano, M. Bolaños, y P. Ibarra (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2021*. (p. 640). Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Tecnológico de Monterrey.
- Stanley, E. H., Casson, N. J., Christel, S. T., Crawford, J. T., Loken, L. C., y Oliver, S. K. (2016). The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. *Ecological Monographs*, 86(2), 146-171. <https://doi.org/10.1890/15-1027>
- Teodoru, C. R., Nyoni, F. C., Borges, A. v, Darchambeau, F., Nyambe, I., y Bouillon, S. (2015). Dynamics of greenhouse gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) 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>
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., y Currie-Alder, B. (2009). Functioning of the Grijalva-Usumacinta River Delta, Mexico: Challenges for Coastal Management. *Ocean Yearbook*, 23, 473-501.

### 2.3. Dinámica biogeoquímica del metano en un ecosistema epicontinental tropical hipertrófico

**Gerardo-Nieto Oscar**<sup>1,\*</sup>; Merino-Ibarra Martin<sup>1</sup>; Valdespino-Castillo Patricia M.<sup>2</sup>; Ramírez-Zierold Jorge A.<sup>1</sup>; Castillo-Sandoval Fermín S.<sup>1</sup>; Barjau-Aguilar Mariel<sup>3</sup>; Lestay-González Julio A.<sup>3</sup>; Guzmán-Arias Andrea P.<sup>3</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>4</sup> y Thalasso Frédéric<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Unidad Académica de Ecología y Biodiversidad Acuática, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, México

<sup>2</sup> Molecular Biophysics and Integrated Bioimaging Division, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, United States.

<sup>3</sup> Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, México.

<sup>4</sup> Departamento de Biogeoquímica y Ecología Microbiana, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MNCN-CSIC), España.

<sup>5</sup> Departamento de biotecnología y bioingeniería, Centro de investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, México.

\* Autor para correspondencia: oagerardon@gmail.com

#### Resumen

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales, a pesar de solo cubrir el 3.7% de la superficie continental terrestre, son responsables de ~16% de las emisiones totales de CH<sub>4</sub> y del ~15% de las emisiones naturales de CO<sub>2</sub>. Caracterizar la dinámica biogeoquímica del CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>, así como sus variaciones espaciales y temporales, y los principales factores que las afectan, es fundamental para entender y estimar el impacto de estos ecosistemas en el panorama del cambio climático a nivel global. El embalse de Valle Bravo (VB) es un ecosistema tropical impactado antropicamente y es la principal fuente de agua para la Ciudad de México. Se caracterizó la dinámica biogeoquímica del CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en el embalse de VB bajo regímenes de mezclado contrastantes asociados a la variación estacional. Asimismo, se monitoreó la dinámica biogeoquímica de estos gases a lo largo del día, con el fin de conocer la variación diurna-nocturna y el efecto del viento. El régimen de mezclado, y el volumen de la zona anóxica, fueron los dos factores más importantes que afectaron las emisiones anuales de los gases de efecto invernadero monitoreados, entre los cuales el CH<sub>4</sub> liberado durante la circulación constituyó hasta 89% del total de emisiones anuales.

**Palabras clave:** *variación estacional; estratificación térmica; almacenamiento; circulación; oxiclina.*

#### Abstract

Epicontinental aquatic ecosystems, despite only covering 3.7% of the Earth's continental surface, are responsible for ~16% of total CH<sub>4</sub> emissions and ~15% of natural CO<sub>2</sub> emissions. Characterizing the biogeochemical dynamics of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>, as well as their spatial and temporal variations, and the main factors that affect them, is essential to understand and estimate the impact of these ecosystems in the global climate change scenario. Valle Bravo (VB) reservoir is a tropical ecosystem with anthropic impacts, and it is the main source of water for Mexico City. In VB reservoir, the biogeochemical dynamics of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> were characterized on dates with contrasting mixing regimes associated to the seasonal variations. The biogeochemical dynamics of these gases were also monitored throughout the day, to assess the diurnal variation and the effect of the wind. The mixing regime, and the volume of the anoxic zone, were the most important factors affecting the annual emissions of the monitored greenhouse gases, among which the CH<sub>4</sub> released in the overturn periods constituted up to 89% of the total annual emissions.

**Key Words:** *seasonal variations; thermal stratification; storage; overturn; oxycline*

## Introducción

Los ecosistemas continentales son diversos y complejos, ya que en ellos se llevan a cabo procesos biológicos, físicos y químicos de primera importancia en el metabolismo de la biosfera (Duarte *et al.* 2005), particularmente en el contexto global del cambio climático. Al respecto, los ecosistemas acuáticos continentales, a pesar de sólo cubrir el 3.7% de la superficie continental terrestre (Verpoorter *et al.*, 2014), contribuyen con el 16% de las emisiones totales de CH<sub>4</sub> (Saunois *et al.*, 2020), y con el 15% de las emisiones naturales de CO<sub>2</sub> (Raymond *et al.* 2013).

Las emisiones de CH<sub>4</sub> en los ecosistemas continentales, dependen principalmente de dos bioprocesos antagónicos; la producción de CH<sub>4</sub> o metanogénesis, y la oxidación de CH<sub>4</sub> o metanotrofia, siendo la metanotrofia el principal proceso mitigador de las emisiones de gases desde estos ecosistemas (Utsumi *et al.*, 1998). Al respecto, se ha estimado que entre el 40 y el 100% del CH<sub>4</sub> producido en estos ecosistemas se oxida biológicamente (Kankaala *et al.*, 2006; Bastviken *et al.*, 2008). Por lo tanto, el balance entre estos procesos determina si un ecosistema específico es fuente o sumidero de CH<sub>4</sub> (Miller *et al.*, 2004). Estos procesos, así como las emisiones de CH<sub>4</sub> a la atmósfera, constituyen los principales componentes del ciclo biogeoquímico del CH<sub>4</sub>, el cual es muy dinámico y está sujeto a una importante variación espacial y temporal (Wik *et al.*, 2016). De manera similar, las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera dependen principalmente del metabolismo del ecosistema, que se puede describir como el balance entre el consumo de CO<sub>2</sub> por fotosíntesis, y la producción de CO<sub>2</sub> por la respiración heterotrófica del ecosistema (Staeher *et al.*, 2010; Antenucci *et al.*, 2013).

A pesar de la importancia de las emisiones de GEI de ecosistemas continentales, la magnitud y los mecanismos involucrados en estos ecosistemas siguen siendo parcialmente desconocidos y se requieren esfuerzos adicionales para ampliar su estudio (Conrad 2009).

## Materiales y métodos

### *Sitio de estudio*

El embalse tropical de Valle de Bravo (VB; 19°21'30''N, 100°11'00''O) es el embalse más grande del sistema Cutzamala (con un área de 18.55 km<sup>2</sup>, una profundidad media de 21.1m y una profundidad máxima de 38.6m). El clima en la región es sub-húmedo, de cálido a templado con una marcada temporada de estiaje (noviembre-mayo) y lluvia (junio-octubre), con un rango de temperatura entre 15.9 y 21.3 °C. VB se caracteriza por fuertes vientos diurnos (7.4 m s<sup>-1</sup>; 12:00-19:00). Debido a su patrón climático, el embalse se comporta como un lago monomítico cálido, que permanece estratificado de marzo a octubre y se mezcla entre noviembre y febrero (Merino-Ibarra *et al.*, 2021).

Se realizaron observaciones en VB trimestralmente de 2019 a 2021. En cada campaña, se muestreó en una estación al centro del embalse (más detalles en Barjau-Aguilar *et al.* 2022), donde se midió la profundidad, además de los principales parámetros fisicoquímicos en toda la columna de agua, desde la superficie hasta los sedimentos, a intervalos de profundidad de 1 m, utilizando una sonda multiparamétrica (Yellow Springs Instruments model 6600).

### *Concentración de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> (C<sub>CH4</sub> y C<sub>CO2</sub>) en la columna de agua*

Se determinó la C<sub>CH4</sub> y C<sub>CO2</sub> en la columna de agua utilizando el método propuesto por González-Valencia *et al.* (2014). Este método consiste en un módulo de intercambio gas/líquido (PDMSXA-1000, Medarray Inc., EE. UU.) compuesto por una serie de fibras de silicón huecas con un área de intercambio total de 0.1 m<sup>2</sup>, donde el nitrógeno libre de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> fluye por el interior de las membranas y la muestra

de agua fluye por el exterior. Debido a la fuerza de difusión, una parte proporcional a la  $C_{CH_4}$  y  $C_{CO_2}$  en el agua es transferida a la fase gaseosa, donde es medida por un analizador portátil de gases efecto invernadero (UGGA, Los Gatos Research, EE. UU.).

### *Flujos de intercambio de $CH_4$ y $CO_2$*

Los flujos de  $CH_4$  y  $CO_2$  ( $F_{CH_4}$  y  $F_{CO_2}$  respectivamente) se midieron en la estación de muestreo por medio del método de cámara estática (SC), que se basa en el monitoreo de la concentración del gas en el espacio de cabeza de la SC.

## **Resultados y discusión**

### *Morfología del embalse*

El nivel la columna de agua en VB, tal y como se ha reportado previamente (Merino-Ibarra et al., 2021), cambió de forma considerablemente debido a la operación del embalse. Durante las campañas de muestreo, el nivel en el punto de muestreo varió entre 14.3 y 28.1 m, mientras que el volumen varió entre 43% y 95%, y el área varió entre el 67% y 95%, del volumen y área máxima reportados para el embalse, correspondiendo a octubre de 2021 y enero de 2020, respectivamente.

Gases disueltos: La  $C_{CH_4}$  medida en el embalse durante las campañas de muestreo varió más de cuatro órdenes de magnitud, desde debajo del límite de detección del método utilizado ( $0.007 \text{ nmol L}^{-1}$ ; Gonzalez-Valencia *et al.*, 2014) medido en el metalimnion durante el muestreo de octubre de 2021, hasta un máximo de  $300 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  en el fondo del embalse durante septiembre de 2020, con un promedio de todos los muestreos de  $C_{CH_4}$  de  $0.29 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  en la superficie y de  $65.32 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  en el fondo.

La  $C_{CH_4}$  en la superficie varió entre  $0.015$  y  $0.813 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ , siendo en todas las campañas claramente superior a la concentración equivalente ( $18 \text{ nmol L}^{-1}$ ) a los 1.9 ppm que hay en la atmósfera, lo que implica que continuamente está favorecida la emisión de  $CH_4$  de VB hacia la atmósfera.

Adicionalmente, la  $C_{CH_4}$  en el fondo de VB fue significativamente mayor a la medida en la superficie durante los periodos de estratificación térmica, durante los cuales se observó una importante acumulación de  $CH_4$  en el hipolimnion, alcanzándose el máximo de  $C_{CH_4}$  en el fondo del embalse justo antes del inicio del periodo de circulación de la columna de agua.

Durante las estratificaciones térmicas de 2019, 2020 y 2021, la  $C_{CH_4}$  en el hipolimnion se incrementó hasta alcanzar  $153.09$ ,  $289.36$  y  $60.26 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  respectivamente. Considerando el volumen y concentración para cada año, calculamos que el embalse acumuló 281.3, 531.8 y 46.0 toneladas de  $CH_4$  respectivamente en dichos años. La notoriamente menor acumulación de  $CH_4$  durante la estratificación de 2021, se debe probablemente a que el bajo nivel del embalse durante dicho año favoreció un mayor intercambio vertical durante la estratificación, como han documentado Merino-Ibarra et al. (2021).

Por su parte, el  $C_{CO_2}$  medido en el embalse durante las campañas de muestreo varió más de dos órdenes de magnitud, de  $2.31$  a  $235.75 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ , con un promedio general de  $39.37 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  de  $C_{CO_2}$  en la superficie y de  $87.38 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  en el fondo. La  $C_{CO_2}$  en la superficie varió de  $8.83$  a  $114.51 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ , siendo inferior a la concentración de equilibrio equivalente a la de 400 ppm de la atmósfera cuando la columna de agua estaba estratificada, pero superior a la misma en los periodos de mezcla, con lo cual la dirección del intercambio de  $CO_2$  entre VB y la atmósfera variará en función del ciclo limnológico anual del embalse.

Se observó asimismo la acumulación de  $CO_2$  en el hipolimnion durante los periodos de estratificación, alcanzándose también el máximo de  $C_{CO_2}$  en el fondo del embalse justo antes del periodo de circulación de la columna de agua. Durante las estratificaciones térmicas de 2019, 2020 y 2021, la  $C_{CO_2}$  en el hipolimnion se incrementó hasta alcanzar  $165.18$ ,  $134.87$  y  $93.32 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$  respectivamente. Considerando el volumen y concentración para cada año, el embalse habría acumulado 834.8, 681.6 y

129.5 t CO<sub>2</sub> respectivamente. Al igual que en el caso del CH<sub>4</sub>, la considerablemente menor acumulación de CO<sub>2</sub> durante la estratificación de 2021, se debe probablemente a que el bajo nivel durante dicho año favoreció un mayor intercambio vertical del embalse durante la estratificación (cf. Merino-Ibarra et al., 2021).

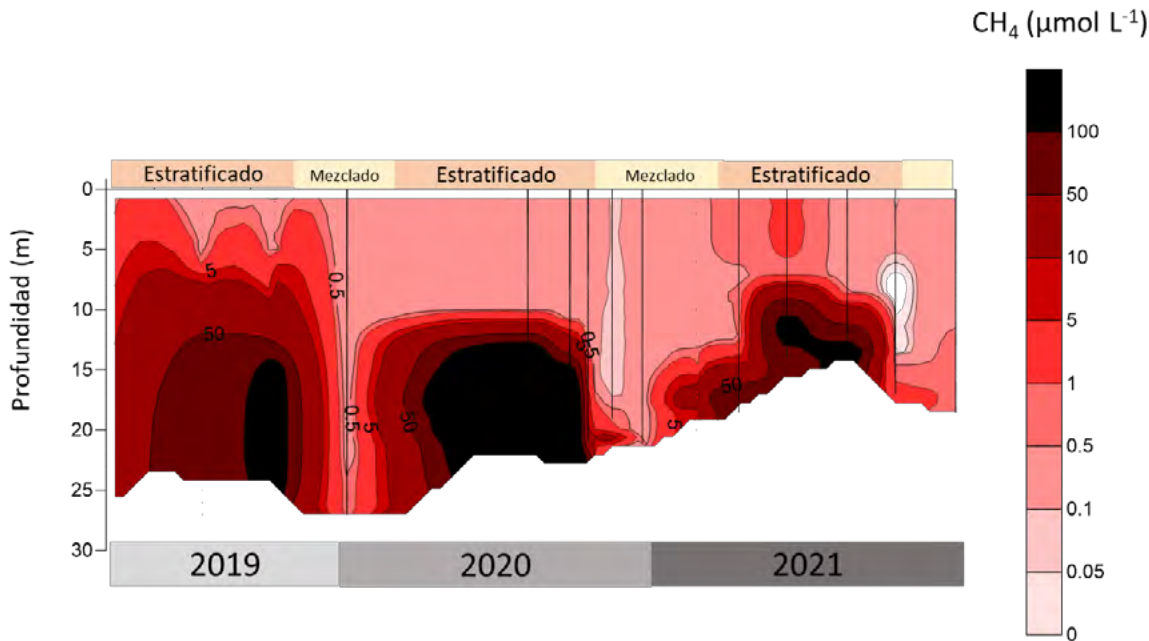


Figura 1. Variación estacional de la concentración de CH<sub>4</sub> (C<sub>CH4</sub>) en la columna de agua de Valle de Bravo. Los puntos negros (a veces líneas casi continuas) muestran los puntos de determinación de C<sub>CH4</sub>. El fondo se indica en color blanco, nótese la gran variación del nivel del agua, y por tanto de la profundidad del lago.

### Flujos de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>

Los F<sub>CH4</sub> variaron entre 125.11 y 4857.49 µmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, correspondiendo los valores extremos a julio de 2019 y abril de 2021 respectivamente. Las emisiones mostraron una clara correlación con la velocidad del viento (R<sup>2</sup>=0.63, p>0.05), lo que sustenta la importancia del viento para intensificar el intercambio a través de la superficie del lago, y con ello las emisiones de CH<sub>4</sub>.

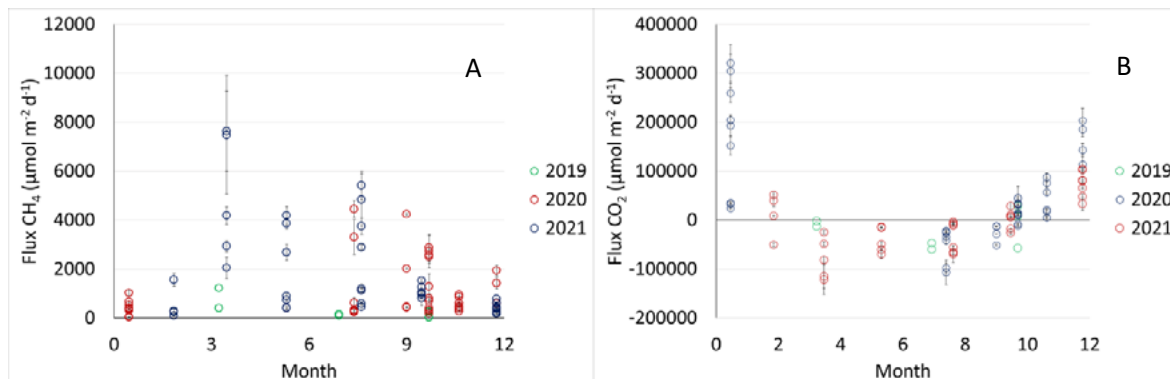


Figura 4. Intercambio (valores positivos indican emisión) de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> (entre VB y la atmósfera; A) Variación estacional de F<sub>CH4</sub>, B) Variación estacional de F<sub>CO2</sub>.

Al integrar proporcionalmente los flujos medidos durante los muestreos, la estimación de las emisiones anuales de CH<sub>4</sub> obtenidas para 2019, 2020 y 2021 fue de 35.5, 106.8 y 146.8 ton CH<sub>4</sub>, respectivamente. Sin embargo, si se toma en cuenta también el CH<sub>4</sub> almacenado en el hipolimnion

durante la estratificación térmica, y se añade al flujo anual la emisión de dicho CH<sub>4</sub> acumulado, las emisiones anuales totales de CH<sub>4</sub> por el embalse habrían sido de un total de 316.9, 638.6 y 192.8 ton de CH<sub>4</sub> por año en 2019, 2020 y 2021 respectivamente, representado el CH<sub>4</sub> almacenado el 89, 83 y 24% al total anual emitido en cada uno de estos tres años.

Por su parte, el F<sub>CO<sub>2</sub></sub> osciló entre -78 070 μmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> durante abril de 2021 y 170,228 μmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> durante enero de 2020, confirmándose que durante las estratificaciones térmicas el embalse fungió como un sumidero de CO<sub>2</sub>. Las variaciones estacionales aquí encontradas son consistentes con la variación del metabolismo comunitario del lago a lo largo del año, documentadas por Guimaraes-Bermejo et al. (2018) y Valdespino-Castillo et al. (2014), que indican una condición de heterotrofia neta durante los meses de circulación (octubre a febrero) y de autotrofia neta durante la estratificación (abril a septiembre). Similarmente, las variaciones diurnas del flujo de CO<sub>2</sub> son consistentes con las oscilaciones diurnas en el balance fotosíntesis/respiración en función de la disponibilidad de luz solar.

Al realizar la integración anual, se calculó que los F<sub>CO<sub>2</sub></sub> fueron de 6,765.6, 7,242.2 y -2031.2 ton de CO<sub>2</sub> para 2019, 2020, y 2021, respectivamente. Al igual que en el caso del CH<sub>4</sub>, es necesario tomar en cuenta el CO<sub>2</sub> almacenado durante la estratificación térmica, con lo que las emisiones anuales totales de CO<sub>2</sub> alcanzaron un total de 7,600.4, 7,923.8 y -1901.7 ton de CO<sub>2</sub>, y la cantidad almacenada habría correspondido al 11, 9 y 7 % del intercambio neto anual de CO<sub>2</sub> de VB con la atmósfera en cada uno de los años estudiados respectivamente.

## Conclusiones

El ciclo del CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en el embalse de Valle de Bravo es muy dinámico, y depende de múltiples factores y procesos, que incluyen a la temperatura, la velocidad del viento, la profundidad del embalse y los procesos de mezcla vertical. Al igual que en otros cuerpos de agua eutróficos o hipertróficos, las emisiones de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> dependen en primer lugar de la carga orgánica que recibe el sistema. Sin embargo, en el caso del CH<sub>4</sub>, las emisiones netas del sistema dependen asimismo de la forma en que ocurran los procesos de mezcla y de estratificación de la columna de agua, debido a que al afectar éstos tanto a la distribución de oxígeno como al almacenamiento de CH<sub>4</sub> en el hipolimnion, pueden modular a su vez el balance metanogénesis/metanotrofia y, con ello, la emisión neta de este gas desde VB hacia a la atmósfera en diversas escalas temporales.

## Literatura citada

- Antenucci et al., 2013. The importance of transport processes and spatial gradients on in situ estimates of lake metabolism. *Hydrobiologia*, 9–21.
- Barjau-Aguilar et al., 2022. Nitrogen and phosphorous mass balances show tropical eu-trophic reservoirs behave as variable but persistent sinks of both elements: a case study using a long-term series to assess the effect of water level fluctuations. *Water* 2022, 14, 2144.
- Bastviken et al., 2008. Fates of methane from different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH<sub>4</sub> emissions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(2), 1–13.
- Conrad, 2009. The global methane cycle: Recent advances in understanding the microbial processes involved. *Environmental Microbiology Reports*, 1(5), 285–292.
- Duarte & Prairie., 2005. Prevalence of Heterotrophy and Atmospheric CO<sub>2</sub> Emissions from Aquatic Ecosystems. 862–870.
- Guimaraes-Bermejo, M., Merino-Ibarra, M., Valdespino-Castillo, P., Castillo-Sandoval, F., Ramirez-Zierold, J. 2018. Metabolism in a deep hypereutrophic aquatic ecosystem with high water-level fluctuations: a decade of record confirms sustained net heterotrophy. *PeerJ*. 6:e5205.
- Gonzalez-Valencia, R., Magana-Rodriguez, F., Gerardo-Nieto, O., Sepulveda-Jauregui, A., Martinez-Cruz, K., Walter Anthony, K., Baer, D., & Thalasso, F., 2014. In situ measurement of dissolved methane and carbon dioxide in freshwater ecosystems by off-axis integrated cavity output spectroscopy. *Environmental Science and Technology*, 48(19).
- Kankaala et al., 2006. Methanotrophic activity in relation to methane efflux and total heterotrophic bacterial production in a stratified, humic, boreal lake. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1195–1204.
- Merino-Ibarra et al., 2021. Vertical boundary mixing events during stratification govern heat and nutrient dynamics in a windy tropical reservoir lake with high water-level fluctuations: a long-term (2001-2021) study. *Water* 2021, 13, 3011.
- Miller et al., 2004. Methanotrophic Activity, Abundance, and Diversity in Forested Swamp Pools: Spatiotemporal Dynamics and Influences on Methane Fluxes. *Geomicrobiology Journal*, 21(4), 257–271.



- Raymond et al., 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(V), 5–10.
- Saunois et al., 2020. The Global Methane Budget 2000 – 2017. *Earth System Science Data*, 12, 1561–1623.
- Staehr et al., 2010. Lake metabolism and the diel oxygen technique: State of the science. *Limnology and Oceanograph: Methods*, 8(November), 628–644.
- Utsumi et al., 1998. Oxidation of dissolved methane in a eutrophic, shallow lake: Lake Kasumigaura, Japan. *Limnology and Oceanography*, 43(3), 471–480.
- Valdespino-Castillo, P., Merino-Ibarra, M., Jiménez-Contreras, J., Castillo-Sandoval, F., Ramírez-Zierold, J., 2014. Community metabolism in a deep (stratified) tropical reservoir during a period of high water-level fluctuations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(10): 6505–6520.
- Verpoorter et al., 2014. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 41(18), 6396–6402.
- Wik et al., 2016. Climate-sensitive northern lakes and ponds are critical components of methane release. *Nature Geoscience*, 9(2), 99–105.



## 2.4. Flujo de carbono orgánico particulado a los sedimentos de un lago tropical kárstico

Rivera-Herrera Erika M.<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Oseguera Luis A.<sup>2</sup> y Fernández Rocío<sup>2</sup>

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

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, México.

\* Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

Se cuantificó el flujo de carbono orgánico particulado (COP) hacia los sedimentos en Tziscaco, un lago tropical kárstico del Parque Nacional "Lagunas de Montebello", Chiapas. El flujo de COP estuvo en un rango de 588 a 869  $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , siendo menor con respecto al reportado para otros lagos oligotróficos. Adicionalmente se determinaron los flujos hacia los sedimentos de clorofila *a* (Clor-*a*, 206-468  $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) y de seston (2.4-17.1  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). A diferencia del flujo de Clor-*a* y seston, el flujo de COP no presentó diferencias significativas temporales, lo que sugiere que el lago Tziscaco recibe COP alóctono procedente de la zona boscosa que lo rodea.

**Palabras clave:** COP; Clorofila; Seston; "Lagunas de Montebello"; Chiapas; México.

### Abstract

The particulate organic carbon (POC) flux into the sediments in Tziscaco, a tropical karstic lake of the "Lagunas de Montebello" National Park, Chiapas, was quantified. The POC flux ranged from 588 to 869  $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , a lower flux than that reported for other oligotrophic lakes. We also measured the fluxes towards the sediments of chlorophyll *a* (Chlor-*a*, 206-468  $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) and seston (2.4-17.1  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). Unlike the Chlor-*a* and seston fluxes, the POC fluxes did not present significant temporal differences, suggesting that Lake Tziscaco receives allochthonous POC from the surrounding forested area.

**Keywords:** POC, Chlorophyll; Seston; "Lagunas de Montebello"; Chiapas, Mexico.

### Introducción

La acumulación de carbono (C) en ambientes acuáticos epicontinentales ha recibido más atención desde que se evidenció su gran capacidad de depósito. En particular los lagos se conceptualizan como recipientes de materia y energía, que a su vez guardan información de eventos procedentes de la cuenca que los rodea y la atmósfera, motivo por el cual se han propuesto como "centinelas de cambio climático" (Williamson *et al.*, 2009; Adrian *et al.*, 2009). La acumulación de carbono orgánico particulado (COP) en los lagos cobra relevancia debido a la gran cantidad de sedimentos y elevada proporción de C que éstos reciben de sus cuencas de drenaje (Mendonça *et al.*, 2017).

Algunos estudios sugieren que el incremento de los flujos de C a los lagos, tanto autóctono como alóctono, conlleva asimismo a tasas elevadas de enterramiento de C. Adicionalmente, otros estudios a escalas local y regional han mostrado que incluso si el hundimiento o el flujo de C en los lagos es a menudo bajo comparado con su emisión, éste representa un enterramiento significativo a largo plazo (Heathcote y Downing, 2011; Anderson *et al.*, 2014; Mendonça *et al.*, 2017; Sun *et al.*, 2018; Huang *et al.*, 2019).

Las regiones tropicales han mostrado tasas elevadas de sedimentación y de emisión de C por unidad de área, lo que sugiere que su alta productividad convierte a los lagos tropicales en procesadores activos

de C (Mendonça *et al.*, 2017). Sin embargo, se conoce poco sobre la magnitud de los flujos de C en cuerpos acuáticos epicontinentales tropicales y cómo los procesos biogeoquímicos actúan sobre éstos, ya que la mayoría de los estudios se han realizado en latitudes templadas (Alcocer *et al.*, 2014; Maxon y Harvey, 2017). Incluso, en ambientes templados a pesar de que se ha reconocido su importancia, la exportación de C hacia los sedimentos ha sido pobremente estudiada y se cuenta con pocas estimaciones (Tranvik *et al.*, 2018).

Actualmente, la mayoría de los estudios se enfocan en el efecto del cambio climático y las actividades humanas en las emisiones de C, mientras que los efectos netos de los balances de C dependen fuertemente del flujo de C hacia los sedimentos (Velthuis *et al.*, 2017). De esta manera, para generar un mejor entendimiento de cómo los lagos regulan el flujo de C, en este trabajo se cuantificó el flujo de COP hacia los sedimentos en un lago tropical kárstico.

## Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en el lago Tzisco, uno de los múltiples cuerpos acuáticos del Parque Nacional "Lagunas de Montebello" (PNLM), localizado al sur-sureste del estado de Chiapas, entre los 16°04' y 16°10' latitud norte y 91° 37' y 91°47' de longitud oeste. El clima es C(fm) templado húmedo con lluvias todo el año (García-Amaro, 1981). La precipitación total anual es de 1,750 mm. La época con mayor precipitación ocurre a partir de mayo y hasta enero, con un total de lluvia de 1,625 mm, siendo los meses de julio y septiembre los que presentan máximos valores; mientras que la época de relativa sequía ocurre de febrero a abril, con una precipitación de 116 mm (CFE, 2012). La comunidad vegetal más importante es el bosque de coníferas (CONANP, 2007).

Para la obtención de los flujos de COP, seston y clorofila a (Clor-a) se empleó una estación de trampas de sedimento KC-Denmark (sediment trap 2-tube station), con dos tubos de acrílico ( $\varnothing=80/74$  mm, L=450 mm, V=1.9 L, con una proporción L: $\varnothing=6$ ). Se colocó un anclaje a 48 m de profundidad y la estación se fijó a 3 m por encima del fondo. La recuperación de las trampas con los sedimentos se hizo durante tres periodos consecutivos: 03 de febrero a 27 de marzo (periodo 1), 27 de marzo a 30 de abril (periodo 2) y 30 de abril a 26 de junio (periodo 3) del 2022. Cada vez que se colocaron las trampas de sedimentos se midieron perfiles verticales metro a metro de temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD) mediante una sonda multiparamétrica marca *Hydrolab* modelo DS5X acoplado a un sistema de captura de información modelo SVR4a. De forma adicional, se determinó la concentración inicial de la Clor-a y el seston con la ayuda de una botella muestreadora marca UWITEC de 5L y la concentración final se midió en los sedimentos recuperados de las trampas.

Una vez recuperado el material de las trampas se filtró el mismo día de la colecta a través de filtros Whatman tipo GF/F de 13 mm de diámetro para la Clor-a y 47 mm (combustionados a 550 °C, 4 h) de diámetro para el seston. Para la determinación de la Clor-a se siguió el método 445.0 de la United States Environmental Protection Agency (EPA) (Arar y Collins, 1997). El seston se determinó por gravimetría a partir de la diferencia inicial y final del material retenido en los filtros completamente secos.

El COP se calculó utilizando la relación propuesta por Legendre y Michaud (1999)  $\log[\text{COP}] = 1.3 + 0.5[\text{COP}_{\text{fito}}] = 1.3 + 0.5[\text{Clor-a}]$ . El seston se diferenció en bioseston y abioseston. El bioseston se midió como el peso perdido de la muestra después de calcinar los filtros durante 4 h a una temperatura de 550 °C en una mufla marca Thermolyne modelo 48000. El abioseston se determinó de la diferencia entre el seston y el bioseston. Se llevaron a cabo análisis de varianza de un factor para determinar diferencias entre los flujos de COP, Clor-a, seston, bioseston y abioseston en los 3 periodos.

El cálculo de los flujos para los diferentes componentes se hizo considerando la diferencia entre las concentración inicial y final, el diámetro interno de la trampa y el tiempo que permanecieron colocadas las trampas.

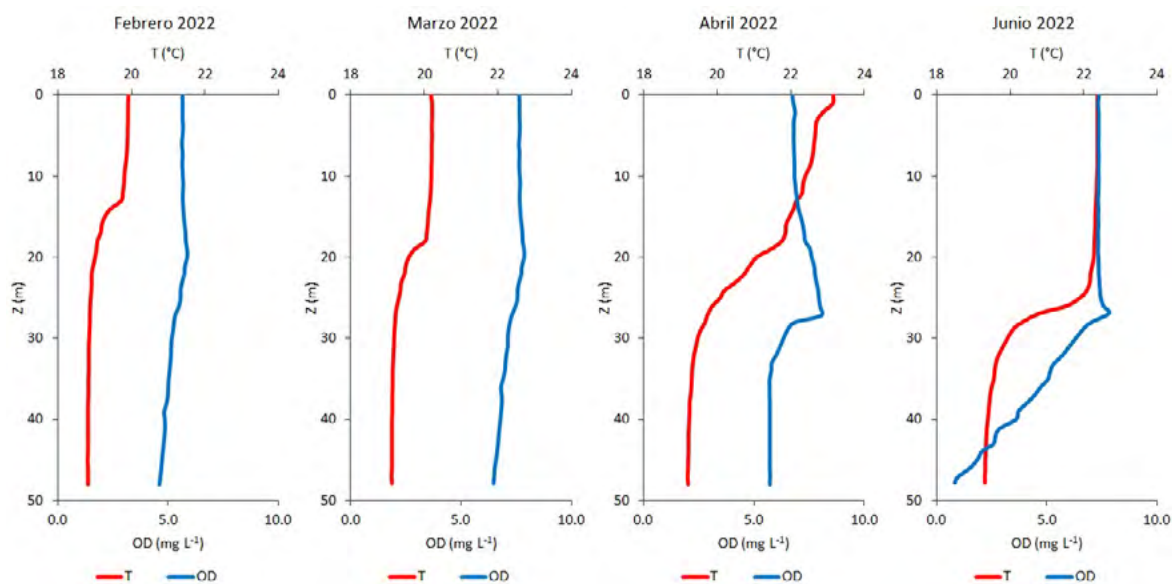
## Resultados y Discusión

La T y el OD, durante el periodo 1, presentaron un intervalo de 18.8-20.2 °C, y de 4.6-7.9 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente; en el periodo 2 el intervalo se encontró entre 19.1-23.2 °C para la T y 5.7-8.0 mg L<sup>-1</sup> para la concentración de OD; mientras que para el periodo 3 el intervalo de T fue de 19.2-23.2 y el de concentración de OD de 0.8-8.0 mg L<sup>-1</sup> (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Valores mínimos (Mín), máximos (Máx) y promedios (X) con desviación estándar (D.E.) de temperatura (T, °C) y oxígeno disuelto (OD, mg L<sup>-1</sup>) en las fechas de colocación y recuperación de las trampas.**

	Febrero 2022		Marzo 2022		Abril 2022		Junio 2022	
	T	OD	T	OD	T	OD	T	OD
X	19.2	5.3	19.6	7.3	20.7	6.6	21.1	5.9
D.E.	0.4	0.4	0.5	0.4	1.5	0.8	1.4	2.2
Mín	18.8	4.6	19.1	6.5	19.2	5.7	19.3	0.8
Máx	19.9	5.9	20.2	7.9	23.2	8.0	22.4	7.8

En los periodos 1 y 2, los perfiles de T y OD muestran que el lago se encontraba en circulación; mientras que en el periodo 3, se observa el inicio de la estratificación térmica en abril con la formación de una termoclina (abril) hasta su definición completa en junio con una capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ) de 0 a 24 m de profundidad y un metalimnion de los 25 a los 30 m de profundidad, en tanto, el perfil de OD muestra una disminución hipolimnética llegando casi a la anoxia en el fondo (Figura 1).



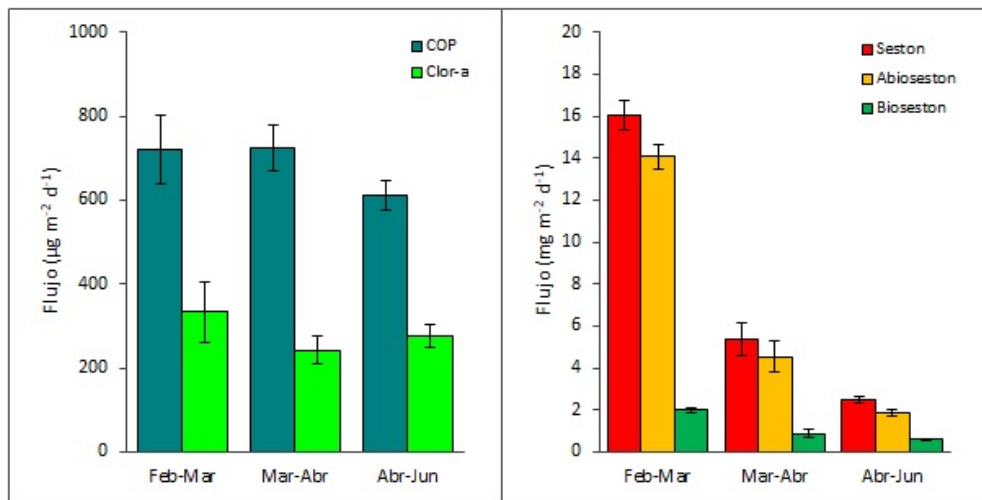
**Figura 1. Perfiles verticales de temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD) en el lago Tzisco.**

El flujo de COP promedio fue de  $720 \pm 83 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $724 \pm 55 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y  $611 \pm 34 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  en el primero, segundo y tercer periodos, respectivamente, mientras que el flujo promedio de Clor-a fue de  $332.9 \pm 73.4 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $243.0 \pm 32.8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y  $277.0 \pm 27.8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ . En cuanto al seston, abioseston y bioseston los flujos promedio en el primer periodo fueron  $16.1 \pm 0.7 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $14.1 \pm 0.6 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $2.0 \pm 0.1 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente; en el segundo periodo fueron de  $5.4 \pm 0.8 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $4.5 \pm 0.7 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $0.9 \pm 0.2 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y en el tercer periodo de  $2.5 \pm 0.2 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $1.9 \pm 0.1 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,  $0.6 \pm 0.0 \text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  para seston, abioseston y bioseston respectivamente (Cuadro 2, Figura 2).

Los flujos de COP no presentaron diferencias temporales significativas ( $p > 0.05$ ). De forma diferente, los flujos de Clor-a mostraron diferencias significativas entre los periodos de muestreo ( $p < 0.05$ ) con el flujo mayor en el periodo 1, probablemente debido al crecimiento de organismos fitoplanctónicos debido a la circulación del lago, ya que hay una liberación de nutrientes desde las capas más profundas del lago. Se observó una disminución en el periodo 2 en comparación con el periodo 1 debido a que durante este periodo comenzó la estratificación (Fig. 1), por lo que la disponibilidad de nutrientes comenzó a ser limitante lo que se reflejó en una disminución de la producción primaria. En cuanto al periodo 3, el flujo de carbono disminuyó mientras que el de Clor-a se mantuvo similar al periodo anterior, probablemente debido a que durante este periodo el lago se encontraba ya estratificado (junio) con una marcada termoclina. Un aumento de OD en el metalimnion (Fig. 1), podría sugerir un acumulo de fitoplancton en esta capa, el cual puede ser el inicio de la formación de un máximo profundo de clorofila (DCM) reportado anteriormente durante la estratificación (Maya, 2017; Rivera-Herrera *et al.*, 2019) y como consecuencia aumentó el flujo de Clor-a hacia el fondo durante estos meses en los que las trampas estuvieron expuestas.

**Cuadro 2.** Flujos mínimos (Mín), máximos (Máx) y promedios (X) con desviación estándar (D.E.) de COP, Clor-a, seston, abioseston y bioseston en los tres periodos de colocación de los anclajes.

		Periodo 1				Periodo 2				Periodo 3			
		Mín	Máx	X	D.E.	Mín	Máx	X	D.E.	Mín	Máx	X	D.E.
COP	( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	648	869	720	83	661	798	724	55	588	649	611	34
Clor-a	( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	287	468	333	73	206	287	243	33	259	309	277	28
Seston	( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	15.4	17.1	16.1	0.7	4.9	6.5	5.4	0.8	2.4	2.6	2.5	0.2
Abioseston	( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	13.6	14.9	14.1	0.6	4.1	5.6	4.5	0.7	1.8	2.0	1.9	0.1
Bioseston	( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	1.9	2.1	2.0	0.1	0.6	1.0	0.9	0.2	0.6	0.6	0.6	0.0



**Figura 2.** Flujo de COP y Clor-a (izquierda), seston, bioseston y abioseston (derecha) hacia los sedimentos en los tres periodos de muestreo en el lago Tzisco.

El flujo de seston fue de 3 a 6 veces mayor en el primer muestreo con respecto al segundo y tercer muestreo, respectivamente ( $p < 0.05$ ). El abioseston representó la fracción mayor del seston, siendo la parte orgánica la menor de las fracciones, probablemente debido a entrada de material inorgánico proveniente de los alrededores del lago. El flujo de seston fue menor en el periodo 3 ( $p < 0.05$ ), de abril a junio, durante la temporada cálida de lluvias, lo que ocasionó probablemente que al formarse la termoclina el material de la capa de mezcla no se hundiera hacia el fondo del lago.

Aunque el flujo de Clor-a presentó diferencias significativas entre periodos siendo mayor en el primer muestreo, el flujo de COP no presentó diferencias significativas entre los tres periodos. Lo anterior sugiere que el lago Tziscaco esté recibiendo COP alóctono procedente de los bosques que lo rodean. Alcocer *et al.* (2021) encontraron que los sedimentos de los lagos de la porción del PNLM en la que se localiza Tziscaco, contienen una elevada cantidad de materia orgánica alóctona que al proceder de la zona boscosa es recalcitrante y se acumula al ser degradada lentamente. Finalmente, el flujo de COP medido en Tziscaco es menor en comparación con otros lagos oligotróficos como Alchichica en Puebla con un flujo de 116 a 772 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Hernández, 2011; Oseguera *et al.*, 2013; Pascoe-Orrala *et al.*, 2013) y los lagos Maggiore y Mergozzo con un flujo de 145-170 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y 80-160 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente (Callieri, 1997; Callieri *et al.*, 1999).

## Conclusión

El flujo de COP en el lago Tziscaco se encontró en un rango de 588 a 869 µg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> menor a otros lagos con el mismo estado trófico. Aunque no se encontraron diferencias temporales en los flujos de COP, las diferencias significativas entre periodos para Clor-a y seston sugieren la presencia de un aporte alóctono de COP, carbono procedente de la zona boscosa circundante del lago.

## Agradecimientos

La presente investigación fue apoyada por la UNAM a través de los proyectos DGAPA/PAPIIT IV200319 “Área Experimental de Lagos Tropicales”, DGAPA/PAPIIT IV200122 “AELT - Efectos del cambio global y climático sobre la limnología y biodiversidad acuática” y UNAM/PINCC 2021 “Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Continuación”. Se agradece 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. A los colegas del equipo de trabajo de la FES Iztacala, UNAM: D. Ibarra, I.F. Soria, M. Vargas, S. Guadarrama y R.R. Aucancela, por su apoyo en el trabajo de campo.

## Literatura citada

- Adrian, R., C. M. O'Reilly, H. Zagarese, S. B. Baines, D. O. Hessen, W. Keller and G. A. Weyhenmeyer. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography* 54(6part2): 2283-2297.
- Alcocer J, A.C. Ruiz-Fernández, E. Escobar, L.H. Pérez-Bernal, L.A. Oseguera, V. Ardiles-Gloria. 2014. Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake. *J. Limnol.* 73(2):223-235.
- Alcocer, J., B. Prado, L. Mora, L.A. Oseguera. and M. Caballero. 2021. Sediment characteristics of tropical, karst lakes and their relationship with watershed topography, lake morphometry, and human activities. *Journal of Paleolimnology* 66: 333-353. <https://doi.org/10.1007/s10933-021-00210-z>
- Anderson, N. J., H. Bennion and A. F. Lotter. 2014. Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe. *Global Change Biology* 20(9): 2741-2751.
- Arar, E. J. and G. B. Collins. 1997. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence (Method 445.0). National Exposure Research Laboratory–US Environmental Protection Agency, Ohio.
- Callieri C. 1997. Sedimentation and aggregate dynamics in lake Maggiore, a large deep lake in Northern Italy. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 56:37-50. Callieri C., R. Bertoni, C. De Marco, M. Contesini. 1991. Settling flux and sinking velocity of seston in lago di Mergozzo (northern Italy) and influence of microbial activity on the decomposition of entrapped organic material. *Hydrobiologia* 213:155-165.
- Comisión Federal de Electricidad (CFE). 2012. Estudio para Conocer la Calidad del Agua de las Lagunas de Montebello, Chiapas. Tomo 1, Hidrometeorología. 264 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales protegidas (CONANP). 2007. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello.
- García-Amaro, E. 1981. En CONANP 2007, Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello.
- Heathcote, A. J. and J. A. Downing. 2012. Impacts of eutrophication on carbon burial in freshwater lakes in an intensively agricultural landscape. *Ecosystems*, 15(1): 60-70.
- Hernández, H.B. 2011. Flujo de carbono particulado en un lago oligotrófico tropical (Tesis de maestría). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.



- Huang, C., Z. Chen, Y. Gao, Y. Luo, T. Huang, A. Zhu and B. Yang. 2019. Enhanced mineralization of sedimentary organic carbon induced by excess carbon from phytoplankton in a eutrophic plateau lake. *Journal of Soils and Sediments* 19(5): 2613-2623.
- Legendre, L. and J. Michaud. 1999. Chlorophyll a to estimate the particulate organic carbon available as food to large zooplankton in the euphotic zone of oceans. *Journal of Plankton Research* 21(11): 2067-2083.
- Maya, G.E.E. 2017. Estimación del estado trófico de 18 lagos del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas, México (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias, UNAM.
- Maxon J. N. and A Harvey-Bootsma. 2018. Carbon, nitrogen and phosphorus content of seston and zooplankton in tropical Lake Malawi: Implications for zooplankton nutrient cycling, *Aquatic Ecosystem Health & Management* 21(2): 185-192
- Mendonça, R., R. A. Müller, D. Clow, C. Verpoorter, P. Raymond, L. J. Tranvik, and S. Sobek. 2017. Organic carbon burial in global lakes and reservoirs. *Nature communications* 8(1): 1-7.
- Oseguera- Pérez, L.A., J. Alcocer-Durand y B. Hernández-Hernández. 2013. 2.7. Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande. pp. 328-334. En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Posgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. México. 696 pp. ISBN 978-607-96490-1-2
- Pascoe-Orrala, T., J. Alcocer-Durand y L.A. Oseguera-Pérez. 2013. 2.9. Variación horizontal de los flujos de carbono particulado en un lago tropical. pp. 343-348. En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Posgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. México. 696 pp. ISBN 978-607-96490-1-2
- Rivera-Herrera, E.M., M. Vargas-Sánchez, J. Alcocer-Durand y L. A. Oseguera-Pérez. 2019. Impacto antrópico en la biomasa fitoplanctónica de lagos kársticos, Chiapas, México. In: Paz-Pellat, F., A. Velázquez-Rodríguez y M. Rojo Martínez (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. pp. 318-324
- Sun, W., Q. Jiang, E. Liu, J. Chang, and E. Zhang. 2018. Climate change dominates recent sedimentation and organic carbon burial in Lake Chenghai, southwest China. *Journal of Limnology* 77(3).
- Tranvik, L., J. J. Cole and Y. T. Prairie. 2018. The study of carbon in inland waters-from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. *Limnology and oceanography Letters* 3(3): 41-48.
- Velthuis, M., S. Kosten, R. Aben, G. Kazanjian, S. Hilt, E. T. Peeters and E. S. Bakker. 2018. Warming enhances sedimentation and decomposition of organic carbon in shallow macrophyte- dominated systems with zero net effect on carbon burial. *Global change biology* 24(11): 5231-5242.
- Williamson, C. E., J. E. Saros and D. W. Schindler. 2009. Sentinels of change. *Science (Washington)* 323(5916): 887-888.

## 2.5. Dinámica estacional e interanual de la biomasa del zooplancton pelágico en un lago tropical, monomíctico cálido

Fernández Rocío<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>1</sup> y Oseguera Luis A<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

\* Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

El ensamble que compone el zooplancton pelágico del lago Alchichica, Puebla, es simple y está compuesto por dos especies de rotíferos: *Brachionus* sp. México (relacionada con el complejo *plicatilis*) y *Hexarthra* sp. (relacionado con *H. jenkinsae*), así como por *Leptodiptomus garciai*, un copépodo calanoide. La biomasa aportada por cada especie de rotífero fue similar y baja ( $3 \pm 7$  mg PS m<sup>-2</sup>) con respecto a la del copépodo ( $3,141 \pm 6,015$  mg PS m<sup>-2</sup>). Estacionalmente, la biomasa máxima de *L. garciai* se observó cuando las concentraciones de clorofila fueron más elevadas, esto es, durante los florecimientos invernal y primaveral, la de *Brachionus* sp. México se registró durante la estratificación, asociado con las concentraciones de clorofila más bajas, mientras que la del rotífero *H. jenkinsae* no mostro ningún tipo de tendencia. Este patrón se repitió a lo largo de los 4 ciclos anuales.

**Palabras clave:** *Brachionus*; *Hexarthra*; *Leptodiptomus*; dinámica a largo plazo; biomasa zooplancton; lago Alchichica; México.

### Abstract

The assemblage that makes up the pelagic zooplankton of Lake Alchichica, Puebla, is simple and comprises two species of rotifers: *Brachionus* sp. Mexico (related to the *plicatilis* complex), *Hexarthra* sp. (related to *H. jenkinsae*), *Leptodiptomus garciai*, a calanoid copepod. The biomass contributed by each rotifer species was similar and low ( $3 \pm 7$  mg DW m<sup>-2</sup>) to that of the copepod ( $3,141 \pm 6,015$  mg DW m<sup>-2</sup>). Seasonally, the maximum biomass of *L. garciai* was observed when the concentrations of chlorophyll were higher, that is, during the winter and spring blooms, that of *Brachionus* sp. Mexico was recorded during stratification, associated with the lowest chlorophyll concentrations, while that of the rotifer *H. jenkinsae* did not show any trend. This pattern was repeated throughout the four annual cycles.

**Key words:** *Brachionus*; *Hexarthra*; *Leptodiptomus*; long term dynamics; zooplankton biomass; Lake Alchichica; Mexico.

### Introducción

El lago Alchichica muestra una notable riqueza de especies de zooplancton baja con solo tres especies: un copépodo calanoide endémico —*Leptodiptomus garciai* (Osorio-Tafall, 1942)—y dos rotíferos de dos familias diferentes, Brachionidae y Hexarthridae, ambas especies probablemente nuevas y endémicas. La especie *Brachionus* que habita en el lago Alchichica pertenece al complejo *B. plicatilis* (Müller, 1786), mientras que la especie de *Hexarthra* sp. está relacionada con *H. jenkinsae* (De Beauchamp, 1932).

Alchichica es un lago monomíctico cálido que alterna un período de mezcla en la época seca y fría del año (finales de diciembre-enero a marzo-principios de abril) con una larga temporada de estratificación (finales de abril-principios de diciembre). La hidrodinámica es bastante regular y

predecible (Alcocer *et al.*, 2000; Macek *et al.*, 2009). La dinámica de la producción primaria está estrechamente relacionada con la hidrodinámica del lago (González-Contreras *et al.*, 2015; Cuevas-Lara *et al.*, 2016), con tres aumentos de la biomasa fitoplanctónica: un florecimiento invernal de diatomeas, otro florecimiento, de menor duración, de la cianobacteria fijadora de nitrógeno *Nodularia* aff. *spumigena* Mertens ex Bornet & Flahault, 1888) al inicio de la estratificación y, finalmente, el desarrollo de un máximo profundo de clorofila *a* lo largo de la estratificación bien establecida.

La regularidad hidrodinámica estacional (mezcla y estratificación) a largo plazo del lago Alchichica brinda una oportunidad única para analizar si esta consistencia refleja la dinámica estacional e interanual del ensamble de zooplancton, principalmente porque el componente fitoplanctónico (recurso alimenticio del zooplancton) ha mostrado una regularidad relacionada a la hidrodinámica del lago.

La hipótesis central del presente trabajo es que la regularidad del tipo térmico controla en gran medida la dinámica anual e interanual de la biomasa del zooplancton. Específicamente, se esperaba que el patrón hidrodinámico regular causara una mayor biomasa del zooplancton asociado con la temporada de mezcla en el periodo de secas/frías y menor biomasa a lo largo del periodo de estratificación, patrón recurrente año tras año. Para responder a la pregunta de investigación y probar la hipótesis propuesta, el enfoque fue evaluar los cambios anuales e interanuales de la biomasa del zooplancton usando datos derivados del monitoreo mensual en un periodo de 4 años (2013–2016).

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El lago Alchichica (19°24' N, 97°24' W, 2326 m s.n.m.) se encuentra en la Cuenca Oriental, una extensa cuenca endorreica de casi 5,000 km<sup>2</sup>, en el límite de los estados de Puebla y Veracruz (Figura 1). El lago tiene una superficie de 2.367 km<sup>2</sup> (1,7 km de diámetro), y una profundidad máxima de 62 m y una media de 48.4 m (Filonov *et al.*, 2022). El lago contiene ~115,000,000 m<sup>3</sup> de agua salina (8.5–9 g L<sup>-1</sup>), tipo NaCl, alcalina (pH~9) (Vilaclara *et al.*, 1993). Esta región tiene un clima árido con una evaporación anual de 1,690 mm y una precipitación de menos de 500 mm por año (Adame *et al.*, 2008). La temperatura del aire fluctúa de -5.5 a 30 °C con una temperatura media anual de 14.4 °C (García, 2004).

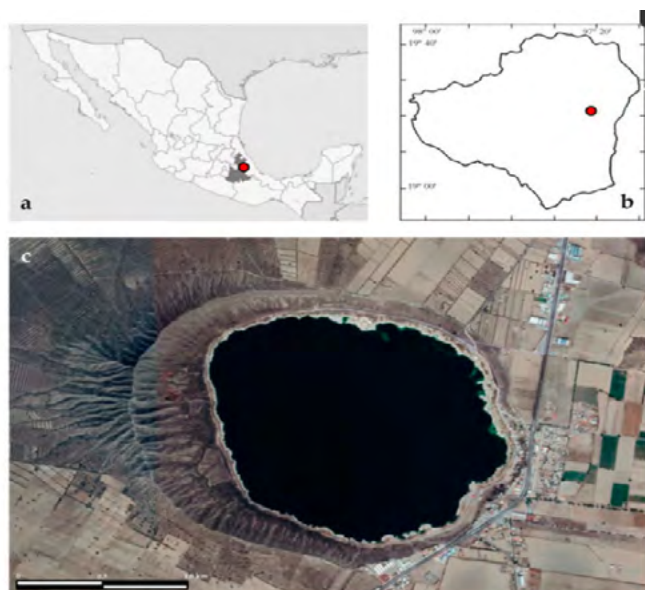


Figura 1. Lago Alchichica en (a) México y Estado de Puebla y (b) cuenca Oriental. (c) Lago Alchichica (fotografía satelital de Google Earth).



El lago Alchichica es monomíctico cálido con un período de mezcla corto (~3 meses) y un período de estratificación largo caracterizado por el rápido desarrollo de un hipolimnion anóxico (Macek *et al.*, 2009). El lago Alchichica es oligotrófico con concentraciones de  $\leq 5 \mu\text{g}$  de clorofila-a  $\text{L}^{-1}$ ,  $4.14 \pm 0.69 \mu\text{M}$  de nitrógeno total y  $0.21 \pm 0.04 \mu\text{M}$  de fósforo total en la capa de mezcla (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009).

### Muestreo de campo

Se realizaron campañas mensuales en un intervalo de 4 años de 2013 a 2016. Los muestreos se realizaron en la parte central y más profunda del lago. Se midieron perfiles verticales *in situ* (resolución espacial de 1 m) de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de calidad del agua DS5 Hydrolab.

Con una botella de muestra de agua tipo Niskin Uwitec de 5 L se obtuvieron muestras de agua duplicadas de diez profundidades de agua. En cada campaña de muestreo, después de registrar los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto, se eligieron las diez profundidades del agua para representar mejor la heterogeneidad de la columna de agua (por ejemplo, termo y oxiclina).

El primer conjunto de diez muestras se utilizó para el análisis de concentración de clorofila-a (Clor-a) total y fraccionada por talla [grande (LClor-a  $\geq 2 \mu\text{m}$ ) y pequeño (SClor-a  $< 2 \mu\text{m}$ ,  $\geq 0.7 \mu\text{m}$ )]. Las muestras para Clor-a se analizaron en un fluorómetro Turner Design 10-AU siguiendo el método EPA 445.0 (Arar *et al.*, 1993).

El segundo conjunto de diez muestras se utilizó para el análisis del zooplancton. Las diez muestras de agua se filtraron *in situ* ( $54 \mu\text{m}$ ) y todos los organismos se concentraron en viales de 50 ml y se fijaron con formaldehído al 4 % para su posterior análisis (identificación, recuento). Los concentrados completos de 50 ml se identificaron y se contaron (cámara Sedgwick Rafter bajo un microscopio óptico) en el laboratorio y se trataron como una muestra integrada de columna de agua.

La biomasa de copépodos se estimó con el peso seco calculado con la medida de longitud total (L en mm, excluyendo las setas caudales) con la constante  $\text{PS} = 7.6637 \text{L}^{1.8911}$  para nauplios y  $\text{PS} = 6.6705 \text{L}^{2.0374}$  para copepoditos y adultos (Ciros *et al.*, 2015). La biomasa de los rotíferos se estimó como biovolumen calculado con base en las fórmulas geométricas propuestas por Ruttner-Kolisko (1997). El peso húmedo se estimó a partir del biovolumen de cada individuo utilizando una densidad específica de 1.0, y el peso seco correspondió al 10% del peso húmedo (Ruttner-Kolisko, 1997). Los valores de la biomasa del zooplancton se integraron en la columna de agua sobre área (es decir,  $\text{m}^2$ ) y se expresaron como  $\text{mg PS m}^{-2}$ .

## Resultados y Discusión

La biomasa aportada por el zooplancton en el lago Alchichica fluctuó entre 13,000 a 86,000  $\text{mg PS m}^{-2}$ , con un promedio anual de  $37,759 \pm 27,970 \text{mg PS m}^{-2}$ , el año con mayor aporte corresponde al 2015 que representa más del 56% de total de la biomasa aportada durante el periodo de estudio.

La producción primaria asociada al patrón hidrodinámico del lago fue probablemente el factor principal para explicar las amplias fluctuaciones temporales en la biomasa del zooplancton. De forma general, las tres especies disminuyen su biomasa durante mayo y junio, que de acuerdo con trabajos anteriores es la temporada del florecimiento de la cianobacteria *Nodularia aff. spumigena* (Oliva *et al.*, 2009) (Figuras 3, 4 y 5).

La fracción grande de la LClor-a contribuyó con el porcentaje más alto ( $\approx 80 \%$ ) al total de la clorofila  $\alpha$ , mientras que SClor-a compuso un porcentaje menor ( $\approx 20 \%$ ). El patrón temporal de ambas fracciones fue similar en los 4 años de estudio. La LClor-a promedio fue  $101 \pm 162 \text{mg m}^{-2}$ . La SClor-a promedio fue de  $20 \pm 27 \text{mg m}^{-2}$  (Figura 2).

El caso del florecimiento de diatomeas durante el periodo de circulación secas/frías (diciembre-marzo), es el mayor aporte de Clor-a de ambas fracciones, que fluctúan LClor-a entre 350-600 mg m<sup>-2</sup> para LClor-a y 80-100 mg m<sup>-2</sup> SClor-a (Figura 2). Durante este periodo el calanoide *L. garciai* alcanza valores máximos de biomasa (promedio meses con valores máximos 15,230 ± 11,117 mg PS m<sup>-2</sup>), pero no fueron proporcionalmente directos con respecto a las concentraciones de clorofila *a* (Figura 3).

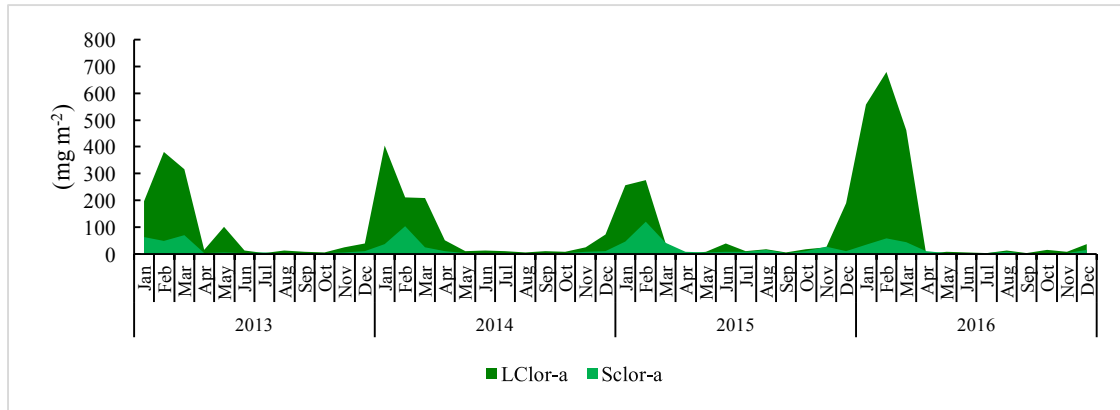


Figura 2. Dinámica temporal de la clorofila *a* en el lago de Alchichica. LClor-a : clorofila *a* fracción  $\geq 2 \mu\text{m}$ , S-Clor-a: clorofila *a* fracción  $< 2 \mu\text{m}$ ,  $\geq 0,7 \mu\text{m}$ .

Fue evidente que el calanoide fue el componente del zooplancton que más biomasa aportó. El predominio de los copépodos en el lago Alchichica se debe al bajo umbral alimentario en comparación con los dos rotíferos (Ciros-Perez *et al.*, 2015). Además, los copépodos muestran mayores reservas de energía interna y una menor tasa de pérdida de reservas de energía cuando los recursos consumibles son limitados en comparación con los rotíferos (Ortega-Mayagoitia *et al.*, 2018).

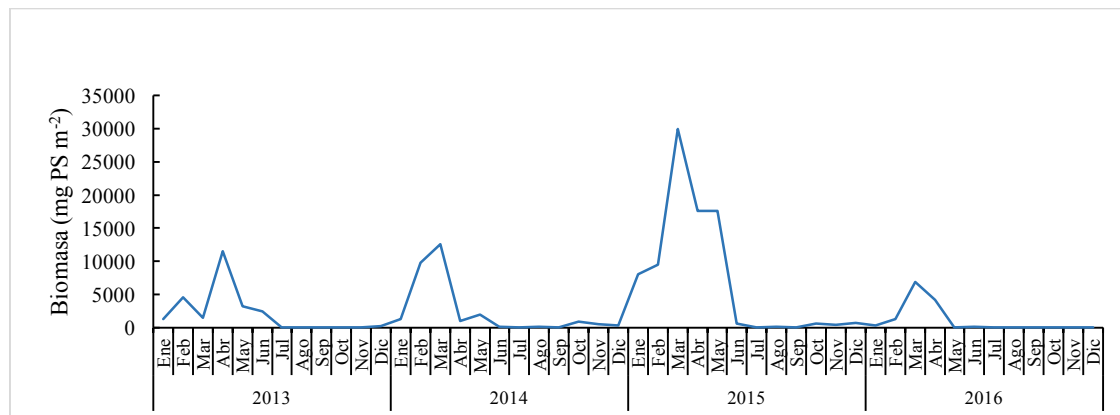


Figura 3. Dinámica temporal de la biomasa de *Leptodiptomus garciai* en el lago Alchichica.

Estas características ecofisiológicas le dan a *L. garciai* una ventaja competitiva sobre *Brachionus* sp. México y *Hexarthra* sp. Por lo que solo se observaron las tres especies juntas solo en el 17% de los meses muestreados y con la condicionante de que el calanoide tuviera poblaciones densamente bajas con un aporte de biomasa es menor al promedio ( $149 \pm 239 \text{ mg PS m}^{-2}$ )

Como consecuencia los valores de *Brachionus* sp. del complejo *plicatilis* fueron mayores durante el periodo de estratificación y la productividad primaria fue baja con valores de clorofila de  $26 \pm 25 \text{ mg m}^{-2}$  (Figura 2 y 4).

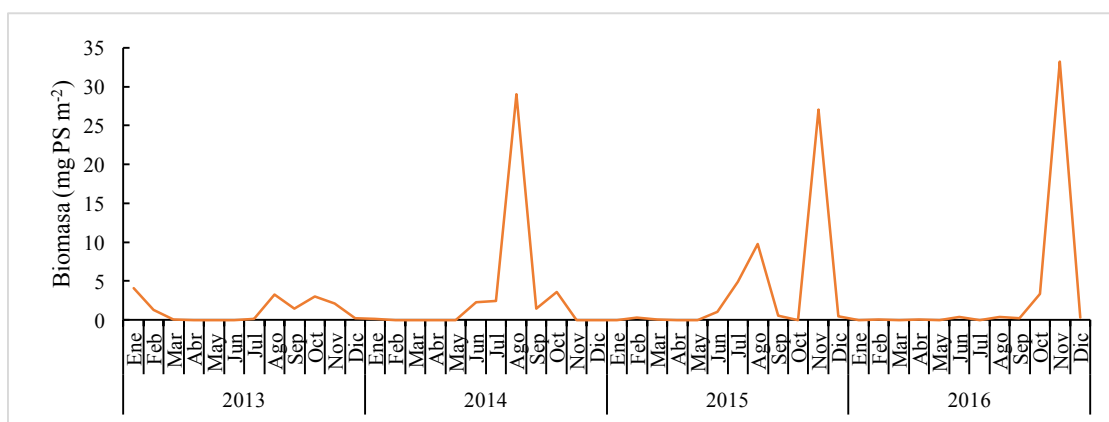


Figura 4. Dinámica temporal de la biomasa del rotífero monogononto *Brachionus* sp. en el lago Alchichica.

El aporte de biomasa del rotífero *Hexarthra* sp. estuvo fue similar a la observada en el otro rotífero variando de 0 a 35 mg PS m<sup>-2</sup>. Su dinámica temporal no fue tan clara como la observada con las otras dos especies, pero su mayor aporte también estuvo relacionado con el evento fitoplanctónico de las diatomeas en temporada de circulación (Figura 5). Sus valores de biomasa bajos se observaron en los máximos valores del otro rotífero y durante la estratificación del lago.

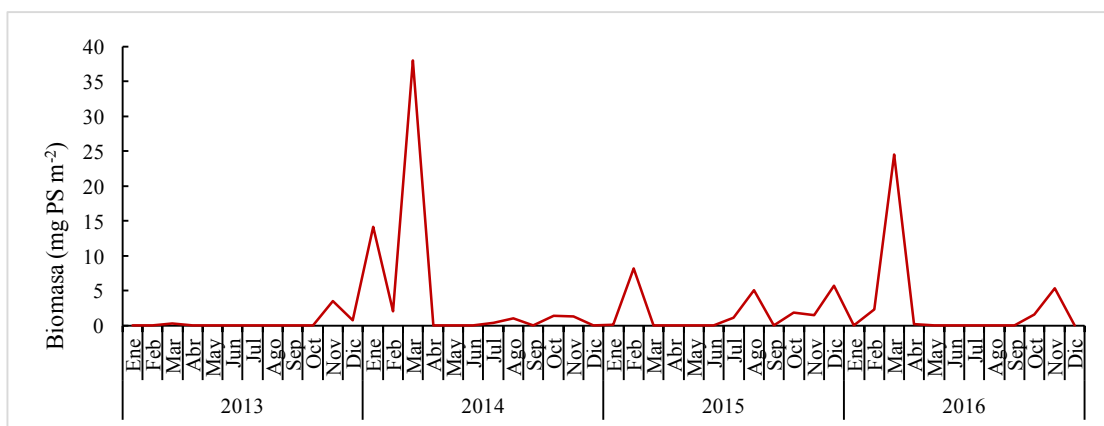


Figura 5. Dinámica temporal de la biomasa del rotífero monogononto *Hexarthra* sp. en el lago Alchichica.

Esto podría deberse a que de acuerdo con Ciro-Perez *et al.* (2015) la concentración del umbral alimentario para el crecimiento demográfico cero ( $C_0$ ) para *Hexarthra* sp. fue dos veces mayor que para *Brachionus* sp. México, por lo que se sugiere que es mejor competidor en producción primaria escasa como la caracterizada en el lago de Alchichica durante el periodo de estratificación.

## Conclusiones

La regularidad del patrón hidrodinámico controla en gran medida la dinámica de temporal de la biomasa del zooplancton, pero no necesariamente es proporcional a la productividad primaria, por lo que se sugiere que la biomasa zooplanctónica también está sujeta a la variabilidad climática. El calanoide *Leptodiptomus graciei* compone más del 95% de la biomasa de zooplancton que habita el lago Alchichica. La competencia y la disponibilidad del recurso alimenticio son los factores bióticos que también regulan la dinámica de poblaciones principalmente la de los rotíferos que se ven en desventaja con respecto al calanoide.



## Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través de los proyectos 25430-T, 34893-T y 103332, la Universidad Nacional Autónoma de México DGAPA/PAPIIT a través de los proyectos IN204597, IN215512, IN231820 e IN219220, y la Universidad Nacional Autónoma de México, FES Iztacala PAPCA 2013–2014, PAPCA 2014 y PAPCA 2000.

## Literatura citada

- Adame, M.F., J. Alcocer and E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshw. Biol.* 53, 22–31.
- Alcocer, J. A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez and G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 27, 3166–3169.
- 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: Cincinnati, OH, USA.
- Ciros-Pérez, J., E. Ortega-Mayagoitia and J. Alcocer. 2012. The role of ecophysiological and behavioral traits in structuring the zooplankton assemblage in a deep, oligotrophic, tropical lake. *Limnol. Oceanogr.* 60, 2158–2172.
- Cuevas-Lara, J.D., J. Alcocer, L.A. Oseguera y B. Quiroz-Martínez. 2016. Dinámica a largo plazo (1999–2014) de la productividad primaria fitoplanctónica en el Lago Alchichica. *En Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016*; Paz, F., Torres, R., Eds.; Programa Mexicano del Carbono en Colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo: Texcoco, Mexico, 2016; pp. 280–286. ISBN 978-607-96490-4-3.
- Filonov, A., I. Tereshchenko, M.R. Barba-López, J. Alcocer and L. Ladah. 2022. Meteorological regime, local climate, and hydrodynamics of Lake Alchichica. *In Lake Alchichica Limnology: The Uniqueness of a Tropical Maar Lake*; Alcocer, J. (eds) Springer International Publishing: Berlin/Heidelberg, Germany.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen; Quinta; Instituto de Geografía, UNAM: Ciudad de México, Mexico, ISBN 9703210104.
- González-Contreras, C.G., J. Alcocer and L.A. Oseguera. 2015. Phytoplankton chlorophyll a in the tropical deep Alchichica: A long-term record (1999–2010). *Hidrobiológica* 25, 347–356.
- Macek, M. J. Alcocer, A. Lugo-Vázquez, M.E Martínez-Pérez, L. Peralta Soriano and G. Vilaclara-Fatjó. 2009 Long term picoplankton dynamics in a warm-monomictic, tropical high altitude lake. *J. Limnol.* 68, 183–192.
- Ramírez-Olvera, M.A. J. Alcocer, M. Merino-Ibarra and A. Lugo. 2009 Nutrient limitation in a tropical saline lake: A microcosm experiment. *Hydrobiologia* 626, 5–13.
- Oliva, M.G. A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralata and L.A. Oseguera. 2009. Planktonic bloom-forming *Nodularia* in the saline Lake Alchichica, Mexico. *Nat. Resour. Environ. Issues* 15, 121–126.
- Ortega-Mayagoitia, E., O. Hernández-Martínez and J. Ciros-Pérez. Phenotypic plasticity of life-history traits of a calanoid copepod in a tropical lake: Is the magnitude of thermal plasticity related to thermal variability? *PLoS ONE* 2018, 13, e0196496.
- Vilaclara, G., M. Chávez, A. Lugo, H. González and M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla State, Mexico. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 25, 435–440.

## 2.6. Variación intra e interanual de la concentración de clorofila-*a* fraccionada (1998-2019) del lago Alchichica, Puebla

Guadarrama-Hernández Sandra<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Ardiles-Gloria Vilma<sup>3</sup>; Oseguera-Pérez Luis<sup>2</sup> y Quiroz-Martínez Benjamín<sup>4</sup>

<sup>1</sup> 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.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>3</sup> Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C. P. 04510, Ciudad de México.

<sup>4</sup> Laboratorio de Ecología Numérica y Análisis de Datos, Unidad Académica Ecología y Biodiversidad Acuática. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C. P. 04510, Ciudad de México.

\* Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

Los estudios a largo plazo de la dinámica del fitoplancton en los lagos tropicales son escasos, particularmente, aquellos que consideran la variación por fracción de tamaño. Con el objetivo de identificar las oscilaciones de la concentración de la biomasa fitoplanctónica fraccionada en Alchichica, un lago tropical, oligotrófico y monomíctico cálido, se empleó el análisis de la transformada de onduletas a una base de datos comprendiendo el periodo 1998-2019. Se analizaron los registros de la concentración de clorofila-*a* (Clor-*a*) integrada de tamaño grande (Clor-*a*-int-L) y Clor-*a* integrada de tamaño pequeño (Clor-*a*-int-S) en función de la zona eufótica ( $Z_{EU}$ ), la capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ) y la temperatura del agua. La temperatura promedio del agua fue baja, variando entre 14.1 °C y 24.5 °C. La concentración de oxígeno disuelto (OD) fluctuó desde condiciones anóxicas hasta 13.9 mg L<sup>-1</sup>. La  $Z_{EU}$  varió entre 19 m y 48 m. Las concentraciones de la Clor-*a*-int-L (máx. 999.4 mg m<sup>-2</sup> enero, 2011) y la Clor-*a*-int-S (máx. 206.4 mg m<sup>-2</sup> febrero, 2007) aumentaron cuando la  $Z_{MIX}$  fue más profunda. La Clor-*a*-int-L mostró dos periodos característicos, uno anual y uno bienal. Para la Clor-*a*-int-S fue claro solo el ciclo anual. Se reconoció un aumento general de 0.7 °C en la temperatura del lago lo que sugiere evidencia de cambio climático, que se refleja en cambios en la dinámica de la  $Z_{EU}$ , observándose una tendencia a la reducción. Las ciclicidades mayores a un año pueden estar relacionadas con forzamientos externos asociados a eventos climáticos tales como El Niño-Oscilación del Sur.

**Palabras clave:** *Biomasa fitoplanctónica, investigación ecológica a largo plazo, monomixis cálida, oligotrofia, México*

### Abstract

Long-term studies of phytoplankton dynamics in tropical lakes are scarce, particularly considering variation by size fraction. To identify oscillations in the concentration of fractionated phytoplankton biomass in Alchichica, a warm tropical, oligotrophic, and monomictic lake, wavelet transform analysis was used on a database covering the period 1998-2019. Records of the concentration of large-sized integrated chlorophyll-*a* (Chlor-*a*) (Chlor-*a*-int-L) and small-sized integrated Chlor-*a* (Chlor-*a*-int-S) were analyzed as a function of the euphotic zone ( $Z_{EU}$ ), the mixed layer ( $Z_{MIX}$ ) and the water temperature. The average temperature of the water was low, varying between 14.1 °C and 24.5 °C. The dissolved oxygen concentration (DO) fluctuated from anoxic conditions to 13.9 mg L<sup>-1</sup>. The  $Z_{EU}$  varied between 19 m and 48 m. Chlor-*a*-int-L (max. 999.4 mg m<sup>-2</sup> January, 2011) and Chlor-*a*-int-S (max. 206.4 mg m<sup>-2</sup> February, 2007) concentrations increased when the  $Z_{MIX}$  was deeper. Chlor-*a*-int-L showed two

characteristic periods, one annual and one biennial. For Chlor-a-int-S, only the annual cycle was clear. A general increase of 0.7 °C in the lake's temperature was recognized, which suggests evidence of climate change, reflected in changes in the dynamics of the  $Z_{EU}$ , with a downward trend being observed. Cyclicities greater than one year (e.g., biennial) may be related to external forcings associated with climatic events such as the El Niño-Southern Oscillation.

**Key words:** *phytoplankton biomass, long term ecological research, warm monomixis, oligotrophy, Mexico*

## Introducción

El fitoplancton es un conjunto de organismos fotosintetizadores que comparten niveles de organización y está conformado por diversas y numerosas especies de algas eucariotas y cianobacterias que se encuentran suspendidos dentro de la zona fótica de los cuerpos acuáticos (Margalef, 1983). Para comprender la distribución vertical y estacional de este grupo, se ha empleado comúnmente la clasificación de Sieburth y colaboradores (1978), quienes establecieron tres grupos en relación con el tamaño de los organismos que forman parte de éste: picoplancton (0.2-2  $\mu\text{m}$ ), nanoplancton (2-20  $\mu\text{m}$ ) y microplancton (20-200  $\mu\text{m}$ ). La medición de la concentración de la clorofila a (Clor-a) se ha utilizado como proxy de la biomasa fitoplanctónica para comprender su dinámica a través del tiempo (p. ej., Adame *et al.*, 2008; Ardiles *et al.*, 2012; Cuevas-Lara *et al.*, 2016).

La biomasa fitoplanctónica está dominada por los organismos de talla  $>2 \mu\text{m}$  correspondientes al nanofitoplancton y microfitoplancton. Sin embargo, existen sistemas acuáticos, como el lago Alchichica, el cual es oligotrófico y donde la dinámica del fitoplancton ha mostrado que la abundancia es dominada por especies de clorofitas y cianofitas de tamaño pequeño, mientras que la biomasa es dominada por especies de tamaño grande, como la diatomea *Cyclotella alchichicana* y la cianoprocarionta *Nodularia* aff. *spumigena* (Oliva *et al.*, 2001).

Los factores abióticos influyen de manera importante en la variabilidad temporal de los sistemas acuáticos. Destacan por su importancia la luz, que define la profundidad de zona eufótica ( $Z_{EU}$ ) y la temperatura, que determina la profundidad de la capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ). Asimismo, factores bióticos tales como la herbivoría y la competencia influyen en la distribución vertical de la abundancia y concentración del fitoplancton (Callieri, 2007).

En las latitudes tropicales, la radiación solar que recibe a lo largo del año es elevada con respecto a las latitudes templadas, por lo que los lagos tropicales se estratifican con mayor facilidad al tener temperaturas más elevadas. Por otro lado, los lagos tropicales suficientemente profundos como para estratificarse tienden a ser monomícticos cálidos. Estos se mezclan cuando la temperatura del agua superficial se homogeniza con la temperatura del fondo y la intensidad del viento tiene suficiente energía (Lewis, 1996), generándose las condiciones óptimas para el desarrollo del fitoplancton (Wetzel, 2001).

El lago Alchichica es uno de los pocos sistemas acuáticos epicontinentales en México que cuentan con una amplia base de datos a largo plazo, estudiado mensualmente desde 1998. Analizar secuencias de tiempo largas permite tener una perspectiva amplia del funcionamiento de un ecosistema.

El presente trabajo tuvo como objetivo identificar los patrones y tendencias de oscilaciones intra e interanuales de la concentración de la biomasa fitoplanctónica fraccionada en el lago Alchichica, en el periodo 1998-2019, asociado a la hidrodinámica del lago (épocas de mezcla y estratificación) y su relación con la variación de la  $Z_{EU}$ .

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

Alchichica es un lago cráter ubicado en la cuenca endorreica Oriental a 19°24' N, 97°24' W. Se encuentra en una latitud tropical, a una altitud de 2,340 m s.n.m. El clima de la región es árido, con un régimen de precipitación anual menor a 500 mm y una evaporación anual de 1,690 mm. Su profundidad máxima es de 62 m, con una profundidad promedio de 40.9 m (Filonov *et al.*, 2006). Es un lago alcalino (pH = 8.7-9.2) y salino (8.5 g L<sup>-1</sup>) con predominancia de sodio, cloruros y bicarbonatos (Vilaclara *et al.*, 1993).

El lago es monomítico cálido con una época de mezcla durante la estación fría y seca que abarca desde diciembre-enero hasta marzo-abril. La estratificación se divide en tres periodos: temprana (abril-junio), bien establecida (julio-septiembre) y tardía (octubre-diciembre) (Adame *et al.*, 2008). La concentración de clorofila-*a* es generalmente baja con un valor promedio en la columna de agua inferior a 5 µg de Clor-*a* L<sup>-1</sup> (Oliva *et al.*, 2001), por lo que se considera oligotrófico.

### *Obtención de datos*

Los muestreos fueron mensuales y abarcaron el periodo de 1998 al 2019. En la zona central y más profunda se registraron 260 perfiles de PAR a lo largo de la columna de agua mediante un perfilador de fluorescencia natural (Biospherical: PNF-300), así como perfiles de temperatura y OD con una sonda multiparamétrica (Hydrolab DS3, 4 y 5). La profundidad de la zona eufótica ( $Z_{EU} = 0.1\%$  SPAR, radiación fotosintéticamente activa en la superficie), se calculó mediante los perfiles de PAR y la capa de mezcla ( $Z_{MIX}$ ) con base en los perfiles de temperatura y OD.

Para el análisis de la concentración de Clor-*a* se tomaron muestras de agua de 10 profundidades, con base en los perfiles de temperatura y OD. Se transportaron al laboratorio en condiciones de oscuridad y frío (4 °C). Se filtraron las muestras de agua a través de un filtro Isopore<sup>TM</sup> (película de policarbonato) tipo TTTP de 2 µm de poro. Lo retenido se consideró como nanofitoplancton y microfitoplancton (> 2 µm) esto es, la fracción de tamaño grande. Lo que pasó a través de este filtro y quedó retenido en un filtro GF/F de 0.7 µm se consideró como picofitoplancton o de tamaño pequeño (< 2 µm). La concentración de Clor-*a* se obtuvo con un fluorómetro digital Turner Designs TD-10AU (Técnica de la EPA 445.0, Arar y Collins, 1997).

### *Análisis estadístico y transformación de datos*

Mediante el cálculo de área bajo la curva usando la regla del trapecio (Sigma Plot v. 12.5) se realizó la integración de la Clor-*a* (Clor-*a*-int) de toda la columna de agua, para la fracción de tamaño grande (Clor-*a*-int-L) y de tamaño pequeño (Clor-*a*-int-S). Se realizó un año tipo con los valores promedio de cada mes para las distintas variables a lo largo del período 1998-2019. Las relaciones interanuales entre las variables se determinaron mediante correlaciones de Spearman. Se usó un nivel alfa de 0.05 para las pruebas estadísticas. Empleando la transformada de onduletas (PAST v. 4.03) se describieron los ciclos de la Clor-*a*. Se seleccionó la onduleta continua de Morlet como la función base, ya que permite detectar la amplitud y las fluctuaciones cíclicas locales (en el tiempo) de las diferentes frecuencias exhibidas en la serie temporal.

## Resultados y Discusión

### Temperatura

A lo largo de 22 años se confirma la monomixis cálida que se ha reportado anteriormente para el lago Alchichica. La temperatura promedio de la columna de agua fue de  $15.7 \pm 1.6$  °C. En cuanto a los promedios anuales estos variaron entre  $15.2 \pm 1.5$  °C en el 2000 y  $16.5 \pm 1.6$  °C en el 2019. Existe evidencia de cambio climático en el cual la temperatura del lago mostró un aumento general de 0.7 °C.

### Oxígeno disuelto

Se presentaron de manera recurrente concentraciones altas y relativamente homogéneas durante la mezcla, presentándose un máximo de  $13.9 \text{ mg L}^{-1}$  en diciembre de 1998. Durante la estratificación se presentaron altas concentraciones de OD en el epilimnion, lo que ha sido relacionado con el viento y con el florecimiento de cianobacterias. En el hipolimnion el OD disminuye hasta volverse anóxico. Esto ocurre porque no puede ser renovado ni por fotosíntesis ni por mezcla y se consume por respiración (Lewis, 1987). Existe una tendencia a la disminución de la concentración de OD a lo largo de todo el periodo.

### $Z_{EU}$ y $Z_{MIX}$

La  $Z_{MIX}$ :  $Z_{EU}$  calculada para un año tipo mostró valores entre  $0.4 \pm 0.1$  (mayo y junio) y  $2.5 \pm 0.4$  (febrero). En el periodo de mezcla del lago la  $Z_{MIX}$  es profunda, en cambio la  $Z_{EU}$  es reducida. En la estratificación se presenta la situación contraria, lo que coincide con el estudio de González et al. (2015). Con respecto a la variación interanual se observó una regularidad en la proporción  $Z_{MIX}$ : $Z_{EU}$  característica del patrón de mezcla del lago.

Los cambios generales de la  $Z_{EU}$  presentaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los años 1998–2019, observándose una tendencia a la reducción de la  $Z_{EU}$ . Durante todo el periodo la  $Z_{EU}$  presentó anomalías. Esta variación puede ser resultado de la presencia del florecimiento de *Nodularia* aff. *spumigena* descrito en otros trabajos (p. ej. Oliva et al., 2009; Ardiles, 2012) y que ocurre en algún momento y con diferente intensidad durante la estratificación temprana. La anomalía máxima mensual fue de +13.4 m en diciembre de 1998 y la máxima negativa en septiembre de 2002 (-11 m). La mayor profundidad de la  $Z_{EU}$  coincide con el año Niño más intenso del periodo, con altas temperaturas y baja biomasa fitoplanctónica. Los valores mínimos fueron relativamente constantes, en tanto que los máximos han disminuido. Las anomalías de la  $Z_{MIX}$  fueron variables a lo largo del periodo de estudio. En el mes de abril de los años 2003, 2007 y 2019 se registró la máxima anomalía de la  $Z_{MIX}$  con +41.9 m, mientras que en marzo de los años 2015 y 2016 se observó el valor máximo de la anomalía negativa con -35.4 m. La reducción del periodo de mezcla del lago del 2015-2016 coincide con un evento Niño y con lo descrito en otras investigaciones (Alcocer y Lugo, 2003; Caballero y Vázquez, 2020).

### Clor-*a*

El año tipo mostró dos periodos bien diferenciados: 1) De enero a marzo, con las mayores concentraciones de Clor-*a*-int-L ( $404.6 \pm 264.4 \text{ mg m}^{-2}$  en enero) y de Clor-*a*-int-S ( $80.0 \pm 47.9 \text{ mg m}^{-2}$  en febrero) durante la época de mezcla. 2) De abril a diciembre, en estratificación, se observó un descenso de la concentración de Clor-*a*-int-L y Clor-*a*-int-S, siendo noviembre ( $63.8 \pm 24.5 \text{ mg m}^{-2}$ ) y julio ( $20.6 \pm 5.6 \text{ mg m}^{-2}$ ) los meses con menor concentración, respectivamente. En los lagos tropicales con mezcla asociadas al invierno hemisférico, se genera el óptimo para el desarrollo del fitoplancton ya que se encuentra una columna de agua con temperaturas homogéneas, rica en nutrientes y con atenuación de la



radiación generada en parte por el aumento del florecimiento fitoplanctónico y las partículas suspendidas del fondo del lago (Wetzel, 2001).

Se observó que las variaciones en el tiempo de la Clor-*a*-int-L siguen el mismo patrón que la Clor-*a* integrada total, ya que constituye la fracción dominante en el lago Alchichica, principalmente por *Cyclotella alchichicana* (Oliva *et al.*, 2001). En relación con la Clor-*a*-int-S, los valores indican que su aporte siempre fue bajo. Al ser de talla pequeña son consumidas por el zooplancton, factor que limita su acumulación en la columna de agua.

La concentración mínima de la Clor-*a*-int-L fue de 5.3 mg m<sup>-2</sup> en mayo de 2018, en tanto que la concentración máxima fue de 999.4 mg m<sup>-2</sup> en enero del 2011. Para la Clor-*a*-int-S la concentración mínima fue de 4.3 mg m<sup>-2</sup> en enero de 2019 y máxima que se registró fue de 206.4 mg m<sup>-2</sup> en febrero del 2007.

La concentración de Clor-*a*-int-L y la Clor-*a*-int-S aumentó durante la mezcla invernal, cuando las temperaturas promedio del agua son bajas y la Z<sub>EU</sub> presenta sus valores mínimos. Los eventos climáticos a corto plazo pueden reflejarse como modificaciones en la composición de fitoplancton y en su patrón normal de floraciones anuales. Si el periodo de mezcla tiene una tendencia a reducirse por condiciones más cálidas en la superficie que permiten la formación de la diferencia de densidades entre las capas de agua, entonces es probable que ocurra un cambio en la composición de especies del fitoplancton. Sin embargo, Alcocer *et al.* (2022a) describe que la composición y estructura de la comunidad planctónica ha permanecido similar a lo largo de 20 años. Las clorofitas pequeñas, como *Monoraphidium minutum*, dominan la abundancia del fitoplancton, mientras que las diatomeas grandes, como *Cyclotella alchichicana*, dominan la biomasa.

Se detectaron dos oscilaciones: una anual, asociada con la monomixis cálida descrita para el lago Alchichica (Alcocer *et al.*, 2000), presente en la concentración de la Clor-*a*-int-L y la Clor-*a*-int-S; y una bienal (cada dos años), en la Clor-*a*-int-L, donde los años pares presentan una mayor concentración en comparación de Clor-*a* con los años nones, como se había sugerido anteriormente (Adame *et al.*, 2008; Ardiles *et al.*, 2012) (Figura 1).

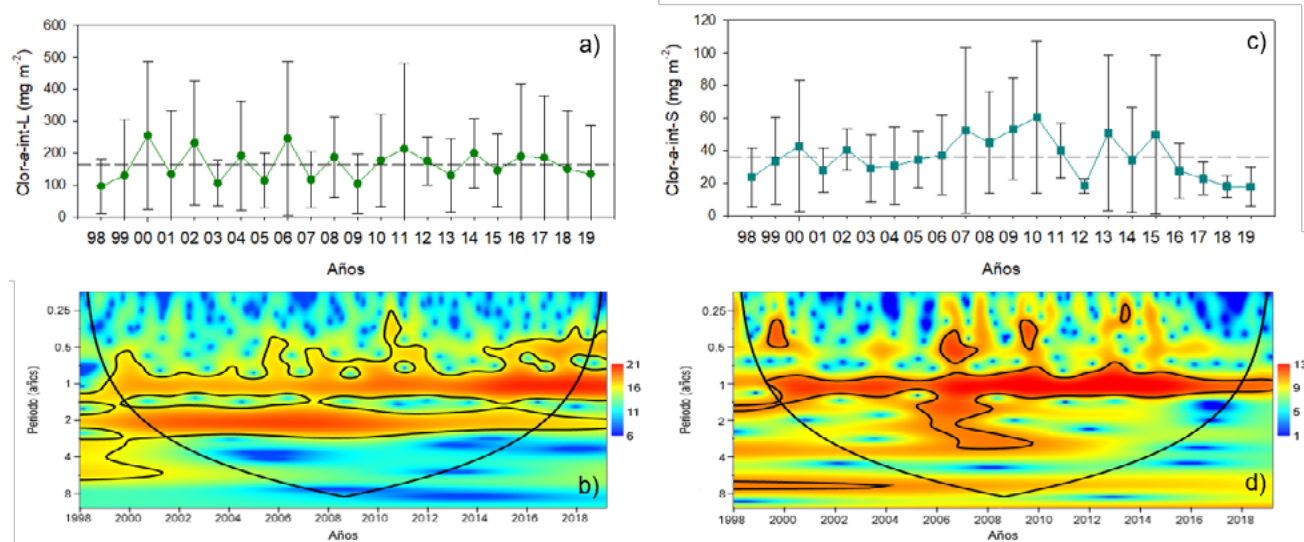


Figura 1. Concentración promedio ( $\pm$  desviación estándar) de la Clor-*a* integrada por año: (a) Clor-*a*-int-L y (c) Clor-*a*-int-S. Espectro de ondulitas para la concentración de (b) Clor-*a*-int-L y (d) Clor-*a*-int-S durante el periodo 1998-2019 en el lago Alchichica.

A partir de 1998 y hasta el 2008 los años pares presentaron una mayor concentración de Clor-*a*-int-L, en comparación con los años nones. Sin embargo, esta oscilación bienal fue constante a lo largo del periodo estudiado (Figura 1. a y b).

La Clor-*a*-int-S presentó además del ciclo anual, uno de cuatro años y otro aproximadamente de ocho años (Figura 1. c y d). Sin embargo, estos ciclos largos presentan un debilitamiento de la periodicidad a partir del 2015, siendo el más largo el que exhibe un poder de espectro menor (color naranja y amarillo), no significativo estadísticamente ( $p > 0.05$ ). Los cambios en el tiempo del espectro de potencia de estos periodos sugieren un comportamiento no estacionario de la serie temporal. La variabilidad de los ciclos (cortos y largos) de la Cl-a-S, que se corroboró en este estudio a través de los análisis de onduletas, indican que el comportamiento del picofitoplancton responde de manera más rápida ante las perturbaciones climáticas como los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS por sus siglas en español) (Alcocer *et al.*, 2022b).

## Conclusiones

Los periodos de variación cíclicos característicos de la Clor-*a*-int-L fueron, principalmente, el anual y el bienal. Para la Clor-*a*-int-S, solo se registró de manera continua el ciclo anual. Ambos ciclos se relacionaron con la hidrodinámica del lago. Existe evidencia de cambio climático en el cual la temperatura del lago mostró un aumento general de 0.7 °C. Esto se refleja en cambios en la dinámica de la  $Z_{EU}$ , observándose una tendencia a la reducción. No se observa una tendencia clara a la disminución de la  $Z_{MIX}$ .

## Agradecimientos

Se agradece el financiamiento otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (P220CCOR880369, 0956-N9111, 25430-T, 34893-T, 41667, 49923, 103332, 224893, 52387, 79893, 131689), Dirección General de Asuntos del Personal Académico, PAPIIT (IN204597, IN210806-3, IN221009, IN215512, IN208502, IN207206, IN225517, IN219220, IN231820), FES Iztacala PAPCA (2002-03, 2006-07, 2007-08, 2009-10, 2013-14, 2014-15), Programa de Investigación en Cambio Climático, UNAM (PINCC 2020-2021), y Secretaría de Sustentabilidad Ambiental y Ordenamiento Territorial (SSAOT) de Puebla. Al Programa de Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología (PCML) de la UNAM y al CONACyT por la beca de posgrado otorgada.

## Literatura citada

- Adame, M. F., J. Alcocer y E. Escobar. 2008. Size-fractionated phytoplankton biomass and its implications for the dynamics of an oligotrophic tropical lake. *Freshwater Biology* 53: 22-31.
- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez & G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27(5): 3166-3169.
- Alcocer, J. y A. Lugo. 2003. Effects of El Niño on the dynamics of Lake Alchichica, central Mexico. *Geofísica Internacional* 42(3): 523-528.
- Alcocer, J., A. Lugo, R. Fernández, G. Vilaclara, M. G. Oliva, L. A. Oseguera, R. A. Silva-Aguilera y Ó. Escolero. 2022a. 20 Years of Global Change on the Limnology and Plankton of a Tropical, High-Altitude Lake. *Diversity* 14(3):190. <https://doi.org/10.3390/d14030190>
- Alcocer, J., B. Quiroz-Martínez, M. Merino-Ibarra, L.A. Oseguera y M. Macek. 2022b. Using Wavelet Analysis to Examine Long-Term Variability of Phytoplankton Biomass in the Tropical, Saline Lake Alchichica, Mexico. *Water* 14(19): 1346. <https://doi.org/10.3390/w14091346>
- Arar, E.J. y 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. Cincinnati, 22 p.
- Ardiles, V., J. Alcocer, G. Vilaclara, L. A. Oseguera, L. Velasco. 2012. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large-sized phytoplankton. *Hydrobiologia*. 679: 77-90. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0853-7>
- Caballero, M. y G. Vázquez. 2020. Mixing patterns and deep chlorophyll a maxima in an eutrophic tropical lake in western Mexico. *Hydrobiologia* 847(20): 4161-4176
- Callieri, C. 2007. Picophytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Freshwater reviews*, 1(1), 1-29.
- Cuevas-Lara J.D., Alcocer J., Oseguera L.A. y Quiroz-Martínez B. 2016. Dinámica largo plazo (1999-2014) de la productividad primaria fitoplanctónica en el Lago Alchichica, Puebla. pp. 280-286. En: F. Paz Pellat, J. Wong González y R. Torres Alamilla (eds.). 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. 732 pp. ISBN 978-607-96490-4-3
- Filonov, A., I. Tereshchenko y J. Alcocer. 2006. Dynamic response to mountain breeze circulation in Alchichica, a crater lake in Mexico. *Geophysical Research Letters* 33: L07404. doi:10.1029/2006GL025901
- González Contreras C. G., J. Alcocer y L. A. Oseguera. 2015. Clorofila a fitoplanctónica en el lago tropical profundo Alchichica: un registro de largo plazo (1999-2010). *Hidrobiológica* 25 (3): 347-356
- Lewis, W. M. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference, pp. 43-64. In: Schiemer F. y K. Boland (eds.). *Perspectives in Tropical Limnology*. Academic. Publishing.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Oliva, M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta y M. R. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hidrobiologia* 466: 299-306.
- Oliva, M. G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta y L.A. Oseguera. 2009. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hidrobiologia* 466: 299-306
- Sieburth, Mc N., V. Smatacek y J. Lenz. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography* 23: 1256-1263
- Vilaclara, G., M. Chávez, A. Lugo, H. González y M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla state, Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25: 435-440.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystem*. Academic Press, San Diego. 1006 p.

## 2.7. Dinámica espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica en los canales del Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco

Capetillo-Colín Fernando<sup>1</sup>; Polo-Hernández Alejandro<sup>1,2</sup>; Ángeles-Vázquez José R.<sup>1</sup>; Ferrara-Guerrero María J.<sup>1,\*</sup> y Figueroa-Torres María G.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Ecología Microbiana, Departamento el Hombre y su ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, CDMX.

<sup>2</sup> Maestría en Ecología Aplicada, Departamento el Hombre y su ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, CDMX.

<sup>3</sup> Laboratorio de Ficología y Fitofarmacología, Departamento el Hombre y su ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, CDMX.

\* Autor para correspondencia: mj.ferraguerrero@gmail.com

### Resumen

La zona lacustre del polígono Puente de Urrutia, debido a su ubicación, presenta zonas con mucha influencia antrópica y otras de conservación. Con el fin de entender la reducción de CO<sub>2</sub> a biomasa primaria, se realizaron muestreos durante la temporada de lluvias (2021) y la temporada de secas (2022) en seis sitios con diferentes actividades humanas. Se relacionaron las variaciones de la biomasa fitoplanctónica y fitobentónica (medida como contenido de clorofila *a*) con el perfil físico-químico (MES, OD, temperatura, turbidez, pH, ORP, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ortofosfatos, N Total, F Total y COT) de la columna de agua. La concentración de *Chl a* en la columna de agua fue mayor durante la temporada de secas con concentraciones de 58.86 a 363.37 mg m<sup>-3</sup>, en comparación con la temporada de lluvias 9.68 a 195.12 mg m<sup>-3</sup>. En el sedimento superficial la concentración de clorofilas varió de 553.39 a 4 308.07 en época de lluvias y de 11 931.18 a 32 411.81 mg m<sup>-3</sup> en época de secas, alcanzando concentraciones entre 50 y 100 veces superiores a las obtenidas en la columna de agua. Los valores de *Chl a* en la columna de agua concuerdan con valores obtenidos en una laguna hipertrófica de Valencia, España, que van desde los 117 hasta los 766 mg m<sup>-3</sup>. Se observó que en el sedimento superficial la concentración de feopigmentos fue 150% mayor que los valores de *Chl a*, lo que resalta el papel de los sedimentos como sumideros de carbono orgánico.

**Palabras clave:** *Pigmentos fotosintéticos; Humedales; hipertrófico; fitobentos; sedimentos.*

### Abstract

The lacustrine area of Polígono Puente de Urrutia has areas with a great deal of human influence and others of conservation. In order to understand the reduction of CO<sub>2</sub> to biomass, samples were taken during the rainy season (2021). and dry season (2022), in six sites with different human activities. Variations in phytoplanktonic and phyto-benthic biomass (measured as chlorophyll *a* content) were related with the physical-chemical profile (MES, DO, temperature, turbidity, pH, ORP, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, orthophosphates, Total N, Total P and Total CO) of the water column. The concentration of *Chl a* in the water column was higher during the dry season with concentrations of 58.86 to 363.37 mg m<sup>-3</sup>, compared to the rainy season 9.68 to 195.12 mg m<sup>-3</sup>. In the surface sediment, the concentration of chlorophylls varied from 553.39 to 4,308.07 in the rainy season and from 11,931.18 to 32,411.81 mg m<sup>-3</sup> in dry season, reaching concentrations between 50 and 100 times higher than those obtained in the column of Water. The *Chl a* values in the water column agree with the values obtained in a hypertrophic lagoon in Valencia, Spain, ranging from 117 to 766 mg m<sup>-3</sup>. It was found that in the surface sediment the concentration of pheopigments was almost twice higher than the *Chl a* values, which highlights the role of sediments as organic carbon sinks.

**Keywords:** *Photosynthetic pigments; wetlands; hypertrophic; phytobenthos; sediments.*

## Introducción

Los humedales son ecosistemas extremadamente diversos y productivos (Mulkeen *et al.*, 2017). Poseen una vegetación hidrofílica característica que los distingue de los hábitats adyacentes (Tiner, 2012). A pesar de cubrir pequeñas áreas, entre el 4 y 6% de la superficie terrestre (Mitsch *et al.*, 2013), son fundamentales debido las funciones ecosistémicas que llevan a cabo, como la regulación de los regímenes hidrológicos, la recarga de mantos acuíferos, el amortiguamiento de los eventos climáticos (Elizalde *et al.*, 2005), así como los bienes y servicios que aportan a las poblaciones humanas, como la purificación de las aguas mediante procesos biológicos, el soporte de la biodiversidad y su capacidad de fungir como sumideros de carbono (Miller y Spoolman, 2012) el cual se ha estimado por encima de los  $15 \times 10^{14} \text{ kg}^{-1}$  de carbono mundial (Kayranli *et al.*, 2010).

El gran potencial de estos ecosistemas para regular la dinámica y flujo del C entre la fase acuática y la atmósfera está determinado por sus características físico-químicas, las cuales propician un ambiente adecuado para actuar como sumidero o fuente de carbono (Mitsch y Gosselink, 2015; Lolu *et al.*, 2020), proveen el secuestro, almacenamiento y reciclaje del  $\text{CO}_2$  en el sistema (Whitting y Chanton, 2001) mediante el balance entre tres procesos principales: la alta tasa de productividad primaria, donde, utilizando la energía luminosa, el fitoplancton y las macrófitas incorporan el  $\text{CO}_2$  en forma de celulosa y materia orgánica gracias a su capacidad fotoautótrofa (Madigan *et al.*, 2015); el enriquecimiento de nutrientes y compuestos orgánicos por factores externos; y la deposición y acumulación de estos compuestos en forma de detrito en el suelo y los sedimentos, derivado de las bajas tasas de descomposición en estos sistemas (Hernández, 2010; Miria y Khan, 2014).

México es el segundo país con mayor número de sitios registrados, su número asciende a los 142 sitios y con cerca del 16.8% de su territorio perteneciente a sistemas de humedales. Sin embargo, la pérdida acelerada de casi 60% de estos ecosistemas hace crucial la elaboración de estrategias que fomenten su conservación (Landgrave y Moreno, 2012).

De entre los humedales de importancia internacional destaca la Zona lacustre de Xochimilco, fue declarado como “Patrimonio Natural y Cultural de la Humanidad” por la UNESCO en 1987, como ANP en 1992, bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”. En el 2004 la Convención Internacional sobre Humedales Ramsar inscribió a la zona lacustre de Xochimilco en la Lista de Humedales de Importancia Internacional con la denominación “Sistema Lacustre Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco (Gaceta Oficial del Distrito Federal, 2006; en Figueroa *et al.*, 2015).

La incorporación excesiva de nutrientes ha ocasionado un desequilibrio en las condiciones físicas, químicas y biológicas que promueven en algunos casos, el incremento desmedido de las comunidades fitoplanctónicas (Bermejo y González, 2011). A pesar de ello, estas comunidades componen el primer eslabón de la cadena trófica del sistema debido a su papel en la incorporación y flujo del carbono orgánico, la liberación de grandes cantidades de  $\text{O}_2$  y su papel en la depuración de las aguas contaminadas (Berger, 1989, Quiroz *et al.*, 1999; Ramos y Salazar, 1990; en Figueroa *et al.*, 2008; Gil *et al.*, 2013). Su participación en más del 45% de la productividad primaria neta en los sistemas acuáticos, las convierte en una expresión de la productividad primaria de los mismos (Falkowski *et al.*, 2004).

Las clorofilas, responsables del inicio de la fase luminosa de la fotosíntesis y los pigmentos antenas y accesorios son un constituyente distintivo con una distribución universal entre algas y cianobacterias fotoautótrofas (Arredondo y Voltolina, 2007). Los cuales sirven como herramientas para determinar índices de biomasa fitoplanctónica (Reynolds, 2006), ya que permiten extrapolar su concentración en términos de abundancia y productividad, así como reconocer grandes grupos taxonómicos (Boulion y Hakason 2003, Hernández *et al.*, 2015) e incluso son utilizados como indicadores del estado trófico del sistema.

Con el objetivo de comprender la reducción del CO<sub>2</sub> a biomasa primaria en la zona lacustre de Xochimilco, se determinó la biomasa fitoplanctónica y fitobentónica (medida como contenido de *Cl a*) en el Polígono Puente de Urrutia y su relación con la calidad fisicoquímica del agua.

## **Materiales y métodos**

### *Trabajo de campo*

La presente investigación fue realizada en el Polígono Puente de Urrutia, ubicado en el límite sur del Sistema Lagunar Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. Los muestreos fueron realizados durante la temporada de lluvias (junio 2021) y la temporada de secas (febrero 2022), en seis sitios ubicados en los canales del Polígono, los cuales fueron seleccionados según sus características y actividades antrópicas adyacentes. Se midieron parámetros físico-químicos como la profundidad y turbidez (Ds) con un disco de Secchi, el pH, potencial de óxido-reducción (ORP), saturación de oxígeno disuelto (OD) y temperatura del agua de superficie, del agua de fondo y de la interface agua-sedimento utilizando un multiparamétrico de mano marca “Hanna”, además para agua de fondo se determinaron materiales en suspensión (MES) mediante el método propuesto por (Banse *et al.* 1963) y de nutrientes inorgánicos como amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) así como Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT) y Carbono Orgánico Total (COT) mediante técnicas colorimétricas (APHA, 2005).

Para la determinación de pigmentos fotosintéticos se realizaron filtraciones utilizando un sistema Millipore y membranas Whatman GF/F de 47 mm de diámetro y 0.45 μm de poro hasta su saturación protegiéndolas de la luz. Para los pigmentos presentes en el sedimento superficial, las muestras fueron obtenidas con una draga tipo pala y nucleadores manuales, depositando 5 cm<sup>3</sup> de sedimento superficial en frascos ámbar estériles, en ambos casos se agregó MgCO<sub>3</sub> y se mantuvieron en ausencia de luz a 4 °C hasta su procesamiento en laboratorio.

### *Trabajo de laboratorio*

La determinación de pigmentos fotosintéticos se realizó por el método espectrofotométrico de acuerdo a lo establecido por Barreiro y Signoret (1999), que consiste en extraer los pigmentos con un solvente orgánico (acetona al 90%) durante 24 horas a 4 °C. Para el caso del sedimento, se utilizaron 5 cm<sup>3</sup> en peso húmedo. Posteriormente se centrifugaron a 4500 rpm durante 15 minutos. El sobrenadante fue extraído para la medición de su absorbancia a longitudes de onda de 750nm, 664 nm, 647 nm, 630 nm, y 665 nm para la determinación de clorofila (*a* y *b*), el sobrenadante fue acidificado con HCL al 0.3 M y leído a 750 nm y 650 nm para la determinación de feopigmentos, lo cual fue realizado utilizando un espectrofotómetro HACH DR 3900. Los cálculos para la determinación de las concentraciones de *Cl a* y *b* se realizaron aplicando las fórmulas de Jeffrey y Humphrey (1975) y para feopigmentos las fórmulas propuestas por Lorenzen (1967) descritas por Barreiro y Signoret (1999).

### *Análisis de datos*

Se realizó un análisis de correspondencia canónica en el software PAST para conocer la relación que tienen las variables físicas y químicas sobre la concentración de pigmentos fotosintéticos en las seis estaciones de muestreo, en ambas temporadas.

## **Resultados y discusión**

### *Perfil físico-químico*

Los parámetros obtenidos durante los muestreos permitieron realizar la caracterización del perfil físico-químico de la columna de agua y la zona de interfase agua-sedimento, lo cual permitió observar los cambios espacio-temporales de los sitios muestreados (Cuadro 1). En el caso de la turbidez, se obtuvieron valores por debajo de los 0.5 m, característica de ecosistemas acuáticos eutróficos (Carlson, 1980; en Moreno *et al.*, 2010). Estos valores de turbidez suelen estar asociados a la presencia de materiales en suspensión, los cuales en el presente estudio variaron entre 2.64 y 56 mg l<sup>-1</sup>, valores que entran dentro de los rangos reportados en la zona lacustre de Xochimilco en el periodo de 2009 a 2019 (Berdeja, 2022), mientras que el pH obtenido (6.3-7.5) es característico de cuerpos de agua cercanos a asentamientos urbanos (Sánchez *et al.*, 2007; en Berdeja, 2022).

**Cuadro 1. Perfil físico-químico de los canales del Polígono Puente de Urrutia en dos temporadas.**

Estación	Prof (cm)	Ds (cm)	Temporada de lluvias (junio, 2021)											MES (mg l <sup>-1</sup> )
			Temperatura (°C)			pH		OD (%)			ORP (mV)			
			S	F	F-SS	S	F	S	F	F-SS	S	F	F-SS	
<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	40	15	24.26	23.51	7	15.4	6.9	-30.3	-39.3	11.83				
<b>Entrada a Canal de Tezuilo</b>	80	25	22.47	22.15	22.15	7.2	7.4	5.4	5.4	4.6	-5.1	5.7	-33	9.16
<b>Centro Canal de Tezuilo</b>	75	45	22.54	21.75	21.72	6.5	6.5	4	4	3.3	8.4	11.3	-56.8	2.65
<b>Laguna de Tezuilo</b>	75	50	23.48	22.09	21.73	6.6	7.2	3.8	3.8	2.8	-1.9	-4.7	-169	25.85
<b>Entrada al Paraje Puente de Urrutia</b>	105	55	23.33	21.79	21.79	7	7.3	8.3	6.1	5	16.2	32.1	-30.2	12.4
	40	40	22.66	22.04	7.4	4.7	4.5	36	27.4	12.89				
Temporada de secas (febrero, 2022)														
<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	35	22	17.05	16.91	7	61.6	13	130	33	22.79				
<b>Entrada a Canal de Tezuilo</b>	70	30	17.01	15.4	15.39	6.9	7.3	18.3	7	7	-83	-7	-6.5	40.74
<b>Centro Canal de Tezuilo</b>	43	30	16.37	16.22	6.9	42.3	39.4	-25.2	-29.8	51.43				
<b>Laguna de Tezuilo</b>	72	26	17.16	16.57	16.34	7.5	7.3	98	16.8	9.8	105.3	152.2	134	56.00
<b>Entrada al Paraje Puente de Urrutia</b>	105	50	17.56	17.47	16.75	6.6	7	5	48	13.5	-20.3	68.1	-57	15.43
	100	50	16	14.89	14.67	7.2	6.3	45	32.5	21.4	26.5	37	32.4	15.38

S: agua superficial; F: agua de fondo; F-SS: interface agua de fondo - sedimento superficial, Ds: transparencia, OD: oxígeno disuelto, ORP: potencial óxido-reducción, MES: materiales en suspensión.

El porcentaje de saturación de OD fue generalmente mayor en la época de secas (invierno). Se puede apreciar que la temperatura fue mayor en la época de lluvias a finales de primavera, lo que puede explicar el bajo coeficiente de solubilidad del oxígeno durante esta época del año (Miracle *et al.*, 1987). Con respecto al ORP, los valores más electronegativos se obtuvieron en la época de lluvias en donde el porcentaje de saturación de OD fue menor, mientras que en época de secas, en donde hubo una saturación de OD más alta corresponden a los valores más electropositivos de ORP. En las zonas con mayor oxígeno, los procesos de oxidación son mayores y por lo tanto los valores de ORP más electropositivos.

La variación en los valores de ORP obtenidos en el presente estudio (-83 a 152.2 mV) indican que el ecosistema tiende a ser un ambiente reductor (Lynch y Poole, 1979; Fuentes, 2002; en Campaña *et al.*, 2017).

En cuanto al contenido de nutrientes totales y nutrientes inorgánicos (Cuadro 2) el sistema mostró un comportamiento heterogéneo a pesar de su condición hipertrófica global (López *et al.*, 2015). Este ha sido descrito anteriormente y asociado a la cercanía de asentamientos humanos y a los diferentes usos de suelo presentes en cada uno de los sitios (CONACyT-CONAGUA, 2012; Abeja *et al.*, 2015). Los valores superiores a 0.1 mg l<sup>-1</sup>, obtenidos en el presente estudio, corresponden, según Lampert y Sommer, (2008) a sistemas hipertróficos con gran presencia de actividades antrópicas. En el caso del COT, durante el periodo de lluvias se obtuvieron concentraciones de 6.3 a 34 mg l<sup>-1</sup>, encontrándose dentro del rango reportado por Berdeja (2022) que van de 5.7 a 92.65 mg l<sup>-1</sup> en una recopilación de 9 años de investigaciones sobre la evolución del perfil físico-químico en agua superficial y agua de fondo, mientras que los valores obtenidos durante la época de secas sobrepasan los registrados en la misma recopilación, con valores de hasta 192 mg l<sup>-1</sup>.

Con respecto a los nutrientes inorgánicos, las concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fueron de 1.15 a 14.5 mg l<sup>-1</sup>, excediendo las reportadas por Abeja *et al.* (2015) y el informe de validación de campo CONACyT-CONAGUA (2012), superando el número permisible en NOM-127-SSA1-1994 de 0.5 mg l<sup>-1</sup>. mientras que las concentraciones de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (0.01 - 0.04 mg l<sup>-1</sup>) y el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (0.01 - 0.16 mg l<sup>-1</sup>) se mantuvieron siempre por debajo del número permisibles establecido de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> de 0.05 mg l<sup>-1</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 10 mg l<sup>-1</sup>. La principal forma de nitrógeno inorgánico utilizado con mayor frecuencia por el fitoplancton es el amonio, nutriente que predominó en el sitio de estudio, lo que puede indicar una intensa actividad heterotrófica debido a la degradación de la materia orgánica (Hernández y Ocanto, 2010).

**Cuadro 2. Estimación de nutrientes en el agua de fondo en dos temporadas de los años 2021 y 2022 (expresados en mg l<sup>-1</sup>).**

Estación	Temporada de lluvias (junio, 2021)							
	FT	NT	COT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	
<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	11	5	15	6.24	0.03	0.13	4.90	
<b>Entrada a Canal de Tezuilo</b>	1.6	2	13	1.15	0.01	0.06	1.30	
<b>Centro Canal de Tezuilo</b>	3.1	2	34	1.83	0.02	0.07	0.80	
<b>Laguna de Tezuilo</b>	6.2	3	29	10.90	0.03	0.16	1.00	
<b>Entrada al Paraje</b>	2.5	21	6.3	8.10	0.02	0.07	2.10	
<b>Puente de Urrutia</b>	0.2	5	32	9.80	0.02	0.01	1.90	
Estación	Temporada de secas (febrero, 2022)							
	<b>Borde Canal de Apatlaco</b>	6.3	0	163	14.15	0.01	0.02	4.10
	<b>Entrada a Canal de Tezuilo</b>	7.2	0	144	7.35	0.01	0.06	2.20
	<b>Centro Canal de Tezuilo</b>	n/d	n/d	n/d	3.70	0.02	0.08	2.20
	<b>Laguna de Tezuilo</b>	n/d	n/d	n/d	7.29	0.04	0.15	1.20
	<b>Entrada al Paraje</b>	33.4	51	192	8.28	0.01	0.03	1.90



**Puente de Urrutia**                      3                      67                      126                      5.25                      0.02                      0.04                      1.60

FT: Fósforo Total; NT: Nitrógeno total; COT: Carbono Orgánico Total; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Nitrógeno en forma de Amonio; N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: Nitrógeno en forma de Nitritos; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrógeno en forma de nitratos; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: Orto fosfatos.

### Pigmentos fotosintéticos

La concentración de *Cl a* del fitoplancton en la columna de agua en temporada de lluvias tuvo valores mínimos de 9.68 mg m<sup>-3</sup> en la columna de agua de la estación de Puente de Urrutia y máximos de 195.12 mg m<sup>-3</sup> en el agua de superficie ubicada en la entrada del Canal de Tezhuilo (Figura 1); la concentración de *Cl a* en el bentos fue mucho mayor, con un valor mínimo de 553.39 y un máximo de 4 308.07 mg m<sup>-3</sup> (peso húmedo) en la estación Entrada al Paraje y en la Laguna de Tezhuilo, respectivamente (Figura 2). En la temporada de secas, se registraron valores menores en la columna de agua (entre 58.86 a 64.76 mg m<sup>-3</sup>) en Puente de Urrutia y máximos en la Laguna de Tezhuilo (de 315.88 a 363.37 mg m<sup>-3</sup>). En promedio, las concentraciones de *Cl a* obtenidas en la época de secas en el presente estudio se encuentran dentro del rango de los valores reportados en una laguna litoral hipertrófica en la Albufera de Valencia, los cuales se encontraron entre los 117 y los 766 mg m<sup>-3</sup> (Miracle *et al.*, 1987).

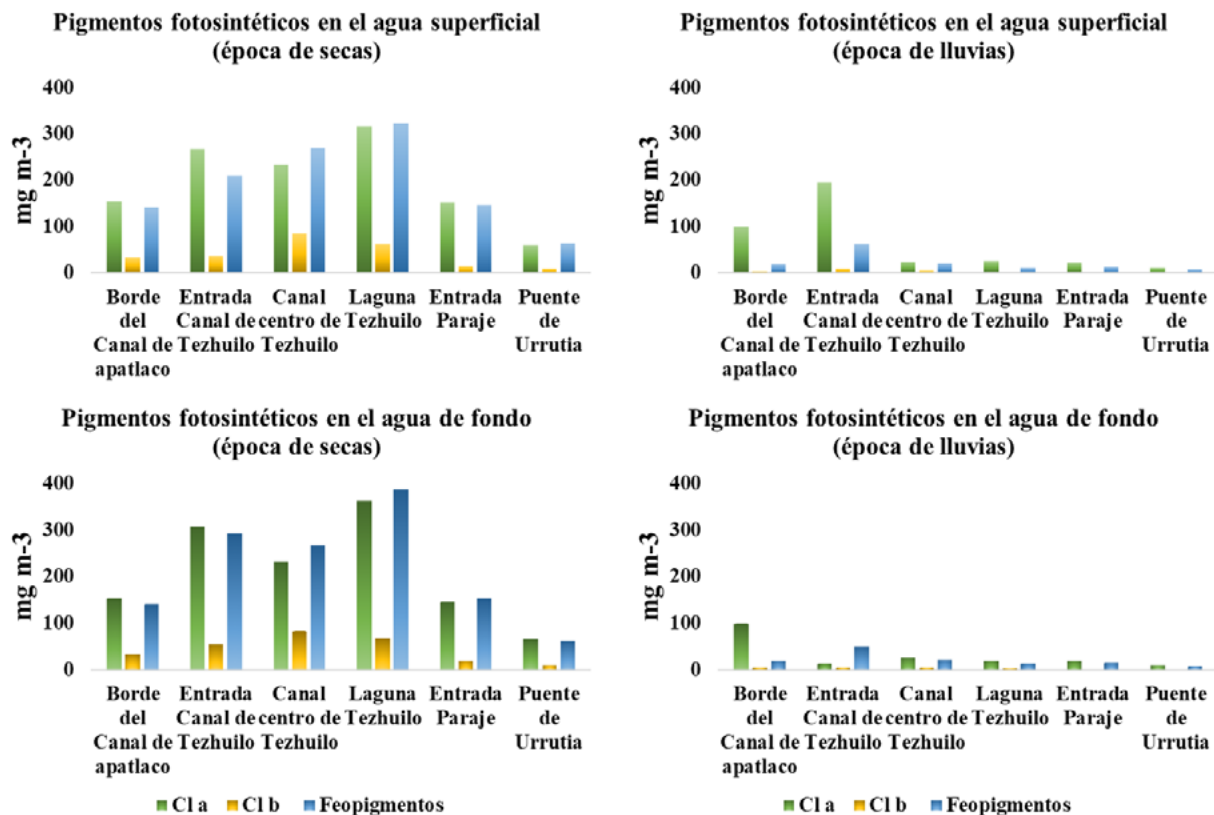


Figura 1. Concentración de pigmentos fotosintéticos en la columna de agua en dos temporadas.

Con respecto a la *Cl b* se obtuvieron valores menores en comparación con la concentración de *Cl a*. En época de lluvias los valores oscilaron entre 0.33 y 8 mg m<sup>-3</sup> en la columna de agua y entre 405.8 a 2 754.8 mg m<sup>-3</sup> en el sedimento superficial. Mientras que en época de secas las concentraciones variaron entre 8.9 a 83.7 mg m<sup>-3</sup> y entre 2 761 a 7 415.5 mg m<sup>-3</sup> (peso húmedo) en la columna de agua y sedimento, respectivamente. En un estudio realizado en la zona chinampera de Xochimilco por Ferrara *et al.* (2014) se reportaron concentraciones de *Cl a* de 5.9 a 17.7 mg m<sup>-3</sup> en época de lluvias y en secas valores de 9.3 a 27.4 mg m<sup>-3</sup>. Para el caso de *Cl b* reportan valores superiores a los de *Cl a*, de 13.3 a 74.2 y de 18.2 a

109.7 mg m<sup>-3</sup> en época de lluvias y secas, respectivamente. Así como la *Cl a* es considerada como un marcador universal de la abundancia del fitoplancton, otros tipos de clorofilas pueden ser indicadores de la abundancia de grupos de algas específicos (Picazo, 2015), por ejemplo, la *Cl b* es propia de las clases fitoplanctónicas: Euglenophyceae y Chlorophyceae (Parra *et al.*, 1982; Mora *et al.*, 2002; en Rodríguez, 2012).

La concentración de *Cl a* en el sedimento superficial alcanzó valores que van desde los 11 931.18 hasta los 32 411.81 mg m<sup>-3</sup> (peso húmedo) (Figura 2), lo que resalta la importancia de estos ecosistemas como sumideros de carbono orgánico. Una gran cantidad de pigmentos puede estar temporalmente en los sedimentos debido a la degradación a feopigmentos y a la incorporación de materia húmica, es por eso que este tipo de pigmentos fotosintéticos son los más abundantes en los sedimentos, además son de importancia ecológica debido a su uso como bioindicadores de fuentes de carbono orgánico particulado (Yi *et al.*, 1993; Bianchi y Lambert, 1995; en Marín *et al.*, 1997).

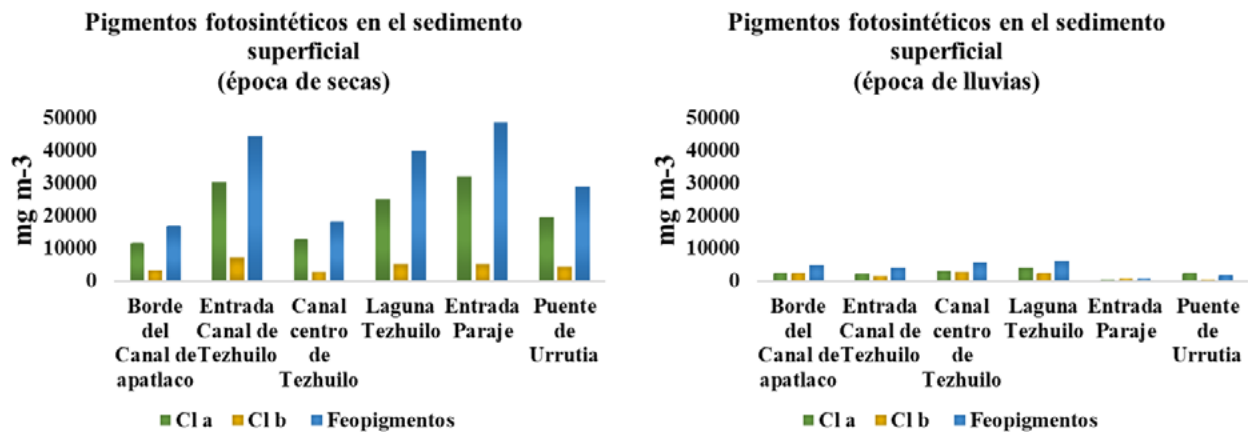


Figura 2. Concentración de pigmentos fotosintéticos del sedimento superficial en dos temporadas.

A pesar del estado hipertrófico general del sistema el Análisis de Componentes Principales permitió establecer las asociaciones que representan la dinámica dentro del sistema. En primer lugar, las grandes concentraciones de COT dentro del sistema y su poca o nula asociación con la concentración de los pigmentos fotosintéticos (Figura 3 y 4) nos indica que el sistema funciona como un reservorio de Carbono, sin embargo, esta propiedad es adquirida en menor medida por la incorporación de CO<sub>2</sub> por actividad fotosintética (Madigan *et al.*, 2015) y en mayor medida por el vertimiento de grandes cantidades de nutrientes y compuestos orgánicos, los cuales, son acumulados como detritos en sus sedimentos (Hernández, 2010; Miria y Khan, 2014), fenómeno que concuerda a su vez, con la gran cantidad de feopigmentos presentes.

A pesar de lo anterior, la asimilación autótrofa del carbono en este sistema no es despreciable. La estrecha asociación entre el %OD y la concentración de pigmentos fotosintéticos que se puede observar durante ambas temporadas (Figura 3 y 4), permiten afirmar que la actividad autótrofa continua activa y es esencial para la producción y concentración de O<sub>2</sub> en la columna de agua.

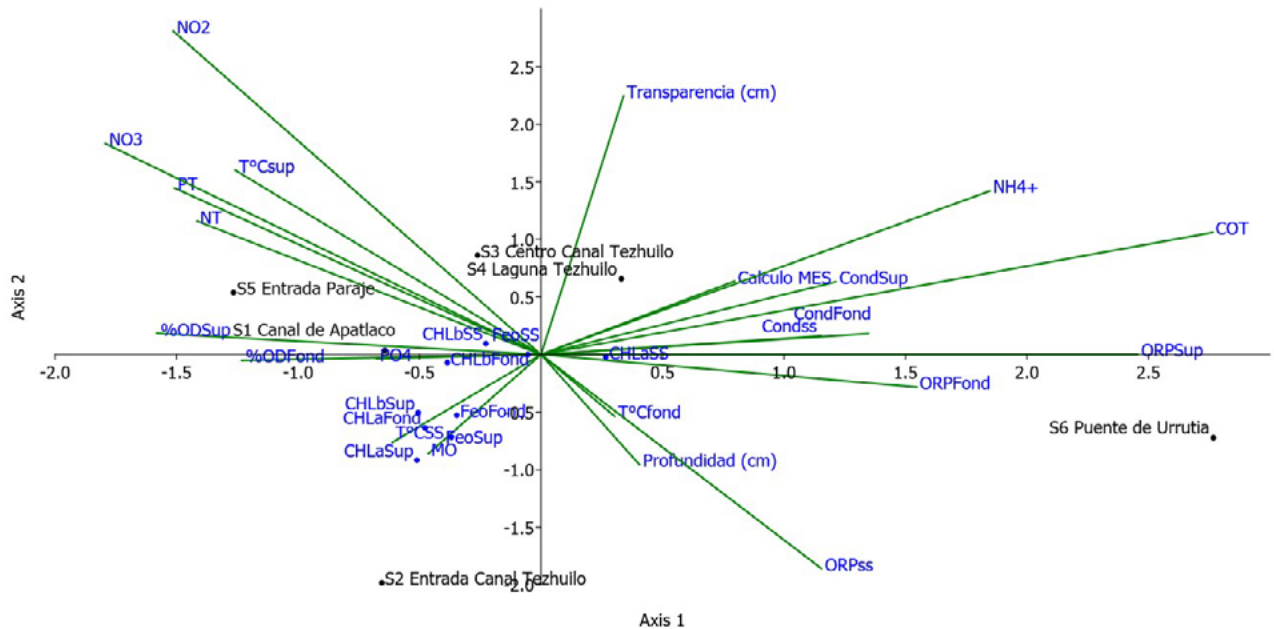


Figura 3. Análisis de correspondencia canónica entre la concentración de pigmentos fotosintéticos contra el perfil físico-químico en temporada de lluvias.

Entre los factores que adquieren importancia cuando se habla de regular la asimilación autótrofa del Carbono en estos ecosistemas están la disponibilidad de luz y de nutrientes para los productores primarios. El exceso de nutrientes, incluso aquellos que son considerados limitantes como el NT y el PT (Berdeja, 2022) ocasionan que no exista una asociación directa entre ellos y la producción de biomasa primaria efectuada en el sistema (Figura 3 y 4), pero su acumulación en la columna de agua y sedimentos, brinda el sustrato para que se puedan llevar a cabo sus procesos metabólicos e importantes interacciones biogeoquímicas (Williams *et al.*, 2008; en Picazo, 2015; Kennish y Perl, 2010; en Salcedo *et al.*, 2019). No se encontró una asociación entre la concentración de pigmentos fotosintéticos y la profundidad (Figura 3 y 4), esto puede deberse a la poca transparencia que presentan estos ecosistemas, evitando los procesos de inhibición por el exceso de luz, lo que explica que las tasas de fotosíntesis más altas se lleven a cabo en capas más profundas (Wetzel, 2001).

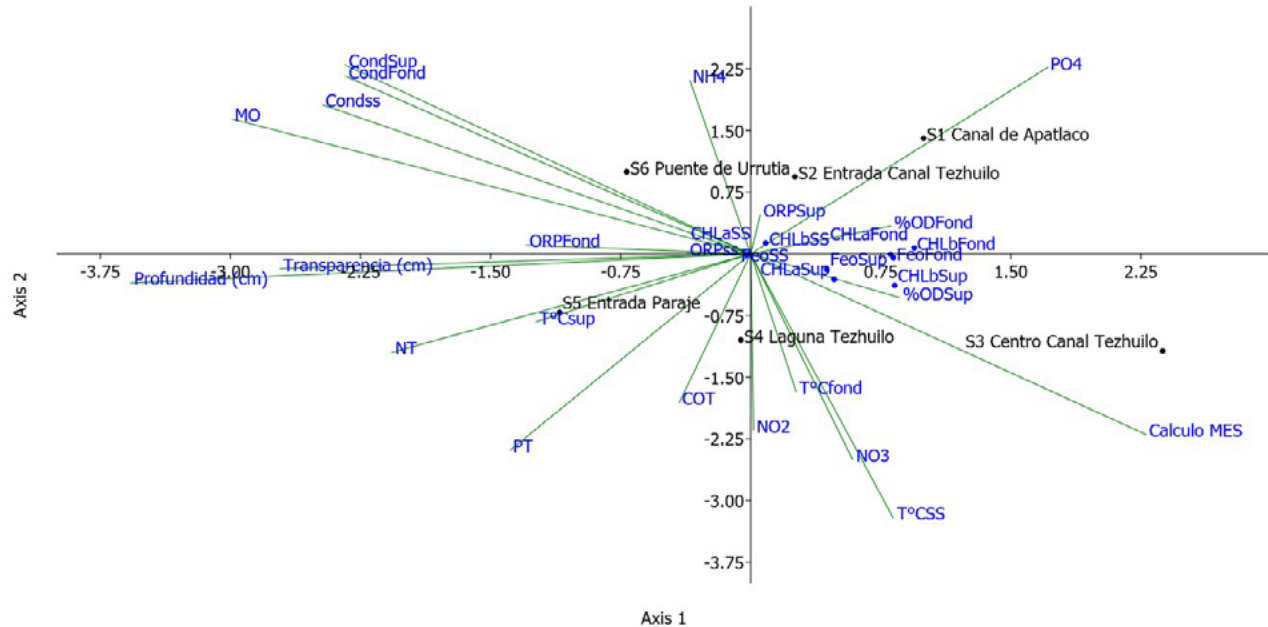


Figura 4. Análisis de correspondencia canónica entre la concentración de pigmentos fotosintéticos contra el perfil físico-químico en temporada de secas.

Otro parámetro esencial a tomar en cuenta dentro de estas interacciones biogeoquímicas es el potencial óxido-reducción, este parámetro suele estar asociado directamente con las concentraciones de OD, sin embargo, el ORP en ocasiones electronegativo, a pesar de la presencia de oxígeno, puede estar siendo afectado por factores externos, como el vertimiento de grandes cantidades de materia orgánica (Serra *et al.*, 1984; Burdige, 2007) y los cambios internos que esto puede ocasionar como elevar el flujo y concentración de formas reducidas del nitrógeno, como el  $\text{NH}_4^+$  y el  $\text{N}_2$  Kjeldahl (Kirk, 2004) formas presentes en mayor cantidad, en comparación con compuestos oxidantes como el  $\text{NO}_3^-$ , cuyas concentraciones se encontraron muy por debajo de las esperadas para sistemas con características hipertróficas y produciendo así un ambiente reductor en el sistema (González *et al.*, 2004).

## Conclusiones

- A pesar del estado hipertrófico que se presenta en el Polígono Puente de Urrutia, el sistema continúa desempeñando un papel importante en la regulación de ciclo del C fungiendo como un reservorio y que puede encontrarse en un proceso de resiliencia y adaptabilidad a las condiciones actuales del medio.
- Esta función de reservorio se efectúa principalmente por el ingreso y deposición de materia orgánica particulada y disuelta, sin embargo, las altas concentraciones de clorofila sugieren que una fracción significativa del carbono atrapado puede provenir de la reducción del  $\text{CO}_2$  por la actividad fotosintética, la cual provee el sustrato y oxígeno necesario para sustentar las actividades metabólicas en los diferentes niveles de organización en el sistema.
- En el sedimento superficial, la producción de biomasa primaria alcanzó valores de hasta 100 veces mayores a las encontradas en la columna de agua, evidenciando que la actividad autótrofa no se encuentra restringida únicamente a la columna de agua, por lo que el fitobentos es el responsable en estos sistemas de proveer de biomasa primaria al ecosistema; lo anterior hace necesario realizar más estudios sobre la dinámica de producción de fitobentos en este tipo de humedales para evaluar de manera más eficiente la producción de biomasa primaria.

## Literatura citada

- Abeja-Pineda, O., E. López-López, L. Favari and J. E. Sedeño-Díaz. 2015. Algal growth potential and oxidative stress in *Ankistro falcatus* exposed to waters from Xochimilco Lake sistema, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 18:221-231. DOI:10.1080/14634988.2015.1040709.
- APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC.
- Arredondo-Vega, B. O. y D. Voltolina. 2007. Determinación de pigmentos por espectrofotometría. pp. 59-68. En: Arredondo-Vega, B. O. y D. Voltolina (eds). Métodos y herramientas analíticas en la evaluación de la biomasa microalgal. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Baja California Sur, México.
- Banse, K., C. P. Falls and L. A. Hobson. 1963. A gravimetric method for determining suspended matter in sea water using Millipore filters. *Deep Sea Research* 10:639-642.
- Barreiro-Güemes, M. T. y M. Signoret-Poillon. 1999. Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros. Métodos de evaluación. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 77 p.
- Berdeja-Núñez, D. J. 2022. Evolución físico-química del corredor turístico del Canal Nacional y zona lacustre adyacente de Xochimilco, durante un periodo de 9 años. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 36 p.
- Bermejo, M. G. y R. González-de Zayas. 2011. Productividad primaria en Laguna Larga, Cayo Coco, Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras* 3:31-41.
- Boulion, V. and A. Hakason. 2003. A new General Dynamic Model to Predict Biomass and Production of Bacterioplankton in Lakes. *Ecological Modeling* 160:91-114.
- Burdige, D. J. 2007. Preservation of organic matter in marine sediments: controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets?. *Chemical Reviews* 107:467485.
- Campaña, A., E. Gualoto y V. Chiluisa-Utreras. 2017. Evaluación físico-química y microbiológica de la calidad del agua de los ríos Machángara y Monjas de la red hídrica del distrito metropolitano de Quito. *Bionatura* 2:305-310. DOI:10.21931/RB/2017.02.02.6.
- CONACyT-CONAGUA. 2012. Segundo Informe de Validación en Campo, Zona Lacustre Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco.
- Elizalde, B., A. E. Hernández y B. V. Moya. 2005. Los Humedales Ante el Cambio Climático. *Investigaciones Geográficas (Esp)* (37):127-132.
- Falkowski, P. G., M. E. Katz, A. H. Knoll, A. Quigg, J. A. Raven, O. Schofield and F. J. R. Taylor. 2004. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science* 305:354-360. DOI:10.1126/science.1095964.
- Ferrara-Guerrero, M. J., M. Hernández-Hernández, J. R. Ángeles-Vázquez, A. Ponce-Mendoza, M. G. Figueroa-Torres y R. C. Vargas-Solís. (2014). La nitrificación microbiana como indicadora de la calidad del agua en los canales de la zona chinampera de Xochimilco (México). pp. 35-44. En: Figueroa-Torres, M. G., F. Linares-Jauregui, M. J. Ferrara-Guerrero y J. Castro-Mejía (eds.). Manejo integral de la cuenca de Xochimilco y sus afluentes. Universidad Autónoma Metropolitana: México.
- Figueroa-Torres, M. G., D. Santos-Zafra y A. A. Velasco-González. 2008. Ficoflora de Xochimilco, parte I: Diatomeas y Clorofitas. *Contribuciones Científicas Serie Académicos CBS: UAM*. México. 122 p.
- Figueroa-Torres, M. G., F. Arana-Magallón, S. Almanza-Encarnación, M. G. Ramos-Espinosa y M. J. Ferrara-Guerrero. 2015. Microalgas del Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, México. *CienciaUAT* 92:15-29.
- Gil-Águilar, J., E. Labastida-Estrada, R. Mineros-Ramírez, E. Ramírez-Pérez y R. M. Romero. 2013. Estimación de la producción primaria y biomasa del fitoplancton y su relación con algunas condiciones ambientales en la Laguna de Chautengo. Guerrero (Febrero 2009). *Revista Digital del Departamento El Hombre y Su Ambiente* 2:1-16.
- Gonzales, R., Vaffillo, I., Rodríguez, R. y Carrasco, F. 2004. Sistema Redox en un Acuífero Carbonatado Afectado por Lixiviado de Basureros. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, n.4, p.71-79
- Hernández, M. E. 2010. Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana* 28:137-147.
- Hernández-Becerril, D. U., L. F. López-Tachiquín, M. L. Machain-Castillo y M. A. Monreal-Gómez. 2015. Distribución de pigmentos fotosintéticos del fitoplancton del Golfo de Tehuantepec en verano (junio, 2003): importancia del picofitoplancton. *Hidrobiológica* 25:365-374.
- Hernández-Tovar, D. A. y J. C. Ocanto-Cardozo. 2010. Caracterización físico-química, bacteriológica, pigmentos fotosintéticos y sedimentológicas de la laguna El Hato Sector La Isleta, Isla de Margarita, Edo. Nueva Esparta, durante el periodo enero-diciembre 2009. Tesis de Licenciatura. Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar. Boca del Río, Venezuela. 155 p.
- Kayranli, B., N. Scholz, A. Mustaf and A. Hedmark. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands* 30:111-124. DOI:10.1007/s13157-009-0003-4.
- Kirk, G. 2004. The biogeochemistry of submerged soils. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, Reino Unido. 291 p.
- Lampert, W. and U. Sommer. 2008. Book review. *Limnology: The Ecology of Lakes and Streams*. *Journal of Plankton Research* 30:489-490. DOI:10.1093/plankt/fbn013.
- Landgrave, R. y P. Moreno-Casasola. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación ambiental. Ciencia y política pública* 4:19-35.
- Lolu, A. J., A. S. Ahluwalia, M. C. Sidhu, Z. A. Reshi and S. K. Mandotra. 2020. Carbon Sequestration and Storage by Wetlands: Implications in Climate Change Scenario. In: Upadhyay, A., R. Singh and D. Singh (eds.), pp. 45-58. *Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment*. Springer. DOI: 10.1007/978-981-13-7665-8\_4.
- López-Mendoza, Z., R. Tavera y E. Novelo. 2015. El fitoplancton de un canal de Xochimilco y la importancia de estudiar ecosistemas acuáticos urbanos. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 18:13-28.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko, K. S. Bender, D. H. Buckley y D. A. Stahl. 2015. Brock. *Biología de los microorganismos*. Décimo cuarta edición. Pearson Educación. Madrid, España. 1099 p.



- Marín-Leal, J. C., M. E. Romero-González., M. Colina-de Vargas and H. Ledo-de Medina. 1997. Pigments determination in sediments from a tropical waterbody. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia* 20:87-93.
- Miller, T. and S. Spoolman. 2012. *Living in the environment*. Learning. Seventeenth Edition. Brooks/Cole, Cengage Learning. California, USA.
- Miracle, M. R., J. M. Soria., E. Vicente y S. Romo. 1987. Relaciones entre la luz, los pigmentos fotosintéticos y el fitoplancton en la Albufera de Valencia, Laguna Litoral Hipertrófica. *Limnética* 3:25-34.
- Miria, A. and A. B. Khan. 2014. Sediment carbon storage of two main wetlands in Pondicherry, India. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2:332-339.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2015. *Wetlands*. Fifth Edition. Wiley. New York, USA. 744 p.
- Mitsch, W. J., B. Bernal., A. M. Nahlik., Ü. Mander., L. Zhang., C. J. Anderson and H. Brix. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology* 28:583-597. DOI:10.1007/s10980-012-9758-8.
- Moreno-Franco, D. P., J. Quintero-Manzano y A. López-Cuevas. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78:25-33.
- Mulkeen, C. J., E. Gibson-Brabazon., C. Carlin., C. D. Williams., M. G. Healy., P. Mackey and M. J. Gormally. 2017. Habitat suitability assessment of constructed wetlands for the smooth newt (*Lissotriton vulgaris* [Linnaeus, 1758]): A comparison with natural wetlands. *Ecological Engineering* 106:532-540. DOI:10.1016/j.ecoleng.2017.06.005.
- Picazo-Mozo, A. 2015. *Ecología del picoplancton en una Laguna Cárstica Estratificada*. Tesis de doctorado. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. Valencia. 246 p.
- Reynolds, C. S. 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press. New York. 535 p.
- Reynolds, C. 2006. Patterns of species composition and temporal change in phytoplankton. pp. 303-350. *In Ecology of phytoplankton*. Reynolds, C. (ed.). Cambridge University Press. New York.
- Rodríguez-Garzón, L. S. 2012. Determinación del estado trófico de tres ecosistemas lénticos de la Sabana de Bogotá con base al fitoplancton, en dos periodos climáticos contrastantes. Tesis de Licenciatura. Universidad Militar Nueva Granada. Bogotá. 116 p.
- Salcedo-Garduño, M. G., M. R. Castañeda-Chávez., F. Lango-Reynoso., C. A. Sosa-Villalobos., C. Landeros-Sánchez y I. Galaviz-Villa. 2019. Influencia de los parámetros físicoquímicos en la distribución de fitoplancton en el Sistema Lagunar de Mandinga, México. *Revista Bio Ciencias* 6:1-25.
- Serra, M., M. R. Miracle y E. Vicente, E. 1984. Interrelaciones entre los principales parámetros limnológicos de la albufera de Valencia. *Limnética* 1:9-19.
- Tiner, R.W. 2012. National Wetlands Inventory Program. Defining Hydrophytes for wetland identification and delineation. Fish and Wildlife Service. Washington, USA. 18 p.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press, San Diego. 1006p.
- Whiting, G. J. y J. P. Chanton. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B* 53:521-528.



# 3 Ecosistemas Costeros

### 3.1. Diagnóstico forestal y carbono en una reserva de manglar urbana de Ciudad del Carmen, Campeche

Ochoa-Gómez Jonathan<sup>1,2,\*</sup>; Aguilar-García Josué<sup>3</sup>; Noyola-López Briseida<sup>3</sup> y Acosta-Velázquez Joanna<sup>1,2</sup>.

<sup>1</sup> Laboratorio de Humedales Costeros, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen, Jardín Botánico Col. Renovación. C.P. 24180. Ciudad del Carmen, Campeche.

<sup>2</sup> Aura – manglares y costas, S. C. Circuito Azul Cielo 1825, C.P. 82110, Mazatlán. Sinaloa.

<sup>3</sup> Ingeniería Forestal, Universidad del Mar, Col. Sector Universidad, C.P. 71880. Puerto Escondido, Oaxaca.

\* Autor de correspondencia: jochoa@pampano.unacar.mx

#### Resumen

Los manglares son ecotonos esenciales para mantener servicios ecosistémicos en las regiones costeras de zonas tropicales. La deforestación y degradación en zonas urbanas o peri-urbanas es uno de los factores de pérdida o modificación de estos servicios ecosistémicos esenciales (e.g., almacenamiento de carbono) que repercuten en la calidad de vida de las comunidades costeras bajo un contexto de cambio global. El presente trabajo se llevó a cabo en un manglar urbano en Ciudad del Carmen, Campeche para analizar el empuje antropogénico y su relación con la estructura forestal y el almacenamiento de carbono aéreo. Se estimaron los parámetros estructurales y se cuantificó la biomasa/carbono en árboles, neumatóforos, madera caída y mantillo en una reserva de manglar dentro de un Área Natural Protegida (i.e., Laguna de Términos) con protocolos internacionales. La reserva de manglar tiene ~10% de vegetación exótica e invasora. Los resultados estructurales se encuentran dentro de lo reportado para los manglares de Ciudad del Carmen ( $1,729.2 \pm 473.3$  árboles  $ha^{-1}$ ) y los resultados sugieren que existe una relación entre la distancia de almacenamiento con las reservas de carbono ( $208 \text{ Mg C } ha^{-1}$ ). Esta línea base pretende contribuir al manejo y preservación de la reserva de manglar.

**Palabras clave:** *zonas urbanas; degradación; biomasa; reserva natural; área natural protegida.*

#### Abstract

Mangroves are essential ecotones to maintain ecosystem services in coastal regions of tropical zones. Deforestation and degradation in urban or peri-urban areas is one of the factors of loss or modification of these essential ecosystem services (e.g., carbon storage) affects the quality of life of coastal communities under a context of global change. The present work was carried out in an urban mangrove swamp in Ciudad del Carmen, Campeche to analyze the anthropogenic push and its relationship with the forest structure and the storage of aerial carbon. Structural parameters were estimated and biomass/carbon in trees, pneumatophores, fallen wood and topsoil were quantified in a mangrove reserve within a Natural Protected Area (i.e., Laguna de Terminos) with international protocols. The mangrove reserve has ~10% exotic and invasive vegetation. The structural results are within those reported for the mangroves of Ciudad del Carmen ( $1,729.2 \pm 473.3$  trees  $ha^{-1}$ ) and the results suggest that there is a relationship between the storage distance with carbon reserves ( $208 \text{ Mg C } ha^{-1}$ ). This baseline aims to contribute to the management and preservation of the mangrove reserve.

**Key words:** *urban zones; degradation; biomass; natural reserve; protected natural area.*



## Introducción

Los manglares son de los humedales costeros tropicales más productivos a escala global y son clave para la adaptación a los efectos del cambio climático, debido a su alta capacidad de resiliencia ante presiones-empujes de la dinámica ecológico-social. Estos ecosistemas han disminuido su cobertura desde los años 80's a nivel global; aunque actualmente se ha reconocido a la degradación de los manglares como la principal problemática a escala global (Goldberg et al., 2019). Aunque la tala/deforestación sigue teniendo un rol clave en la pérdida de estos ecosistemas en zonas urbanas a escala local. Los servicios ecosistémicos de los manglares son indispensables e irremplazables para mantener la calidad de vida de las comunidades costeras y la provisión de beneficios/insumos económicos, incluso preservar los servicios ecosistémicos de los manglares debería ser considerados como un asunto de seguridad social.

La degradación, impacto o pérdida de estos humedales se debe principalmente a causas antropogénicas como el desarrollo, tala, cambio de uso de suelo, construcción de carreteras, acuacultura y turismo de alto impacto (Yando et al., 2021). Independientemente de las causas que generan la pérdida de cobertura vegetal en este tipo de humedales, el deterioro o modificación en la provisión de sus servicios ecosistémicos es la consecuencia más importante. Actualmente en las zonas urbanas costeras se tienen efectos directos de la pérdida y degradación de los humedales costeros tales como inundaciones, alta vulnerabilidad por huracanes, disminución en las pesquerías artesanales, baja calidad de agua (problemas de eutrofización por algas), pérdida de biodiversidad marino-costera y disminución significativa en el servicio ecosistémico de calidad del aire (disminución en la captura/almacenamiento/secuestro de dióxido de carbono).

La zona costera es la región con mayor crecimiento económico y poblacional del país, sólo en los últimos censos (i.e., económico y poblacional) se estimó que la región de la Península de Yucatán (e.g., Quintana Roo) tiene el mayor crecimiento económico y la península de Baja California Sur la mayor tasa de crecimiento poblacional (INEGI, 2021). En este sentido, la cobertura de manglar proporciona múltiples servicios ecosistémicos que contribuyen a la calidad de vida de las comunidades costeras y a las altas tasas de crecimiento de forma directa e indirecta. Por lo tanto, su manejo y preservación son clave para la adaptación basada en ecosistemas bajo un contexto de cambio climático.

Actualmente, en México se cuenta con normatividad vigente y aplicable para la conservación de estos humedales y existen programas que incentivan la preservación de estos ecosistemas (i.e., pago por servicios ambientales; CONAFOR). Sin embargo, los manglares periféricos a zonas urbanas (i.e., peri-urbanos) y dentro de zonas urbanas están sujetos al impacto antropogénico, ocasionando pérdida de cobertura forestal o su degradación. El impacto antropogénico en este tipo de humedales ha sido estudiado particularmente desde un enfoque de las reservas de carbono y en algunos casos (aunque por causas distintas) se ha encontrado similitudes en la reserva de carbono subterránea con alto o bajo impacto antropogénico; pero no similitudes en la reserva aérea que mantiene todos los servicios ecosistémicos.

En este sentido, se ha puesto a prueba la distancia entre el desarrollo urbano o centro de población con las reservas de carbono de los manglares peri-urbanos; hipotetizando que los manglares más cercanos al centro de población tienen mayor impacto y menores reservas de carbono. Sin embargo, no se ha encontrado consistencia entre la relación directa entre el almacenamiento/reservas de carbono y la distancia al centro de población o desarrollo. Esto debido a que algunos casos los manglares analizados tienen instrumentos de conservación (e.g., Áreas Naturales Protegidas). Aunado a esto, la dinámica del carbono que incluye la captura, el almacenamiento, secuestro y flujo varía en función de los diferentes gradientes biofísicos a diferentes escalas espaciales y temporales; así como de la heterogeneidad intra e interespecífica entre las comunidades de manglar (Ochoa-Gómez et al., 2019).

En este sentido, el presente trabajo tiene como objetivo analizar las reservas de carbono arriba del suelo en un bosque de manglar que se localiza dentro de la región con mayor cobertura de manglar del

país (i.e., península de Yucatán; CONABIO, 2021) y dentro de una mancha urbana que presiona la dinámica ecológica de una reserva de manglar que se encuentra dentro del Jardín Botánico Regional de Ciudad del Carmen, Campeche, así como dentro de una Área Natural Protegida Federal. Este análisis se llevó a cabo a través de la evaluación de la vegetación y la zonificación del carbono aéreo dentro de la reserva de manglar. Los resultados pretenden contribuir al entendimiento de la dinámica del carbono en manglares urbanos y permitirán construir una línea base para el manejo/preservación de la reserva de manglar urbana más importante de Ciudad del Carmen, Campeche.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

La reserva de manglar del Jardín Botánico Regional (JBR) de Ciudad del Carmen, Campeche, se localiza dentro del Área de Protección de Flora y Fauna de Laguna de Términos (APFFLT). Laguna de Términos (LT) es el complejo lagunar más productivo del Golfo de México y se localiza dentro un socio-ecosistema complejo debido a la extracción de petróleo y a su alta productividad/biodiversidad, debido a que presenta el mayor complejo de humedales del país por su flujo fluvio-deltáico y solo el área de LT es de 7,061.47 km<sup>2</sup> (Ayala-Pérez et al., 2003).

La región tiene un clima tropical sub-húmeda, una precipitación de ~1000-2000 mm año<sup>-1</sup> y con estaciones de lluvias, secas y nortes (Pérez-Ceballos et al., 2018); en ella se localizan diferentes tipos de humedales como marismas, pastos marinos (e.g., *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*) y los sedimentos predominantes son arenosos y limosos (Guevara et al., 2007; Sánchez, 1994).

El JBR ha estado sujeto a una alta presión antropogénica a partir del 2012, donde la zona de manglar contigua al JBR fue invadida por un desarrollo de casas de forma ilegal (Col. 23 de Julio) y se deforestaron ~12 ha del año 2012 al 2016. La reserva de manglar del JBR de Ciudad del Carmen tiene ~22 ha de un manglar modificado con especies (algunas invasoras) como almendros, pino australiano, palmas, marismas, uva de mar, entre otras. Esta reserva se localiza en la parte sur de la isla frente a la LT y dentro de Ciudad del Carmen, Campeche, así como del APFFLT. Esta reserva colinda al Este con la Col. 23 de Julio y al Oeste con el Centro de Investigaciones de Ciencias Ambientales (CICA) de la Universidad Autónoma del Carmen. Las especies de mangle que se encuentran dentro de la reserva son *Rhizophora mangle* (Rm), *Laguncularia racemosa* (Lr), *Avicennia germinans* (Ag) y *Conocarpus erectus* (Ce).

Se realizó un muestreo estratificado por zonación/predominancia de especies de mangle perpendicular a la línea de costa (Figura 1). Se ubicó un gradiente de presión antropogénica y se ubicaron cuatro zonas dentro de la reserva de manglar, considerando la zona uno como la menos presionada debido a su cercanía con el CICA y la zona cuatro la más presionada debido a que está contigua a la colonia que invadió/deforestó manglar (Col. 23 de Julio).

En cada una de las zonas se realizaron de tres a cuatro parcelas en función de la heterogeneidad del sistema (N=14 parcelas). Las parcelas fueron circulares con un radio de 6 m (113.1m<sup>2</sup>), dentro de cada parcela se tomaron biometrías de los árboles y se cosechó/colectó las reservas de carbono arriba del suelo (i.e., neumatóforos, mantillo y madera caída) de acuerdo a protocolos internacionales (Kauffman & Donato, 2011). Asimismo, se consideró el diámetro a 0.30 m arriba del suelo de los tallos/fustes de todos los árboles. De igual manera, se cuantificó la cantidad de tocones por parcela, así como su diámetro a 0.30 m arriba del suelo para estimar el volumen de madera extraída. Posteriormente, se obtuvo el porcentaje de vegetación que no era manglar dentro de cada una de las parcelas establecidas.



Figura 1. Ubicación de la reserva de manglar del JBR dentro de la zona urbana de Ciudad del Carmen.

#### Diseño de muestreo y procesamiento de muestras/datos

En el laboratorio se procedió a secar a  $\sim 70^{\circ}\text{C}$  por 48 h en un horno de secado y posteriormente se pesaron ( $\pm 0.001$  g) los componentes de cada una de las reservas de carbono colectadas/cosechadas. Finalmente se estimó el almacén de biomasa forestal con ecuaciones alométricas genéricas hechas en regiones con latitudes tropicales similares (Komiya et al., 2005), esta biomasa fue estimada por zona y por la reserva total de manglar del JBR. Las densidades de madera usadas fueron de  $0.84\text{ g cm}^{-3}$  para Rm,  $0.80\text{ g cm}^{-3}$  para Lr,  $0.80\text{ g cm}^{-3}$  para Ag y  $0.69\text{ g cm}^{-3}$  para Ce. Todos los reservorios fueron convertidos a carbono según protocolos internacionales (Kauffman y Donato, 2011).

Finalmente, se estimaron parámetros de estructura forestal (i.e., densidad, área basal, dominancia relativa, porcentaje de vegetación no manglar y porcentaje de tocones), así como el Índice de Valor de Importancia (IVI) de Cottam & Curtis (1956).

### Resultados y discusión

En total se contabilizaron 268 individuos de todas las especies de mangle en las 14 parcelas. La especie con mayor dominancia relativa y mayor IVI fue *Laguncularia racemosa* (Cuadro 1).

Cuadro 1. Dominancia relativa e IVI por especie.

Especie	Dominancia (%)	IVI
Lr	49.1	117.381
Rm	36.9	109.409
Ag	6.9	49.543
Ce	6.9	23.667
Total	100.00	300

La densidad de individuos promedio del manglar del JBR fue de  $1,729.2 \pm 473.3$  árboles  $\text{ha}^{-1}$  y se encuentra dentro de lo reportado para los manglares de Ciudad del Carmen (Hernández-Nava et al.,

2022). La estructura forestal del manglar del JBR (Cuadro 2) se encuentra dentro del intervalo superior reportado para manglares de la isla del Carmen (e.g., Estero Pargo:  $AB_{1.3m}$   $20.1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ; Agraz-Hernández et al., 2022; Echeverría-Ávila et al., 2019) lo que indica un buen desarrollo de la vegetación a pesar de encontrarse dentro de una zona urbanizada. La altura va de los 8 a 15 m. Aproximadamente el 10% de la cobertura de vegetación de la reserva del JBR no es manglar.

En el caso de los tocones, estos varían en estado de pudrición/corte por lo que se desconoce el tiempo en el que fueron cortados los individuos. El 31% de la superficie de manglar del JBR presenta tocones con diferentes áreas basales. Siendo la zona cuatro la de tocones de tiempo más recientes y de individuos/árboles más jóvenes (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Área basal y características de la estructura forestal del sistema del JBR ( $\pm$ DE).**

Zonas	$AB_{1.30m}$ [ $AB_{0.3m}$ ] ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ )	Vegetación no manglar (%)	Tocones $AB_{0.3m}$ ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) [%]
Z1	$24.5 \pm 16.2$ [ $42.9 \pm 17.8$ ]	$7.25 \pm 8.65$	$7.743 \pm 2.47$ [47.2]
Z2	$34.6 \pm 30.0$ [ $69.2 \pm 42.1$ ]	$25.66 \pm 42.72$	$9.93 \pm 0.00^*$ [14.8]
Z3	$12.9 \pm 8.7$ [ $33.8 \pm 8.1$ ]	$1.5 \pm 2.38$	$7.42 \pm 0.99$ [25.1]
Z4	$19.1 \pm 14.1$ [ $36.4 \pm 26.0$ ]	$11 \pm 16.52$	$6.52 \pm 0.85$ [37.0]
Total Promedio en JBR	$488.4 \pm 389.4$ [ $980.1 \pm 563.9$ ]	$10.35 \pm 20.55$	$143.63 \pm 67.48$ [31.0]

\*Sólo una parcela presentó tocones

El mayor almacenamiento de biomasa y carbono en árboles se localizó en la zona dos con de  $698 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y el menor almacenamiento se encontró en la zona tres con  $259.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Cuadro 3). De igual forma, la zona con mayor almacenamiento de carbono es la zona dos con  $342 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y la de menor almacenamiento de carbono es la zona tres con  $144.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Los valores de almacenamiento de carbono en árboles se encuentran dentro de los intervalos reportados para manglares tropicales del sur de México (e.g., Chiapas; Adame et al., 2015)

**Cuadro 3. Almacenes de biomasa y carbono de manglar arriba del suelo del JBR por zonas ( $\pm$ DE).**

Zonas	Árboles [ $\text{Mg ha}^{-1}$ ] ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ )	Neumatóforos [ $\text{Mg ha}^{-1}$ ] ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ )	Mantillo [ $\text{Mg ha}^{-1}$ ] ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ )	Madera Caída [ $\text{Mg ha}^{-1}$ ] ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ )	Total ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ )
Z1	$346.9 \pm 123.6$ ( $159.6 \pm 56.8$ )	$2.8 \pm 1.9$ ( $1.4 \pm 0.9$ )	$36.1 \pm 23.0$ ( $16.3 \pm 10.3$ )	$13.7 \pm 9.5$ ( $6.8 \pm 4.8$ )	184.1
Z2	$698.0 \pm 477.3$ ( $321.1 \pm 219.6$ )	$5.4 \pm 5.1$ ( $2.6 \pm 2.5$ )	$29.2 \pm 17.39$ ( $13.1 \pm 7.8$ )	$12.3 \pm 2.8$ ( $6.1 \pm 1.4$ )	342.9
Z3	$259.1 \pm 47.0$ ( $119.2 \pm 22.0$ )	$8.1 \pm 2.0$ ( $4.0 \pm 1.0$ )	$28.3 \pm 12.4$ ( $12.8 \pm 5.6$ )	$16.7 \pm 1.4$ ( $8.4 \pm 0.7$ )	144.4
Z4	$297.5 \pm 315.0$ ( $136.8 \pm 144.9$ )	$12.8 \pm 7.0$ ( $6.3 \pm 3.5$ )	$24.7 \pm 17.3$ ( $11.1 \pm 7.8$ )	$19.9 \pm 5.8$ ( $9.9 \pm 3.0$ )	164.1
Total	$8502.1 \pm 6377.8$ ( $3911.0 \pm 2933.8$ )	$154.0 \pm 115.3$ ( $76.9 \pm 6.6$ )	$659.2 \pm 360.4$ ( $296.7 \pm 162.2$ )	$342.4 \pm 132.2$ ( $171.2 \pm 66.1$ )	Promedio 208.9

## Conclusiones

Los manglares de la reserva del JBR presentan distinto impacto antropogénico dependiendo la zona dentro del sistema. Asimismo, la vegetación tiene especies exóticas e invasoras que contribuyen al desplazamiento de la vegetación tipo manglar. La estructura forestal y los almacenes de carbono son

representativos de zonas de manglar dentro de la isla con bajo a moderado impacto antropogénico. El almacenamiento de carbono indica que se prestan múltiples servicios ecosistémicos de calidad. Sin embargo, es necesario considerar estos resultados como una línea base para su manejo y preservación, debido a que en caso contrario la tala y el empuje antropogénico incidirán en la pérdida de servicios ecosistémicos fundamentales para la calidad de vida de los habitantes de Ciudad del Carmen, Campeche.

## Agradecimientos

A Álvaro Yair García Pasarón, Jesús Ramón Peña Sosa y a Olegario Tamayo Hernández por su valioso apoyo en la colecta de datos biométricos. La colecta se realizó con el permiso de SEMARNAT No.SGPA/DGVS/02845/22.

## Referencias

- 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.
- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Muñoz-Salazar, R., Pérez-Balan, R. A., Posada Vanegas, G., Manzanilla, H. G., ... & del Río Rodríguez, R. (2022). Pore Water Chemical Variability and Its Effect on Phenological Production in Three Mangrove Species under Drought Conditions in Southeastern Mexico. *Diversity*, *14*(8), 668.
- Amado Ayala-Pérez, L., Ramos Miranda, J., & Flores Hernández, D. (2003). La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Revista de Biología Tropical*, *51*(3-4), 783-793.
- CONABIO. (2021). Extensión y distribución de manglares. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>
- Cottam, G., Curtis, J. T. (1956). The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, *37*(3), 451-460.
- Echeverría-Ávila, S., Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Merino-Ibarra, M., & Vovides, A. (2019). Regeneración natural de sitios de manglar degradado en respuesta a la restauración hidrológica. *Madera y bosques*, *25*(1).
- Guevara, E., Sánchez, A. J., Rosas, C., Mascaró, M., & Brito, R. (2007). Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Universidad y Ciencia*, *23*(2), 151-166.
- Hernández-Nava, J., Pascual-Barrera, A. E., Zaldívar-Jiménez, A., & Pérez-Ceballos, R. (2022). Estructura y secuestro de carbono en manglares urbanos, fundamentos para su conservación en Isla del Carmen, Campeche, México. *Botanical Sciences*, *100*(4), 899-911.
- Komiyama, A., Ong, J. E., Pongparn, S. (2008). Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic botany*, *89*(2), 128-137.
- Pérez-Ceballos, R., Rivera-Rosales, K., Zaldívar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Amador del Ángel, L., & Merino-Ibarra, M. (2018). Efecto de la restauración hidrológica sobre la productividad de raíces subterráneas en los manglares de Laguna de Términos, México. *Botanical Sciences*, *96*(4), 569-581.
- Ochoa-Gómez, J. G., Lluch-Cota, S. E., Rivera-Monroy, V. H., Lluch-Cota, D. B., 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.
- Sánchez A.J. (1994) Feeding habits of *Lutjanus apodus* (Osteichthyes: Lutjanidae) in Laguna de Términos, Southwest Gulf of Mexico. *Rev. Invest. Mar.* *15*(2): 125-134.
- Yando E.S., Sloey T.M., Dahdouh-Guebas F., Rogers K., Abuchahla G.M., Cannicci S., Cauty S.W., Jennerjahn T.C., Ogurcak D.E., Adams J.B., Connolly R.M. (2021) Conceptualizing ecosystem degradation using mangrove forests as a model system. *Biological Conservation*;263:109355.
- Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez G., Coomes, D.A., Ilic J., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann M.C. Chave J., 2009. Global wood density database. Dryad Data Repository. Available: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235> (accessed September 2018).

### 3.2. Estructura de la comunidad fitoplanctónica en relación con procesos de mesoescala en el nivel del máximo de clorofila en la boca del golfo de California

Silva-Herrera Perla G.<sup>1,\*</sup>; Espinosa-Carreón T. Leticia<sup>1</sup>; Alonso-Rodríguez Rosalba<sup>2</sup> y Martínez-Magaña Víctor H.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Sinaloa. Blvd. Juan de Dios Bátiz Paredes N° 250, Guasave, Sinaloa, México. C.P. 81101.

<sup>2</sup> Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sinaloa, México, 82000.

<sup>3</sup> CRIAP Manzanillo, Playa Ventanas s/n, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, CP 28200, Manzanillo, Colima.

\* Autor de correspondencia: perla\_svah@yahoo.com

#### Resumen

El golfo de California es de gran interés oceanográfico por su alta productividad biológica, sus características hidrográficas, climáticas y topográficas. Para comprender los procesos oceanográficos de mesoescala que influyen en la estructura de la comunidad fitoplanctónica, se midió la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila-*a* en la columna de agua y se analizó el fitoplancton en la profundidad del nivel del máximo de clorofila en cuatro estaciones ubicadas en orden progresivo de 1 a 4, de la costa occidental a la oriental, en la boca del golfo de California, durante un crucero oceanográfico a bordo del B/I "Dr. Jorge Carranza Fraser" del Instituto Nacional de la Pesca y Acuacultura el 14 y 15 de noviembre del 2020. Se encontró un nivel del máximo de clorofila somero (<10 m) frente a la costa de Sinaloa, asociado a la presencia de surgencias costeras y otro más profundo (40 m) frente a Cabo San Lucas, tal hundimiento se debe a la presencia de un remolino anticiclónico evidenciado por una termoclina profunda. Estos procesos de mesoescala y las masas de agua del Golfo de California y Subtropical Subs superficial, favorecieron la mayor abundancia de diatomeas en la costa occidental en la estación 4 con especies pertenecientes al género *Thalassiosira* cuyas adaptaciones le permiten dominar en ambientes turbulentos como el de las surgencias costeras y *Thalassionema*, género propio de aguas tropicales, finalmente cerca de la costa oriental en la estación 2 dominó *Chaetoceros*, abundante en ambientes cálidos y oceánicos como el del remolino anticiclónico observado en este estudio.

**Palabras clave:** *Procesos de mesoescala, máximo de clorofila, comunidad fitoplanctónica y golfo de California.*

#### Abstract

The Gulf of California is of great oceanographic interest for its high biological productivity, its hydrographic, climatic and topographical characteristics. To understand the mesoscale oceanographic processes that influence the structure of the phytoplankton community, temperature, salinity, dissolved oxygen and chlorophyll-were measured a in the water column and phytoplankton was analyzed at the depth of the chlorophyll maximum level in four stations located in progressive order from 1 to 4, from the west coast to the east, at the mouth of the Gulf of California, during an oceanographic cruise aboard the R/V "Dr. Jorge Carranza Fraser" of the National Institute of Fisheries and Aquaculture on 14 and 15 November 2020. A level of the maximum of shallow chlorophyll (<10 m) was found off the coast of Sinaloa, associated with the presence of coastal upwelling and a deeper one (40 m) off Cabo San Lucas, such subsidence is due to the presence of an anticyclonic eddy evidenced by a deep thermocline. These mesoscale processes and the Gulf of California Water and Subtropical Subsurface Water favored the greatest abundance of diatoms on the west coast in station 4 with species belonging to the genus *Thalassiosira* whose adaptations allow it to dominate in turbulent environments such as coastal

upwelling and *Thalassionema*, a typical genus of tropical waters, finally near the east coast in station 2 dominated *Chaetoceros*, abundant in warm and oceanic environments such as the anticyclonic eddy observed in this study.

**Key words:** *Mesoscale processes, chlorophyll maximum, phytoplankton community and gulf of California*

## Introducción

El golfo de California es de gran interés oceanográfico y meteorológico por su alta productividad biológica (Gilbert y Allen, 1943, Santamaría-del-Ángel, 1994a, 1994b y 1999) y por sus características hidrológicas (Svedrup, 1941, Navarro-Labastida, 2016), climáticas (Figueroa y Palacios, 1991, Ayala-Bocos *et al.*, 2015) y topográficas (Rusnak *et al.*, 1964, Makarov y Jiménez-Illescas, 2003). Posee una dinámica oceanográfica compleja (Roden y Groves, 1959); la termodinámica y la circulación estacional están dominados por el forzamiento de las corrientes del Océano Pacífico y por el régimen de vientos (Álvarez-Borrego, 2012).

Crisóstomo-López (2017) reportó la presencia de surgencias costeras en ambos lados del golfo de California, donde fueron más intensas cuando el viento provenía del noroeste con velocidades de  $\sim 12 \text{ m s}^{-1}$  en otoño, invierno y primavera en la costa continental, y menos intensas viento del sureste con velocidades de  $\sim 5 \text{ m s}^{-1}$  en la costa peninsular en verano. También se ha registrado la presencia recurrente de remolinos de mesoescala en el golfo de California (Pegau *et al.*, 2002, Lavín *et al.*, 2013). De acuerdo con Torres-Orozco (1993), Jiménez *et al.* (1994), Castro *et al.* (2000), Godínez *et al.* (2010), Tolentino y Trasviña (2017) en el golfo de California se presentan las siguientes masas de agua, el Agua del Golfo de California (AGC), el Agua Tropical Superficial (ATS), el Agua subtropical Subsuperficial (AStSs), el Agua Intermedia del Pacífico (AIP), el Agua Profunda del Pacífico (APP),

Diferencias en los patrones de distribución y en la estructura de la comunidad de especies fitoplanctónicas, indican cambios en las características fisicoquímicas del medio ambiente (Ayala, 2004 y Brettum y Andersen, 2005), en la variabilidad hidrológica (Falero-Alama y Madrid-Ibarra, 2019), así como en la generación de algunos procesos dinámicos de mesoescala (Lavín *et al.*, 2013) y finalmente en la captación de carbono (Finkel *et al.*, 2010). Los estudios que se han realizado sobre la distribución de fitoplancton en el golfo de California, se han enfocado únicamente a la capa superficial en zonas muy específicas (Martínez-Almeida *et al.*, 2014; Verdugo-Díaz y Gárate-Lizárraga, 2018), pero se sabe poco sobre la estructura fitoplanctónica en el nivel del máximo de clorofila por lo cual se busca comprender los factores que influyen en la distribución de los organismos y los procesos que causan diferencias en la estructura de la comunidad fitoplanctónica.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El golfo de California es un mar marginal es decir una cuenca marina de unos pocos miles de kilómetros de extensión y conectada con el océano abierto (Mazarovich, 2011), localizado en el noroeste de México, abarca  $265 \text{ km}^2$  y mide aproximadamente 1000 km de largo y 150 km de ancho. Debido a que se encuentra entre dos regiones áridas, dominan condiciones de baja humedad y consecuentemente elevada evaporación por lo que también se le conoce como cuenca de evaporación (Roden, 1964).

Dentro del golfo existe un régimen de vientos estacionales del noroeste durante el invierno y del sureste durante el verano (Zeitzschel 1969; Santamaría-del Ángel, 1999). Existe un intercambio de agua entre el golfo y el Océano Pacífico que provoca la circulación general y variabilidad estacional, las aguas superficiales del golfo (0 - 200 m) fluyen a  $1.17 \text{ Sv}$  ( $1 \text{ Sv} = 1,000,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) hacia el Océano Pacífico y

las aguas profundas de éste (200 - 600 m) fluyen a 1.19 Sv) hacia el golfo (Roden 1958). El flujo es anticiclónico de mayo a noviembre con dirección hacia el sur en la parte continental y hacia el norte a lo largo de la península, en febrero es ciclónico y el flujo se invierte, las aguas superiores fluyen hacia el sur a lo largo de la península (Lavín y Marinone, 2003).

La recolecta de muestras y la medición de las variables en la columna de agua fueron realizadas durante un crucero oceanográfico a bordo del Buque de Investigación Oceanográfica y Pesquera (B/I) “Dr. Jorge Carranza Fraser” del INAPESCA del 14-15 de noviembre del 2020.

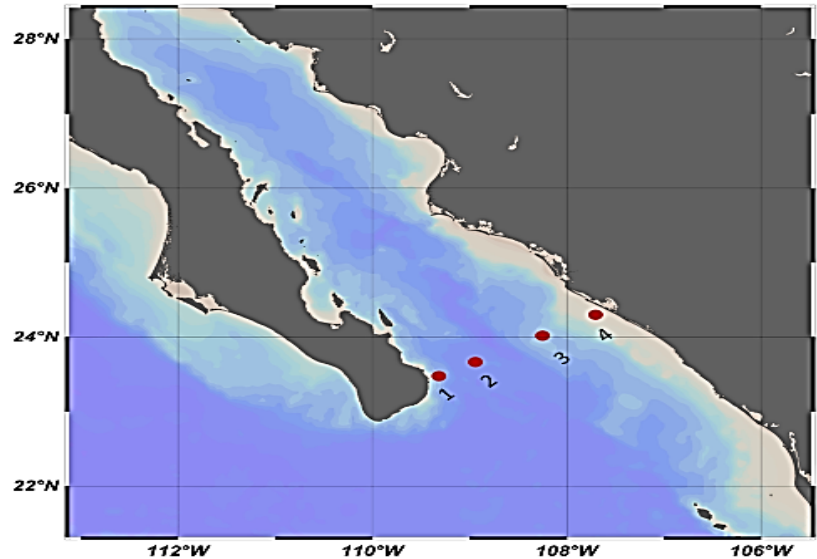


Figura 1. Ubicación del área de estudio (boca del golfo de California) y estaciones oceanográficas a bordo del crucero (B/I) “Dr. Jorge Carranza Fraser” del 14 al 15 de noviembre del 2020.

### Metodología

En las cuatro estaciones oceanográficas dispuestas en un transecto transversal en la boca del golfo de California se tomaron registros en la columna de agua de: temperatura, salinidad y clorofila en la columna de agua mediante un CTD (*Conductivity, Temperature and Depth*, por sus siglas en inglés) marca SeaBird modelo 911 plus (CPPS, Ecuador). Se registró el nivel máximo de clorofila, se obtuvo una muestra de agua en esa profundidad con una botella Niskin de 5 L de capacidad. Para la identificación de organismos fitoplanctónicos se colectó una alícuota en una botella de PVC de 500 ml y se le añadió un mililitro de lugol ácido (Thronsen, 1978).

La observación, identificación y toma de microfotografías de las especies fitoplanctónicas se realizó en un microscopio compuesto con contraste de fases Leica DML a 200, 400 y 1000 aumentos. La identificación se llevó a cabo siempre que fue posible hacerlo hasta especie, con ayuda de claves generales (Tomas, 1997), especializadas para algún grupo de fitoplancton (Licea *et al.*, 1995, Moreno *et al.*, 1996, Esqueda *et al.*, 2005 y Gárate-Lizárraga *et al.*, 2011) y artículos científicos para el género o la especie en cuestión. El conteo celular se realizó mediante el método de Utermöhl (Karlson *et al.*, 2010, Reguera *et al.*, 2011) con la ayuda de un microscopio invertido Nikon ECLIPSE TS100 con contraste de fases con un aumento de 20x y con columnas de sedimentación de 10, 25, 50 o 100 ml de acuerdo con la abundancia de células fitoplanctónicas en la muestra (APHA, 1992, Karlson *et al.*, 2010). Para la caracterización de la estructura de la comunidad fitoplanctónica se consultó a Vuorio *et al.* (2020). Se calcularon los índices ecológicos de diversidad de Shannon-Weaver, riqueza específica de Margalef, dominancia de Simpson y equitatividad de Pielou (Margalef, 1969, Brower y Zar, 1977 y Moreno, 2001).



## Resultados y Discusión

### Hidrología

En la sección vertical de temperatura se observó un centro con 27.5°C en la estación 2 a los 35 m y una isolínea de 25°C aproximadamente a los 40 m de profundidad, que asciende de la estación 3 hacia la estación 4 ubicada en la costa de Sinaloa. La mayor salinidad (35.5 g kg<sup>-1</sup>) se registró en la superficie y un núcleo con la misma salinidad en la estación 2 a los 20 m de profundidad. El valor máximo de oxígeno disuelto se localizó en la superficie con 5 mg L<sup>-1</sup> entre las estaciones 2 y 3. La clorofila-*a* presentó en la superficie un núcleo con alta concentración (2 mg m<sup>-3</sup>) en la estación 4. Se apreció un hundimiento de clorofila-*a* en la estación 3 y 2, formándose otro núcleo con 1.25 mg m<sup>-3</sup> a los 40 m de profundidad (Figura 2). Se sugiere que la presencia del máximo de clorofila-*a* a mayor profundidad fue debido a un remolino anticiclónico por el efecto de mezcla y advección, haciendo converger a los organismos en el centro y en la base del remolino (Crawford *et al.*, 2005), situación que Vázquez-Martínez (2013) discutió en su trabajo realizado en la costa occidental del Baja California Sur, donde reporta condiciones similares en un remolino anticiclónico. Por otro lado, el incremento estacional de los vientos que favorecen las surgencias en la costa oriental promovió los valores altos de la concentración de clorofila-*a* en la costa de Sinaloa (Soto-Mardones *et al.*, 2004).

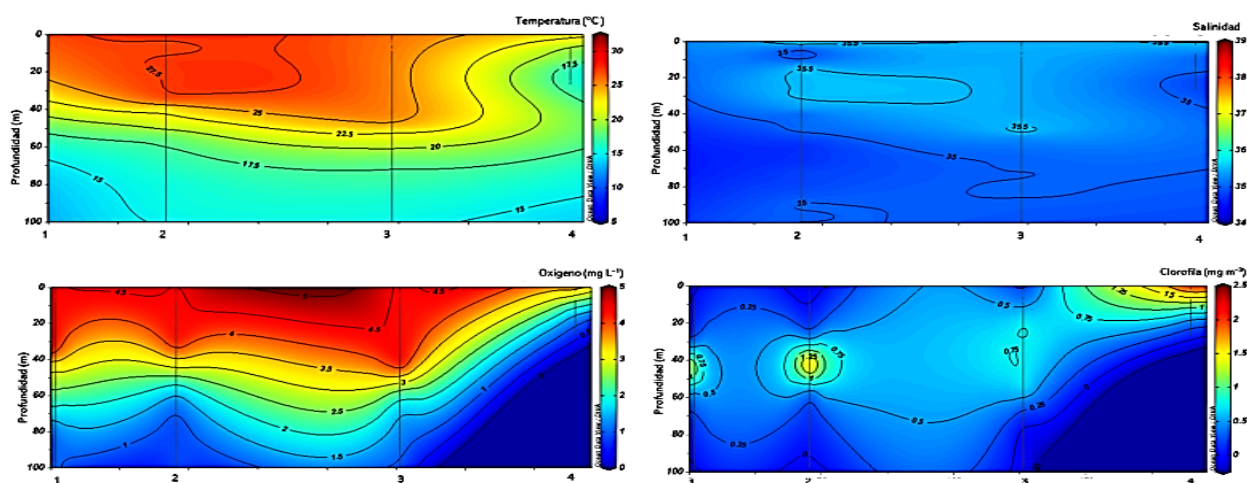
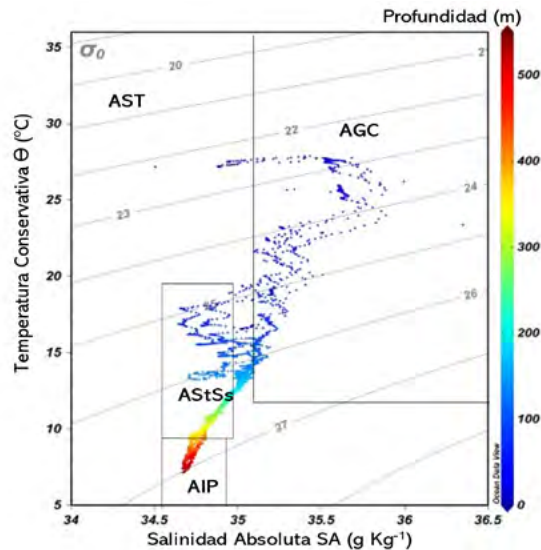


Figura 2. Transecto de la boca del golfo de California (Estaciones 1 a 4). Distribución vertical: Temperatura (°C); Salinidad (g kg<sup>-1</sup>), Oxígeno disuelto (mg L<sup>-1</sup>) y Clorofila-*a* (mg m<sup>-3</sup>).

### Masas de agua

Las masas de agua presentes en el área de estudio (Figura 3) fueron las siguientes:

- Agua del Golfo de California (AGC): salinidad >35.1 g kg<sup>-1</sup>, temperatura >12 °C.
- Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs): salinidad 34.6-35.0 g kg<sup>-1</sup>, temperatura 9-18 °C.
- Agua Intermedia del Pacífico (AIP): salinidad 34.6-34.9 g kg<sup>-1</sup>, temperatura 4-9 °C.



**Figura 3. Diagrama T-S (Temperatura-Salinidad) de las cuatro estaciones en la boca del golfo de California.** Las masas de agua fueron clasificadas de acuerdo con Portela *et al.* (2016). AGC: Agua del Golfo de California, AStSs: Agua Subtropical Subsuperficial y AIP: Agua Intermedia del Pacífico.

### Fitoplancton

La abundancia total varió de 2,120 cel/L a 13,039 cel/L con un promedio de 7,368 cel/L. En la estación 2 se registró la mayor abundancia (13,039 cel/L) y en la estación 3 la menor (2,120 cel/L). De manera general en las cuatro estaciones de este estudio se observó que las diatomeas centrales fueron las más abundantes con el 52% de la abundancia fitoplanctónica total, con 15 géneros y 53 especies; seguido por diatomeas pennadas, con 31%, constituidas por 14 géneros y 30 especies; dinoflagelados desnudos 7%, con 11 géneros y 18 especies; dinoflagelados tecados 7%, con 9 géneros, silicoflagelados menos del 1% con un género y dos especies y las clorofitas con abundancia menor a 1% con un género y una sola especie.

En cuanto a los índices ecológicos la estación 1 contó con mayor riqueza (10.27) y con menor dominancia (0.02). La estación 4 presentó menor riqueza (6.10) y mayor dominancia (0.08). La mayor diversidad se presentó en la estación 1 con 5.96 y en la estación 4 la menor diversidad con 4.65. Por último, la equitatividad fue menor en la estación 4 con 0.08 y similar en las estaciones 2 y 3 con 0.92. Los índices ecológicos indicaron que existe mayor riqueza y diversidad, por ende, menor dominancia y mayor equitatividad en la estación 2 donde se sugiere la presencia de un remolino anticiclónico. Por otra parte, en la estación 4 donde se sugiere la presencia de surgencia costera presentó menor riqueza y diversidad, mayor dominancia por ende menor equitatividad. Sucedió lo opuesto con la abundancia siendo mayor en la zona de surgencia y menor en la zona de remolino anticiclónico. Los procesos de mesoescala y las masas de agua encontradas en el área de estudio (AGC y AStSs) favorecieron la mayor abundancia de diatomeas en la costa occidental con especies pertenecientes al género *Thalassiosira* cuyas adaptaciones le permiten dominar en ambientes turbulentos como el de las surgencias costeras (Margalef, 1997b) y *Thalassionema* género propio de aguas tropicales (Rivera, 1983) en la estación 4. En el estudio de Ramírez-Barón *et al.* (2010) en Colombia demostraron que estas especies son dominantes en áreas donde se presentan surgencias costeras. Finalmente, cerca de la costa oriental, dominó *Chaetoceros*, abundante en ambientes cálidos y oceánicos (Margalef, 1997b), como en el remolino anticiclónico observado en este estudio en la estación 2, coincidiendo con los resultados de Vazquez-Martínez (2013). Los dinoflagelados estuvieron representados por el género *Prorocentrum* concordando con Verdugo-Díaz *et al.* (2010) y Ulloa-Pérez (2005) siendo el género más importante dentro de los dinoflagelados (Figura 4).



Figura 4. Especies de fitoplancton registradas en la boca del golfo de California del 14-15 de noviembre 2020.

## Conclusiones

Se observó que, en la boca del golfo de California, en los días 14-15 de noviembre del 2020 se encontraron dos niveles del máximo de clorofila uno en la superficie (<10 m) en la costa oriental en la estación 4 posiblemente generado por el aumento en la intensidad de los vientos con dirección al noroeste que promovieron la presencia de surgencias costeras, y otro, observado a mayor profundidad (40 m) frente a Cabo San Lucas en la estación 2, se sugiere que tal hundimiento fue promovido por la presencia de un remolino anticiclónico debido a que se observa una termoclina profunda. Los procesos físicos y la influencia de las masas de agua encontradas (Agua del Golfo de California y Agua Subtropical Subsuperficial) en el área de estudio intervinieron y modificaron las variables fisicoquímicas favoreciendo a diferentes especies de fitoplancton lo que se reflejó en la estructura fitoplanctónica en el nivel del máximo de clorofila. Las diatomeas centrales fueron representadas por el género *Thalassiosira* y las diatomeas pennadas por el género *Thalassionema* en la estación 4. *Chaetoceros* fue dominante en la estación 2 donde se sugiere la presencia de un remolino anticiclónico.

## Agradecimientos

Los autores desean agradecer todas las facilidades a las autoridades de INAPESCA, por la invitación para participar en el crucero oceanográfico realizado a bordo del B/I “Dr. Jorge Carranza Fraser”, así como también a la tripulación del buque y al personal científico participante. Al convenio INAPESCA-SAGARPA-CIIDIR-ICML “Sistema de carbono, nutrientes y fitoplancton”, al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico de los proyectos SIP20200716, SIP20210174 y SIP20220538 y al proyecto #326 del ICML-UNAM. Esta es una contribución a REMARCO (Red de Investigación de Estrés Marinos – Costeros en Latinoamérica y el Caribe [www.remarco.org](http://www.remarco.org)).

## Literatura citada

- Álvarez-Borrego, S. 2012. Phytoplankton biomass and production in the Gulf of California: A review. *Botanica Marina* 55: 119-128. APHA. 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17ed. C.: APHA/ American Water Work Association/ Water Environment Federation. Washington, D. C. 541 p.
- Ayala, R. G. 2004. Asociaciones fitoplanctónicas y condiciones oceanográficas de la región sur del Golfo de California (octubre del 2002). Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de los Mochis. 69 p.
- Ayala-Bocos, A., H. Reyes-Bonilla, L. Calderón-Aguilera, M. Herrero y P. González-Espinosa. 2015. Proyección de cambios en la temperatura superficial del mar del Golfo de California y efectos sobre la abundancia y distribución de especies arrecifales. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*. 8(1): 29-40.
- Brettum P. y Andersen T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA Report, 197 pp.
- Brower, J. E. y H. J. Zar. 1977. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Brown. Dubuque, IO, EE. UU. 194 p.
- Castro, R., A. S. Mascarenhas, Durazo A. y Collins R. y A.C. C. 2000. Seasonal variation of the temperature and salinity at the entrance to the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*. 26(4): 561-583.
- Crawford, W. R., Brickley, P. J., Peterson, T. D. y Thomas, A.C. 2005. Impact of Haida Eddies on chlorophyll distribution in the Easter Gulf of Alaska. *Deep-Sea Research II* 52, 975-989.
- Crisóstomo-López, D.G. 2017. Procesos físicos de mesoescala que favorecen la distribución y concentración de clorofila-a en el Golfo de California. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 75p.
- Esqueda-Lara, K., D.U. Hernández-Becerril y G. Robles-Jarero. 2005. Annual cycle of microphytoplankton from the coasts of the tropical Mexican Pacific Cahiers. *Biology Marine*. 46:335-345.
- Estradas-Romero, A., R. M. Prol-Ledesma y Zamudio-Resendiz. 2009. Relación de las características geoquímicas de fluidos hidrotermales con la abundancia y riqueza de especies del fitoplancton de Bahía Concepción, Baja California Sur, México. *Boletín de la sociedad geológica mexicana*. 61(1):87-96.
- Falero-Alama, S. y Madrid-Ibarra. 2019. Variación Espacio-temporal del fitoplancton marino en la plataforma Albocora, Lote Z1, Tumbes, Perú. *Biotempo*. 16(1):2519-5697.
- Finkel, Z.V., J. Beardall, Flynn, K.J., Quigg A., Alwyn V. y Raven, J.A. 2010. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry, *Journal of Plankton Research*. 32, 119-137.
- Gárate-Lizárraga, I., F. García-Domínguez, B. Pérez-Cruz y J. A. Díaz-Ortiz. 2011. First record of *Cochlodinium convolutum* and *C. helicooides* (Gymnodiniales: Dinophyceae) in the Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 46(3):495-498
- Gilbert, J.Y. y W.E. Allen. 1943. The phytoplankton of the Gulf of California obtained by the E. W. Scripps in 1939 and 1940. *Journal of Marine Research*. 5:89-110.
- Godínez, V.M., E. Beier, M.F. Lavín, M.F. y A. Kurczyn, A. 2010. Circulation at the entrance of the Gulf of California from satellite altimeter and hydrographic observations. *Journal of Geophysical Research*. 115: 1-15.
- Jiménez-Illescas, J.M., A. Nieblas-Obeso, M. Alatorre, D. Troyo, y E. García, E. Hidrología de Bahía La Paz. *Oceanología* 1(2):115-131.
- Karlson, B., C. Cusack y E. Bresnan (eds.). 2010. Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. IOC Manual and guides 55, UNESCO. Paris. 114 p.
- Licea, S., J. Moreno, L., Santoyo H. y Figueroa, G. 1995. Dinoflageladas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 165 p.
- Lavín, M.F y S.G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. In. Velasco-Fuentes, O.U., J. Sheinbaum and J. Ochoa (eds.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Kluwer Academic Publications. 173-204.
- Lavín M.F., R. Castro, E. Beier and V. M. Godínez. 2013. Mesoscale eddies in the southern Gulf of California during summer: Characteristics and interaction with the wind stress. *Journal of Geophysical Research*. Oceans 118: 1367- 1381.
- Makarov, V. y A. Jiménez-Illescas. 2003. Corrientes básicas barotrópicas en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 29(2): 141-153.
- Margalef, R. 1969. Perspectives in Ecological Theory. Chicago University Press. Chicago, Ill, EE. UU. 111 p.
- Margalef, R. 1997b. Turbulence and marine life. *Science Marine*. 61: 109-123.
- Martínez-Almeida, V.M., Gaxiola-Castro, G., Durazo, R. y Lara-Lara, R. 2014. Phytoplankton size-fractionated chlorophyll-a off Baja California during winter, spring, and summer 2008. *Hidrobiológica*, 24(3):191-206.
- Mazarovich, A. O. 2011. Marginal seas—Terminological crisis. *Geotectonics*, 45(4):317-333.
- Moreno, J.L., S. Licea y H. Santoyo. 1996. Diatomeas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California. 272 p.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza, España, 1: 84-84.
- Navarro-Labastida, R.G. 2016. Ciclo estacional de las corrientes y del transporte en los umbrales del Golfo de California. Tesis de maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. 89 p.
- Ramírez-Barón, J.S., Franco-Herrera, A., García H, L.M. y López, D.A. 2010. La comunidad fitoplanctónica durante eventos de surgencia y no surgencia, en la zona costera del departamento de Magdalena, caribe colombiano, *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 39 (2): 233-263.
- Reguera, B., R. Alonso, A. Moreira y S. Méndez. 2011. Guía para el diseño y puesta en marcha de un plan de seguimiento de microalgas productoras de toxinas. COI de Unesco y OIE manuales y guías de la COI, París. 70 p.
- Rivera, P. 1983. A Guide for References and Distribution for the Class Bacillariophyceae in Chile between 18°28'S and 58°S. *Bibliotheca Diatomologica*, J. Cramer, Vaduz, Liechtenstein. Band 3, 386 pp.
- Roden, G. I. 1958. Oceanographic and meteorological aspects of the Gulf of California. *Pac. Sci.* 12: 21–45.
- Roden, G. I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. In: van Andel TjH, Shor GG (eds.), *Marine Geology of the Gulf of California*. Am. Assoc. Petrol. Geol. Mem. 3, pp. 30–58.

- Pegau W. S., E. Boss and A. Martínez. 2002. Ocean color observations of eddies during the summer in the Gulf of California. *Geophysical Research Letters* 29(9): 1295
- 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.
- Santamaría-del-Ángel E, S. Álvarez-Borrego and F. E. Müller-Karger . 1994a. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*. 99: 7411–7421.
- Santamaría-del-Ángel E, S. Álvarez-Borrego, F.E. Müller-Karger. 1994b. The 1982–1984 El Niño in the Gulf of California as seen in coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*. 99: 7423–7431.
- Santamaría-Del Ángel, E., S. Álvarez-Borrego, R. Millán-Núñez and F.E. Muller-Karger. 1999. On the Weak Effect of Summer Upwelling on the Phytoplankton Biomass of the Gulf of California. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 49: 207- 212.
- Soto-Mardones, L., A. Parés-Sierra, J. García, R. Durazo, and S. Hormazabal. 2004. Analysis of the mesoscale structure in the IMECOCAL region (off Baja California) from hydrographic, ADCP and altimetry data, *Deep Sea Research*. Part II. 51:785–798.
- Thronsen, J. 1978. Preservation and storage. In: Sournia A (ed.). *Phytoplankton manual*, UNESCO. pp. 69-74.
- Tomas, C.R. (ed.) 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. Academic Press. San Diego. 858 p.
- Tolentino-Ruelas, J.A. y A. Trasviña-Castro. 2017. Hydrography of entrance to the Gulf of California: The upper of limit of the oxygen minimum. *Revista Bio Ciencias*. 4(5): 1- 21.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Ensenada. México. 80 p.
- Ulloa-Pérez, A.E. 2005. Influencia de la disponibilidad de nutrientes sobre los cambios espacio-temporales de la comunidad de fitoplancton en el litoral del Municipio de Guasave, Sinaloa. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa. 101 p.
- Vázquez-Martínez, I. 2013. Respuesta del fitoplancton a los procesos físicos de Mesoescala presentes en el Sistema Frontal de Baja California. Tesis de maestría en ciencias. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Sinaloa. 113 p.
- Verdugo-Díaz, G., A. Martínez-López e I. Garate- Lizárraga, I. 2010. Indicadores ecológicos de la estructura de la comunidad fitoplanctónica en Bahía Concepción, Golfo de California, México. *CICIMAR Oceánides*. 25(2): 95-102.
- Verdugo-Díaz, G e I. Garate-Lizárraga, I. 2018. Distribución de grupos funcionales de fitoplancton en la zona eufótica durante un ciclo anual en Bahía de la Paz, Golfo de California. *CICIMAT Oceánides*, 33 (1):47-61.
- Vuorio, K., A. Mäki, P. Salmi, S. L. Aalto, y M. Tiirola. 2020. Consistency of Targeted Metatranscriptomics and Morphological Characterization of Phytoplankton Communities. *Frontiers in Microbiology*. 11:1-13.
- Zeitzschel B. 1969. Primary productivity in the Gulf of California. *Marine Biology* 3:201–207.

### 3.3. Determinación del horizonte de saturación ( $\Omega_{\text{arag}}$ ) mediante datos satelitales en el Pacífico Mexicano

Cupul-Cortés Mariana<sup>1</sup>; Coronado-Álvarez Luz de Lourdes A.<sup>2</sup>; Uribe-López Alicia G.<sup>1,\*</sup>; Hernández-Ayón José M.<sup>1</sup> y Norzagaray-López Orión<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

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

#### Resumen

A partir de datos discretos de carbono inorgánico, temperatura y alcalinidad total se generó un algoritmo lineal para estimar el horizonte de saturación de carbonato de calcio ( $\Omega_{\text{arag}}$ ) en el Pacífico Mexicano de manera superficial. Dicho algoritmo fue generado utilizando datos satelitales de temperatura superficial del mar ( $TSM_{\text{sat}}$ ) correspondientes al periodo 2011-2019. Mediante el algoritmo calculado  $\Omega_{\text{aragsat}} = 0.0866 * TSM_{\text{sat}}$  se observó una variabilidad superficial del  $\Omega_{\text{aragsat}}$  en el Pacífico Mexicano de aproximadamente 0.8 unidades durante el periodo considerado. Además, con la reconstrucción en el tiempo del  $\Omega_{\text{aragsat}}$ , se observó que los valores más bajos ( $\sim 1.7$ ) se presentaron durante el año 2011 lo cual puede ser asociado al evento de enfriamiento de La Niña 2011.

**Palabras clave:** *alcalinidad total; datos satelitales; omega aragonita; temperatura.*

#### Abstract

A linear algorithm was generated from discrete data of inorganic carbon, temperature, and total alkalinity to estimate the calcium carbonate saturation horizon ( $\Omega_{\text{arag}}$ ) in the shallow Mexican Pacific. This algorithm was generated using satellite data of sea surface temperature ( $TSM_{\text{sat}}$ ) corresponding to the period 2011-2019. Using the calculated algorithm  $\Omega_{\text{aragsat}} = 0.0866 * TSM_{\text{sat}}$ , a surface variability of  $\Omega_{\text{aragsat}}$  in the Mexican Pacific of approximately 0.8 units was observed during the period considered. In addition, with the time reconstruction of the  $\Omega_{\text{aragsat}}$ , it was observed that the lowest values ( $\sim 1.7$ ) occurred during 2011, which may be associated with the 2011 La Niña cooling event.

**Key words:** *total alkalinity; satellite data; omega aragonite; temperature.*

#### Introducción

En la actualidad aproximadamente el 27% del dióxido carbono ( $\text{CO}_2$ ) emitido anualmente por actividades antropogénicas es absorbido y almacenado por el océano (Sabine *et al.*, 2004; Khatiwala *et al.*, 2013; Le Quéré *et al.*, 2015).

El sistema del  $\text{CO}_2$  en el océano es representado por cuatro variables principales: carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), potencial de hidrógeno (pH) y presión parcial del  $\text{CO}_2$  ( $\text{pCO}_2$ ). Los cambios en estas distintas variables tienen consecuencias que van más allá de la química del carbono.

La variable CID, incluye especies como el ión carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y el ión bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) que por sí solos tienen implicaciones importantes en el desarrollo de distintos organismos. Organismos calcificadores como los corales, ostiones y abulones, utilizan a dichas especies para formar sus esqueletos y conchas en forma de aragonita y calcita (Maas *et al.*, 2012).

El grado de afectación a los organismos calcificadores al disminuir el ión carbonato depende en gran medida del estado de saturación del carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) conocida como omega aragonita ( $\Omega_{\text{arag}}$ ).

El estado de saturación del  $\Omega_{\text{arag}}$  es a menudo utilizado como indicador para la formación o disolución de las estructuras de organismos calcificadores (Cohen *et al.*, 2009).

Zirino *et al.* (1997), propusieron el uso de datos satelitales para la determinación de la presión parcial de  $\text{CO}_2$  en el Golfo de California, cuyos resultados fueron calibrados con mediciones *in situ*: sin embargo, las desviaciones que reportaron fueron  $>20 \mu\text{atm}$ , lo que sugirió que era necesario incorporar más datos (satelitales y mediciones) para robustecer la relación.

Por tanto, el objetivo de este trabajo fue obtener una serie de tiempo continua de  $\Omega_{\text{arag}}$  mediante datos satelitales, a partir de la relación de omega aragonita con la temperatura obtenida de mediciones *in situ*, para conocer los cambios espacio temporales de esta variable con una resolución mayor.

## Materiales y Métodos

### *Mediciones in situ y satelitales*

Se tomaron los datos superficiales de temperatura superficial del mar (TSM), salinidad, CID y AT de las estaciones hidrográficas en la campaña oceanográfica LM1710 llevada a cabo en octubre y noviembre de 2017 (Figura 1). Las dos últimas variables se midieron en laboratorio con las técnicas de titulación coulométrica para CID (Johnson *et al.*, 1987) y potenciométrica para AT (Hernández-Ayón *et al.*, 1999). Asimismo, se estimó la  $\text{pCO}_2$  y el  $\Omega_{\text{arag}}$  por medio del programa CO2SYS (Lewis y Wallace, 1998). Por otro lado, se obtuvieron datos satelitales de temperatura ( $\text{TSM}_{\text{sat}}$ ) los cuales fueron adquiridos por el sensor MODIS-Aqua (NASA, 2018), con periodicidad diaria (2011-2019) y resolución espacial de  $4 \times 4$  km, que fueron procesados con el programa Matlab®.

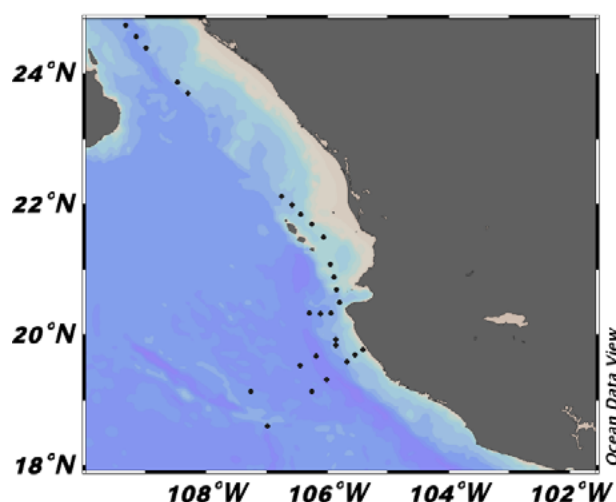


Figura 1. Estaciones hidrográficas muestreadas en la campaña oceanográfica LM1710 realizada durante octubre y noviembre 2017.

### *Estimaciones de omega aragonita*

Como se mencionó anteriormente, el estado de saturación describe el nivel de saturación del carbonato de calcio en el agua de mar ( $\Omega_{\text{arag}}$ ). Si  $\Omega_{\text{arag}}$  es inferior a 1 ( $\Omega < 1$ ), las condiciones no son aptas para la calcificación, en cambio si  $\Omega > 1$ , las condiciones son favorables para la formación de exoesqueletos y estructuras de  $\text{CaCO}_3$ . Asimismo,  $\Omega_{\text{arag}}$  está en función de la concentración de  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$  y la temperatura, ya que depende de esta la solubilidad y presión, representada como  $K_{\text{ps}}^*$  ( $\Omega_{\text{arag}} = [\text{Ca}^{+2}] [\text{CO}_3^{2-}] / K_{\text{ps}}^*$ ; Mucci, 1983). Con base en la relación TSM y  $\Omega_{\text{arag}}$  estimada a partir de mediciones

discretas de CID y AT, se generó el algoritmo  $\Omega_{aragsat} = 0.0866 * TSM_{sat}$  para determinar  $\Omega_{arag}$  a partir de datos de temperatura satelital ( $TSM_{sat}$ ) para el periodo 2011-2019.

## Resultados y Discusión

Durante el periodo de muestreo la temperatura superficial del mar (TSM) osciló entre los 28 y 30.5° C (Figura 2). Los valores más bajos (~28°C) se observaron en las estaciones cercanas a la costa, particularmente por debajo de los 20°N. Por el contrario, entre los 20 – 22° N se registraron temperaturas máximas (~30.5° C).

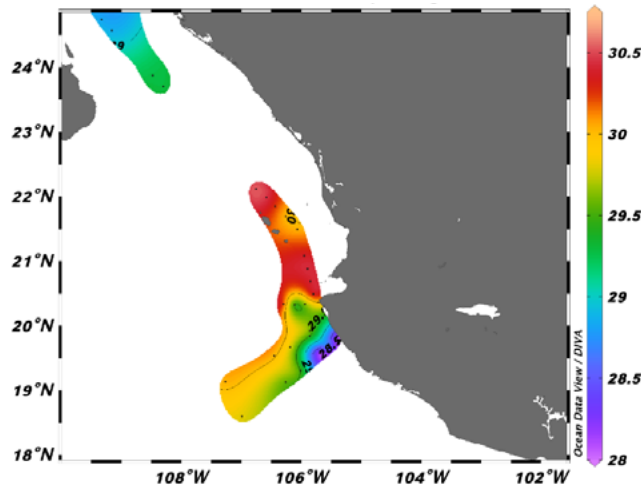


Figura 2. Distribución espacial de la temperatura superficial del mar (°C, TSM) en el área de estudio.

A partir de los resultados generados por el algoritmo ( $\Omega_{aragsat} = 0.0866 * TSM_{sat}$ , Figura 3), se encontró que la distribución de valores de  $\Omega_{aragsat}$  cambió a través del tiempo y el espacio, es decir, se reportaron valores mayores (~2.1) en latitudes por debajo de los 20° N y en la entrada del Golfo de California (> 23° N).

Asimismo, entre el 2011 y 2012, se observaron valores bajos de  $\Omega_{aragsat}$  (~1.6) alrededor de los 24.5° N y por debajo de los 21°N. Cabe resaltar que los valores de  $\Omega_{aragsat} < 2$  se registraron en la zona oceánica y  $\Omega_{aragsat} > 2$  se encontraron en la costa (Figura 4), lo que concuerda con lo observado por el  $\Omega_{arag}$  estimado con variables *in situ* (Figura 3).

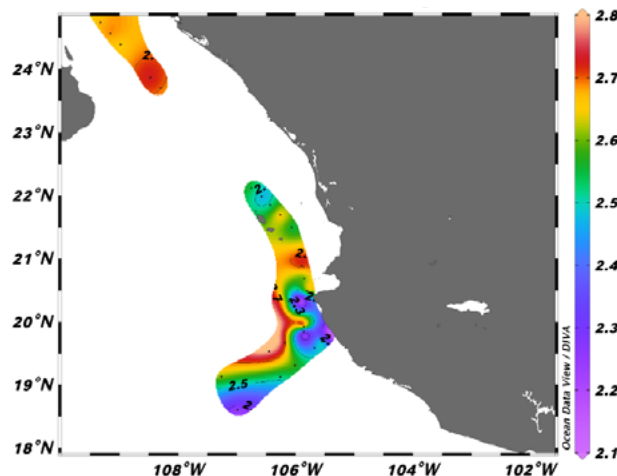


Figura 3. Distribución espacial de  $\Omega_{arag}$  en el área de estudio. Esta variable se calculó con mediciones discretas de carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT), en cada uno de los puntos de muestreo.



Con la reconstrucción de  $\Omega_{\text{aragsat}}$  se observó la variabilidad superficial que ha presentado el Pacífico Central Mexicano, además que en el lapso entre 2011 y 2019 el horizonte de saturación superficial presentó una variación de aproximadamente 0.8 unidades en la parte oceánica (Figura 4). No es descartada la posibilidad de que el gradiente de  $\Omega_{\text{aragat}}$  sea mayor en la zona costera, debido a la influencia de procesos locales de diferente escala temporal (p.ej. ondas internas) que pueden modificar la química del agua. Asimismo, fue posible detectar la influencia de La Niña 2011 sobre las condiciones de saturación del agua, a través de pulsos de agua con valores de  $\Omega_{\text{aragsat}} \sim 1.6$ , alrededor de los 19-21°N y su incursión hacia el interior del Golfo de California. Esto, asociado al hundimiento de la termoclina, podría explicar los valores altos de Chl a ( $\sim 22.6 \mu\text{g m}^{-3}$ ) observados para la región de Cabo Corrientes ( $\sim 20^\circ\text{N}$ , Gómez-Toledo, 2019).

Por otra parte, el monitoreo del horizonte de saturación ( $\Omega_{\text{arag}}$ ) en los ecosistemas costeros es fundamental para determinar la salud del sistema, ya que la disminución en el  $\Omega_{\text{arag}}$ , asociado a la baja del pH superficial, implica efectos negativos sobre los procesos fisiológicos, metabólicos y en la capacidad de calcificar de los organismos marinos (Doney *et al.*, 2016). Esto, al ser considerado una condición de estrés compromete los servicios ambientales que brindan los ecosistemas costeros (p.ej. protección de la línea de costa, seguridad alimentaria) lo que pone en riesgo el crecimiento y desarrollo de las ciudades establecidas en las zonas costeras.

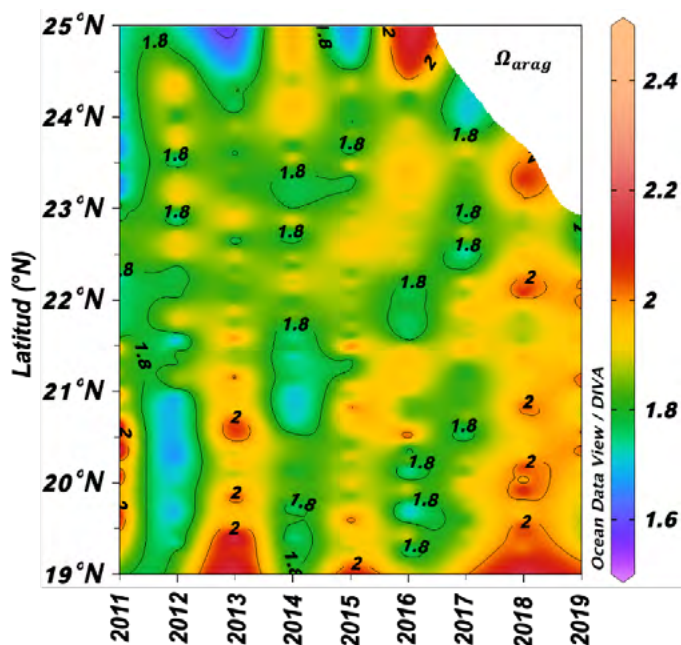


Figura 4. Distribución espacio-temporal de  $\Omega_{\text{aragsat}}$  estimada con la ecuación  $\Omega_{\text{aragsat}} = 0.0866 * \text{TSM}_{\text{sat}}$ , obtenida a partir de datos in situ de temperatura superficial del mar y omega aragonita estimado a partir de mediciones discretas de carbono inorgánico disuelto y alcalinidad total.

Aplicar métodos que impliquen el uso de modelos lineales generalizados (GLM, por sus siglas en inglés) permite realizar análisis a mayor escala espacial, con distinta resolución espacial e incluso hacer reconstrucciones en el tiempo. Además, otra de las grandes ventajas de hacer uso de esta metodología es que, una de las principales limitantes que existen para describir durante un periodo de tiempo prolongado la variabilidad y dinámica de las variables del sistema del  $\text{CO}_2$  (p.ej. pH,  $\Omega_{\text{arag}}$ ) en un área de interés específica, es el costo y esfuerzo de muestreo, debido que la planeación de muestreos, el monitoreo, colecta y análisis de muestras involucra un fuerte gasto económico. Sin embargo, una alternativa a este problema es utilizar variables “proxy” del sistema del  $\text{CO}_2$ ; las cuales, a partir de un par de variables conocidas permiten calcular las restantes de dicho sistema. Tal es el caso de la estimación del  $\Omega_{\text{arag}}$  a través de la temperatura, en este caso, satelital. Este tipo de trabajos se han realizado con anterioridad en

diversas áreas de estudio, tales como el Sistema de la Corriente de California (Alin *et al.*, 2012) y Cabo Pulmo en Baja California Sur (Norzagaray-López, 2015).

## Conclusiones

En este trabajo, se observó una variabilidad superficial del  $\Omega_{\text{aragsat}}$  en el Pacífico Mexicano de aproximadamente 0.8 unidades para el periodo 2011-2019 y se asociaron los valores del 2011 al evento de enfriamiento La Niña de ese año.

La estimación del  $\Omega_{\text{aragsat}}$  a través de datos satelitales se ha convertido en una herramienta conveniente para detectar los periodos de estrés a los que están sometidos los organismos marinos a lo largo de distintos periodos. Con esto es posible establecer las bases para gestionar el manejo de los ecosistemas costeros ante las condiciones adversas asociadas a la acidificación de los océanos.

## Literatura citada

- Alin, R.S., R.A. Feely, A.G. Dickson, J.M. Hernández-Ayón, L.W. Juranek, M.D. Ohman and R. Goericke. 2017. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005-2011). *Journal of Geophysical Research*. 117: 1-16 p.
- Cohen, A.L., D.C. McCorkle, S. de Putron, G.A. Gaetani, and K.A. Rose. 2009. Morphological and compositional changes in the skeletons of new coral recruits reared in acidified seawater: Insights into the biomineralization response to ocean acidification, *Geochem. Geophys. Geosyst.*, 10, Q07005.
- Doney, S.C., V.J. Fabry, R.A. Feely and J.A. Kleypas. 2016. Ocean acidification: the other CO<sub>2</sub> problem? *Washington Journal of Environmental Law and Policy*. 6(2): 212-252 p.
- Gómez-Toledo, J.A. 2019. Efectos de eventos físicos en la biomasa y producción fitoplanctónicas de la región sur del golfo de California en el siglo XXI. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Ensenada, Baja California. 44 p.
- Hernández-Ayón, J.M., S.L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity and total CO<sub>2</sub> in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Analytica Chimica Acta*. 394: 101-108 p.
- Johnson, K.M., J.M. Sieburth, P.J.L. Williams y L. Brändström. 1987. Coulometric total carbon dioxide analysis for marine studies: automation and calibration. *Marine Chemistry*. 2:117-133 p.
- Khawwala S., T. Tanhua, S. Mikaloff Fletcher, M. Gerber, S.C. Doney, H.D. Graven, N. Gruber, G.A. McKinley, A. Murata, A.F. Rios A., and C.L. Sabine. Global Ocean storage of anthropogenic carbon, *Biogeosciences*. 10, 2169–2191.
- Le Quéré, C., R. Moriarty, R.M. Andrew et al. 2015. Global carbon budget 2014, *Earth System Science Data*. 7:47–85.
- Lewis, E.R. y D.W.R. Wallace. 1998. Program Developed for CO<sub>2</sub> system. Rep. 105. Oak Ridge Natl. Lab., U.S. Dep. of Energy, Oak Ridge, Tenn. 33 p.
- Maas, A.E., K.F. Wishner and B.A. Seibel. 2012. The metabolic response of pteropods to acidification reflects natural CO<sub>2</sub>-exposure in oxygen minimum zones. *Biogeosciences*. 9:747-757.
- Mucci, A. 1983. The solubility of calcite and aragonite in seawater at various salinities, temperatures, and one atmosphere total pressure, *American Journal of Science*. 283:780-799.
- Sabine C.L., R.A. Feely, N. Gruber, R.M. Key, K. Lee, J.L. Bullister, R. Wanninkhof, C.S. Wong, D.W.R. Wallace, B. Tilbrook, F.J. Millero, T.H. Peng, A. Kozyr, T. Ono and A. Rios. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Science*, 305: 367–371.
- Zirino, A., J.M. Hernandez-Ayon, R. A. Fuhrman, S. Alvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, J. Lara-Lara, and R. Bernstein. 1997. Estimate of surface PCO<sub>2</sub> in the Gulf of California from underway pH measurements and satellite imagery. *Ciencias Marinas*. 23(1): 1–22.

### 3.4. Tasas de enterramiento de carbono azul en sedimento de manglar de la laguna de Términos

López-Mendoza Perla G.<sup>1,\*</sup>; Ruiz-Fernández Ana C.<sup>2</sup>; Sánchez-Cabeza Joan A.<sup>2</sup>; López-Rosas Hugo<sup>3</sup>; Cardoso-Mohedano José G.<sup>4</sup> y Pérez-Bernal Libia H.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

<sup>2</sup> Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México.

<sup>3</sup> Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C. CP 91070, Veracruz, México.

<sup>4</sup> CONACYT – Estación el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Carr. Carmen-Puerto Real km. 9.5, 24157 Ciudad del Carmen, México

\* Autor para correspondencia: pergualome@gmail.com

#### Resumen

Los manglares tienen la capacidad de secuestrar CO<sub>2</sub> atmosférico para producir y almacenar carbono orgánico (C<sub>org</sub>) que, eventualmente, puede ser enterrado en los sedimentos y preservarse por largos periodos. Sin embargo, esta capacidad de almacenamiento puede verse alterada debido a cambios en el uso del suelo y la contaminación. Con base en el análisis de núcleos sedimentarios, recolectados en zonas de manglar y fechados con el método de <sup>210</sup>Pb, se evaluó la variación temporal de las concentraciones y las tasas de enterramiento de C<sub>org</sub> en los alrededores de laguna de Términos (Atasta Cuenca; Atasta Franja, AF; Pargo Cuenca, PC; Pargo Franja, PF; Boca Chica Cuenca, BCC; y Boca Chica Franja, BCF). Las tasas de acumulación másica (TAM) oscilaron entre 0.01 y 1.48 g cm<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, las de acumulación sedimentaria (TAS) entre 0.03 y 1.21 cm año<sup>-1</sup>; las concentraciones de C<sub>org</sub> entre 0.26 a 49.02 % y las tasas de enterramiento de C<sub>org</sub> entre 2.3 y 374.9 g m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>. Tanto las tasas de acumulación másica como las tasas de enterramiento de C<sub>org</sub> incrementaron desde el pasado hacia la fecha de recolección de casi todos los núcleos, y ambas mostraron correlaciones significativas con el crecimiento poblacional del municipio de Ciudad del Carmen, por lo cual se infiere que el aumento en la acumulación de C<sub>org</sub> en los sitios de estudio está relacionado con una mayor erosión continental, debida al cambio de uso de suelo y la pérdida de cobertura vegetal, asociada a la urbanización de los alrededores.

**Palabras clave:** manglares, carbono azul, núcleos sedimentarios, <sup>210</sup>Pb, tasas de enterramiento.

#### Abstract

Mangroves have the capacity to sequester atmospheric CO<sub>2</sub> to produce and store organic carbon (C<sub>org</sub>) that can eventually be buried in sediments and preserved for long periods. However, this storage capacity can be altered due to changes in land use and pollution. Based on the analysis of sedimentary cores collected in mangrove areas and dated with the <sup>210</sup>Pb method, was determined the temporal variation of concentrations and burial rates of C<sub>org</sub> in the surroundings of Terminos Lagoon (Atasta Cuenca; Atasta Franja, AF; Pargo Cuenca, PC; Pargo Franja, PF; Boca Chica Cuenca, BCC; and Boca Chica Franja, BCF). Mass accumulation rates (MAR) ranged between 0.01 and 1.48 g cm<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>, sediment accumulation rates (SAR) between 0.03 and 1.21 cm year<sup>-1</sup>; C<sub>org</sub> concentrations between 0.26 to 49.02 % and C<sub>org</sub> burial rates between 2.3 and 374.9 g cm<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>. MAR and C<sub>org</sub> burial rates increased from the past towards the collection date of almost all cores, and both showed significant correlations with the municipality of Ciudad del Carmen population growth, therefore, it is inferred that C<sub>org</sub> accumulation increase in the study sites is related to greater continental erosion, due to land use change and vegetation cover loss, associated with the surroundings urbanization.

**Keywords:** mangroves, blue carbon, sedimentary cores,  $^{210}\text{Pb}$ , burial rates.

## Introducción

Los manglares, pastizales marinos y marismas proveen una variedad de servicios ambientales relevantes para el bienestar humano, entre los cuales se destaca su papel como sumideros de carbono, por su gran capacidad de capturar  $\text{CO}_2$  y almacenarlo, a muy largo plazo, en forma de carbono orgánico ( $\text{C}_{\text{org}}$ ) que, en el caso particular de estos ecosistemas, se le conoce como carbono azul (Howard et al., 2017). La pérdida anual de los ecosistemas de carbono azul (ECA) representa hasta el 19% de las emisiones de carbono procedentes de la deforestación tropical en todo el mundo, a pesar de que la superficie global de los ECA equivale a sólo el 2% de la superficie total de los bosques tropicales (Howard et al., 2017). México ocupa el 4º lugar en extensión de ecosistemas de manglar, con sólo el 5% de la superficie global de estos ecosistemas (Bertram et al., 2021).

Los ECA se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables a impactos del cambio global, tales como contaminación, pérdida de biodiversidad, cambios de uso de suelo y cambio climático (Vitousek, 1994; Ruiz-Fernández et al., 2014) por lo que es necesario protegerlos, para lo cual es importante identificar los factores que promueven su degradación y su evolución a lo largo del tiempo. Debido a la falta de datos de monitoreo de largo plazo en los ECA, una alternativa viable es la evaluación retrospectiva de cambios ambientales mediante el estudio de registros sedimentarios, a condición de que estos cuenten con un marco temporal confiable que abarque el período durante el cual los impactos del cambio global son más evidentes (~100 años; Ruiz-Fernández et al., 2018).

El método más ampliamente utilizado para fechar sedimentos recientes es mediante el radionúclido natural  $^{210}\text{Pb}$  que, generalmente, se usa en conjunto con perfiles estratigráficos de  $^{137}\text{Cs}$  para corroborar los modelos de edad.  $^{137}\text{Cs}$  un radionúclido artificial, liberado al ambiente principalmente a consecuencia de las pruebas nucleares atmosféricas, realizadas entre 1945 y 1980, cuyo máximo de emisiones ocurrió entre 1962 y 1964, pues a partir de ese año se implementó del tratado internacional que prohíbe las pruebas nucleares en la atmósfera (DeLaune et al., 1978).

El análisis de núcleos sedimentarios fechados con  $^{210}\text{Pb}$  permite reconstruir variaciones temporales de cambios ambientales en los sistemas costeros, incluyendo variaciones de las tasas de enterramiento de carbono azul ( $\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$ ). Esta información es útil para reconocer los factores que influyen en la variabilidad temporal de la velocidad con que se acumula el  $\text{C}_{\text{org}}$  en los sedimentos, con lo cual es factible identificar los procesos a considerar en el diseño de programas de manejo para la conservación de los ecosistemas de manglar de México. Se presenta la evaluación de la variabilidad temporal de las tasas de enterramiento de carbono azul en sedimentos de manglar en los alrededores de laguna de Términos.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

Laguna de Términos (LT) se localiza en el sur del golfo de México (Figura 1). Es una laguna costera somera (1.5 - 4 m, CONABIO, 2008) de  $1,936 \text{ km}^2$  de superficie, que tiene un intercambio constante con el mar (DIGAHOM, 2021) y recibe descargas de agua y sedimentos de los ríos Candelaria, Chumpan, Palizada y Usumacinta (Magallanes-Ordóñez et al., 2015). El clima en la región es cálido húmedo, con temperaturas mínimas en diciembre (13.7 y 32.4 °C) y máximas en mayo (22.2-40.3 °C). La precipitación anual varía entre 1000 y 1500 mm (DIGAHOM, 2021).

LT es un humedal de importancia a nivel internacional desde 2004 (sitio RAMSAR 1356; RSIS, 2020) con una amplia extensión de manglares (143,045 ha; Mas et al., 2002), cuyas especies predominantes

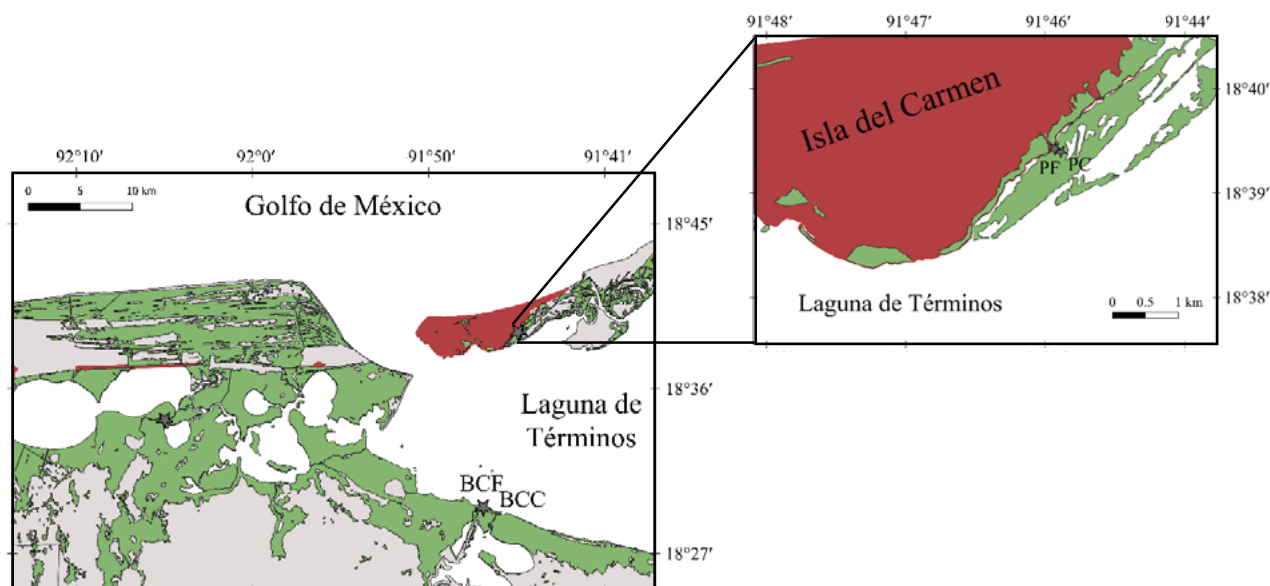
son *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*. No obstante, LT es un área altamente antropizada cuyo entorno se ha modificado por la tala de manglares, el relleno de áreas inundables, el desvío de cauces, la contaminación por desechos sólidos, agroquímicos, petróleo, metales, y desechos industriales (CONABIO, 2021).

#### Metodología

Se extrajeron manualmente seis núcleos sedimentarios con tubos de PVC de 10 cm de diámetro interno (DI) en zonas de manglar en los alrededores de laguna de Términos (Figura 1) entre el 5 y 6 de abril de 2016. Los núcleos se seccionaron a 1 cm de espesor, los sedimentos se liofilizaron y se molieron en mortero de porcelana, excepto la alícuota utilizada para el análisis de granulometría (reportada en López-Mendoza et al., 2018).

La actividad total de  $^{210}\text{Pb}$  ( $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ ) se determinó mediante su descendiente  $^{210}\text{Po}$ , bajo la suposición de equilibrio secular entre ambos radionúclidos (Attix, 1986), de acuerdo con Ruiz-Fernández y Hillaire-Marcel, 2009. El aislamiento de los isótopos de Po se realizó mediante depósito espontáneo en discos de plata (Flynn, 1968). La actividad de los isótopos de polonio ( $^{209}\text{Po}$  y  $^{210}\text{Po}$ ) se determinó mediante espectrometría de partículas alfa (sistema Ortec-Ametek Alpha Ensemble®) hasta obtener un mínimo de 1000 cuentas por radioisótopo, para asegurar una incertidumbre máxima de conteo de 5%. Se determinaron las actividades  $^{210}\text{Pb}$  soportado ( $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ ) a través de la determinación de  $^{226}\text{Ra}$  (mediante su descendiente radioactivo  $^{214}\text{Pb}$ , 351 keV) y de  $^{137}\text{Cs}$  (661 keV) por espectrometría de rayos gamma (Ortec-Ametek GWL- HPGe) de acuerdo con Ruiz-Fernández *et al.*, 2014 y Díaz-Asencio *et al.*, 2020. La actividad de los radioisótopos se midió durante mínimo 48 horas, para obtener una incertidumbre de conteo  $\leq 10\%$ . La actividad de  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ , que es la que se usa para fechar los sedimentos, se determinó como la diferencia entre  $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$  y  $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ .

Las cronologías y las tasas de acumulación máscica (TAM,  $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) y sedimentaria (TAS,  $\text{cm año}^{-1}$ ) se estimaron con el modelo de flujo constante (CF; Robbins *et al.*, 1978; Sanchez-Cabeza and Ruiz-Fernández, 2012), y las incertidumbres mediante simulación de Monte Carlo con 100,000 iteraciones (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2014).



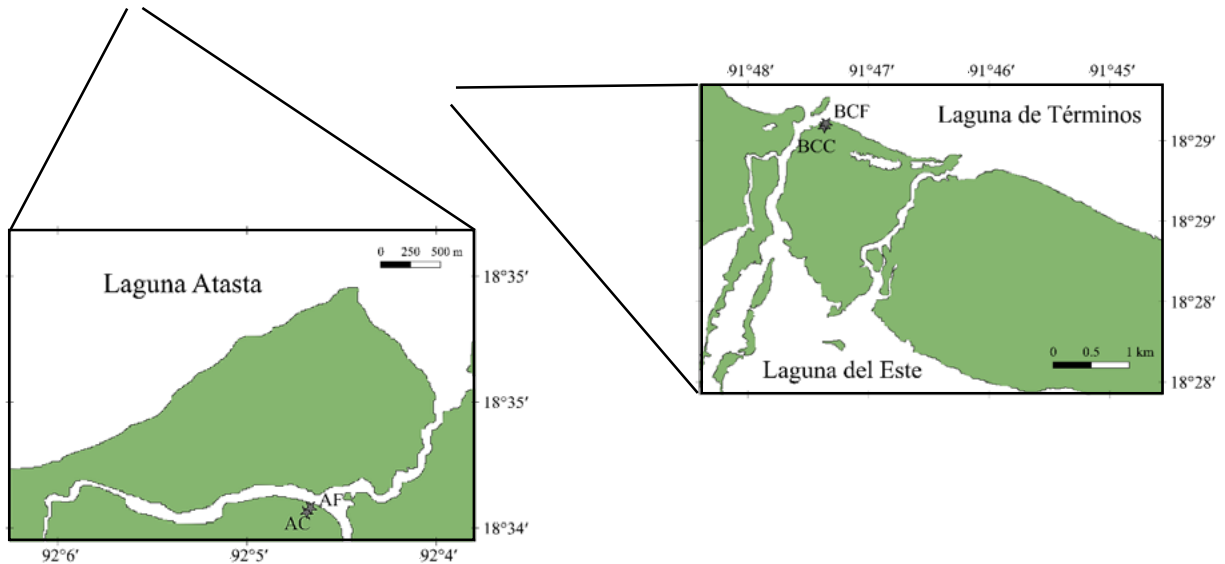


Figura 1. Sitios de recolección de núcleos sedimentarios de zonas de manglar en los alrededores de laguna de Términos.

La concentración de  $C_{org}$  se determinó mediante un analizador elemental Elementar Vario MICRO Select (2017) en sedimentos libres de carbonatos (SLC) como se describe en Cuellar-Martínez et al. (2019). Las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  ( $g C_{org} m^{-2} a^{-1}$ ) en la columna sedimentaria se estimaron mediante la multiplicación de la concentración de  $C_{org}$  y la TAM derivada del fechado ( $g m^{-2} a^{-1}$ ; Ruiz-Fernández et al., 2011;) en cada una de las secciones de los núcleos.

## Resultados y discusión

### *Fechado de sedimentos*

Las actividades de  $^{210}Pb_{xs}$  ( $Bq kg^{-1}$ ) disminuyeron con la profundidad en todos los núcleos, excepto por máximos subsuperficiales en los núcleos AC (5 cm,  $2002.3 \pm 0.5$ ), AF (5 cm,  $2005.1 \pm 0.4$ ) y BCC (13 cm,  $1970.0 \pm 3.6$ ; 18 cm,  $1952.9 \pm 5.5$ ) (Figura 2). Excepto para el núcleo PC, el flujo atmosférico de  $^{210}Pb$  en casi todos los núcleos de LT ( $76 \pm 3$  a  $258 \pm 11 Bq m^{-2} a^{-1}$ ) fue comparable con el valor de flujo atmosférico de  $^{210}Pb$  ( $198 \pm 112 Bq m^{-2} a^{-1}$ ) estimado para la banda latitudinal de 20-30°N (Baskaran, 2016), lo que indica que la fuente principal de  $^{210}Pb$  es atmosférica. El bajo valor de flujo atmosférico de  $^{210}Pb$  en PC ( $76.5 \pm 3.0 Bq m^{-2} a^{-1}$ ) podría deberse a que este núcleo tiene un alto porcentaje de arenas (60 – 82 %; López-Mendoza et al., 2018), cuya baja superficie de contacto por volumen (He y Walling, 1996) confiere a los sedimentos una menor capacidad de captación de  $^{210}Pb$ .

El intervalo de TAM fue de 0.01 a  $1.48 g cm^{-2} año^{-1}$  y de TAS de 0.03 a  $1.21 cm año^{-1}$  (Figura 2). Los valores de TAM de casi todos los núcleos (excepto BCF) fueron comparables con los valores reportados para Marismas Nacionales ( $0.07-0.41 g cm^{-2} año^{-1}$ ; Ruiz-Fernández et al., 2018), laguna de Términos ( $0.01-0.37 g cm^{-2} año^{-1}$ ; Ruiz-Fernández et al., 2019) y el suroeste de Península de Yucatán ( $0.01-0.18 g cm^{-2} año^{-1}$ ; Ruiz-Fernández et al., 2019b) en México. Los valores de TAS registrados en BCC fueron comparables con los obtenidos por Lynch et al. (1989); mientras que los valores que reportaron para Estero Pargo fueron inferiores a los estimados para PC y PF. En general, TAM y TAS incrementaron desde el pasado hacia la fecha de recolección de los núcleos AC, AF y BCC, mientras que en PC y PF se observaron máximos subsuperficiales y, en BCF, fueron casi constantes (Figura 2). Las variaciones de las TAM se asociaron significativamente ( $p < 0.05$ ) con el crecimiento de la población en Ciudad del

Carmen desde el siglo pasado (INEGI, 2020) en los núcleos AC ( $r^2 = 0.87$ ), AF ( $r^2 = 0.51$ ) y PC ( $r^2 = 0.56$ ); y con las variaciones de las TAS en los núcleos AC ( $r^2 = 0.81$ ) y PC ( $r^2 = 0.66$ ).

### *Corroboración de edades*

Las actividades de  $^{137}\text{Cs}$  en AC y AF alcanzaron valores de hasta  $157 \pm 4 \text{ Bq kg}^{-1}$  y fueron más altas que en los núcleos PF, PC, BCF y BCC ( $\leq 10 \pm 1 \text{ Bq kg}^{-1}$ ). Los máximos de actividad de  $^{137}\text{Cs}$  (Figura 2) se encontraron en secciones cuya edad (considerando las incertidumbres) coincidió con el periodo de las máximas emisiones de este radionúclido (1962-1964) debido a las pruebas nucleares atmosféricas, con lo cual se corroboraron los modelos de edad derivados del método de  $^{210}\text{Pb}$ .

### *Concentración y tasas de enterramiento de $C_{\text{org}}$*

El intervalo general de la concentración de  $C_{\text{org}}$  varió de 0.26 a 49.02 %. Las concentraciones de  $C_{\text{org}}$  disminuyeron con la profundidad; y los coeficientes de correlación del logaritmo natural de  $C_{\text{org}}$  respecto a la profundidad fueron significativos ( $p < 0.05$ , AC:  $r = -0.90$ ; AF:  $r = -0.97$ ; PC:  $r = -0.86$ ; PF:  $r = -0.97$ ; BCC:  $r = -0.86$ ; BCF:  $r = -0.88$ ). El contenido de  $C_{\text{org}}$  se correlacionó significativamente ( $p < 0.05$ ) con la TAM en AC ( $r = 0.72$ ), AF ( $r = 0.71$ ), PC ( $r = -0.54$ ), BCF ( $r = -0.37$ ), lo que indicó dilución de  $C_{\text{org}}$  por el aumento en el suministro de sedimentos (Stein, 1990).

El intervalo general de las tasas de enterramiento de  $C_{\text{org}}$  ( $2.3$  a  $374.9 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) se encuentra dentro del intervalo global ( $20$ - $949 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ; McLeod et al., 2011), pero fue más alto que el reportado por Gonneea et al. (2004;  $53$ - $65 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) para zonas de manglar al norte de la laguna de Términos. El promedio de las tasas de enterramiento de  $C_{\text{org}}$  de los núcleos PF y PC ( $98 \pm 57 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) fue comparable con el valor previamente reportado para Estero Pargo ( $157 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ , Lynch, 1989); mientras que el valor promedio obtenido de los núcleos BCC y BCF ( $76 \pm 41 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) fue menor al reportado para Boca Chica ( $237 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ , Lynch, 1989). Las diferencias espaciales de las tasas de enterramiento de  $C_{\text{org}}$  entre sitios de muestreo puede ser resultado de las condiciones específicas de factores bióticos (e.g., estructura del dosel y las raíces) y abióticos (e.g., estructura de sedimentos y columna de agua) que modifican las concentraciones, acumulación y preservación de  $C_{\text{org}}$  en el sedimento (Lewis, 1981).

En general, las tasas de enterramiento de  $C_{\text{org}}$  incrementaron hacia la fecha de muestreo en todos los núcleos (Figura 3). Este incremento se relacionó con los cambios de uso de suelo originados principalmente con el crecimiento poblacional en Ciudad del Carmen, lo que explicó entre el 63% y el 83% de las variaciones en las tasas de enterramiento de  $C_{\text{org}}$  (AF,  $r^2 = 0.75$ ; AC,  $r^2 = 0.72$ ; PF,  $r^2 = 0.61$ ; PC,  $r^2 = 0.91$ ; BCF,  $r^2 = 0.75$ ; BCC,  $r^2 = 0.74$ ).

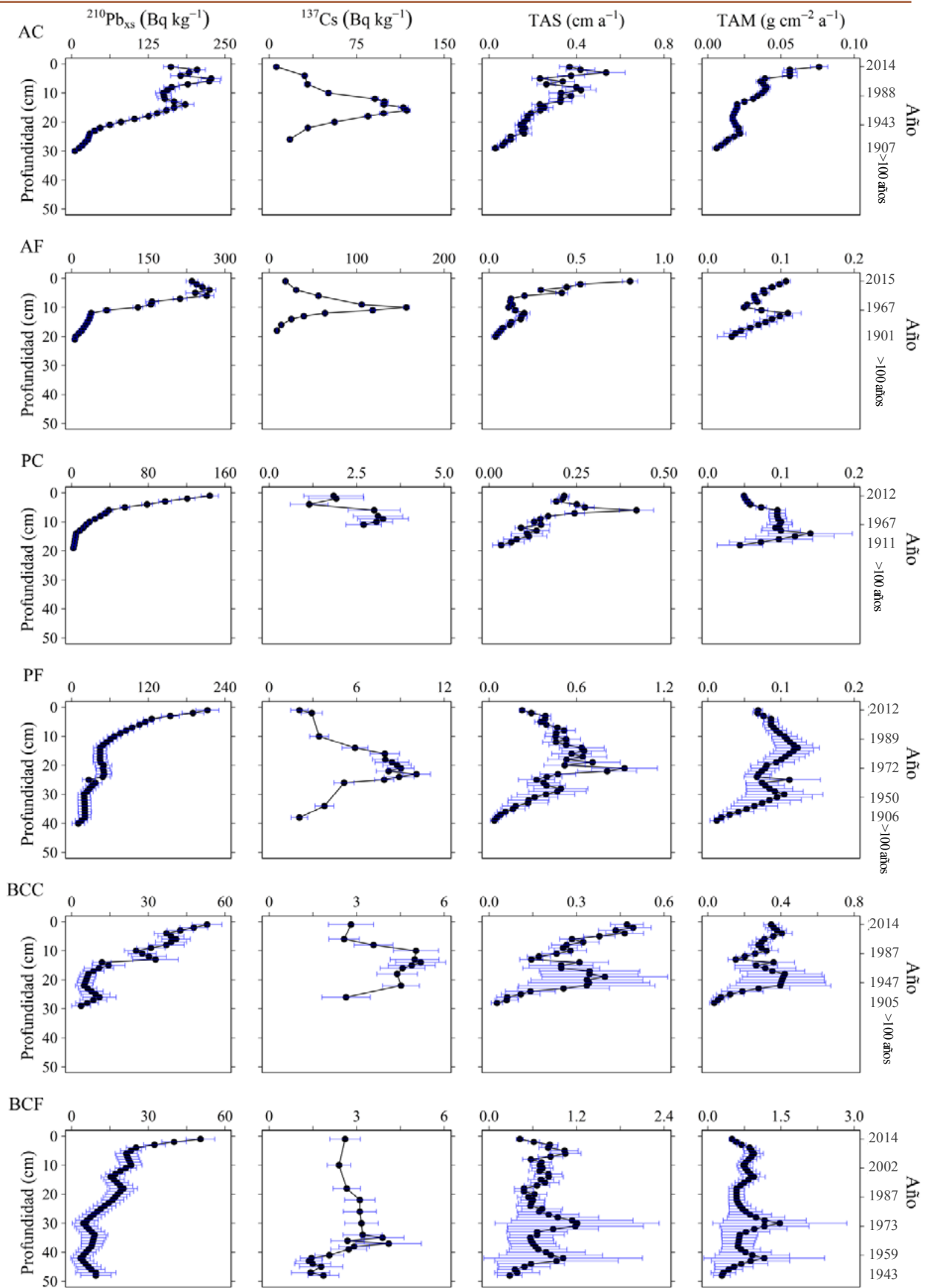


Figura 2. Actividades de  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  y  $^{137}\text{Cs}$ , tasas de acumulación sedimentaria (TAS, cm a<sup>-1</sup>) y másica (TAM, g cm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) en núcleos sedimentarios de manglar en alrededores de laguna de Términos.



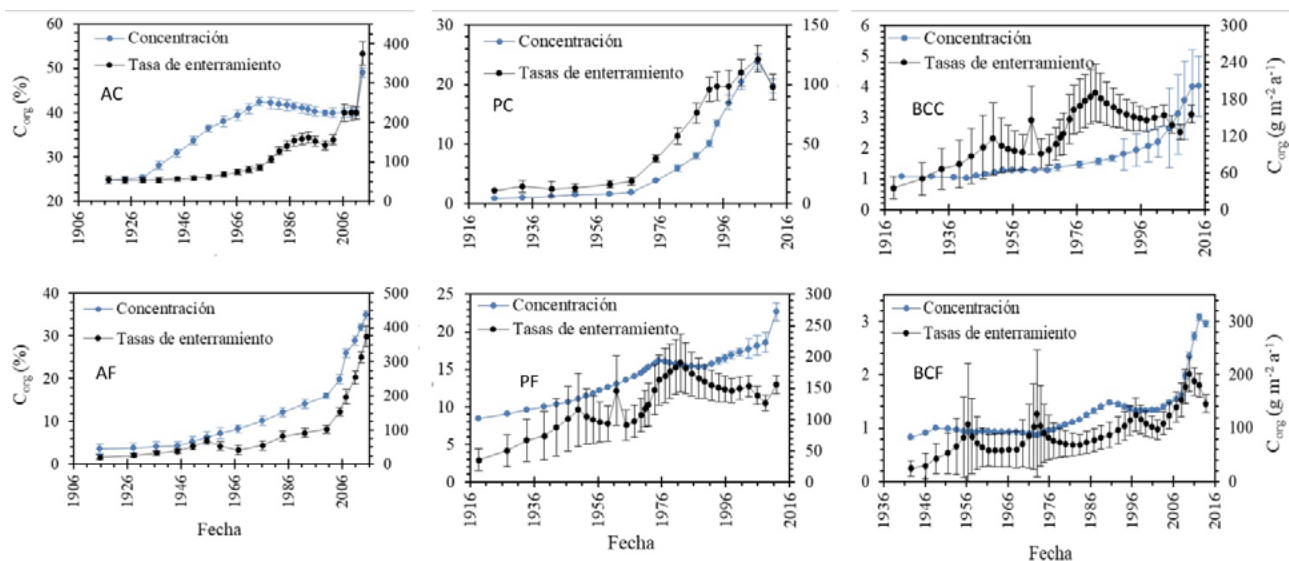


Figura 3. Tasas de enterramiento de  $C_{org}$  ( $g\ cm^{-2}\ a^{-1}$ ) en núcleos sedimentarios de zonas de manglar en los alrededores de laguna de Términos.

El aumento de la TAM hacia el presente refleja el aumento de la erosión en las inmediaciones de los sitios de estudio, probablemente resultado de la pérdida de la cobertura vegetal y al cambio de uso de suelo (Ruiz-Fernández et al., 2009). Un promedio del 60% de la erosión global del suelo se ha relacionado con las actividades humanas, en particular la agricultura y la deforestación asociada al aumento de la densidad de población (Yang et al., 2003). Y es que las actividades humanas que causan erosión continental ocasionan el aumento de la carga de sedimentos en las áreas costeras, incluidas las partículas finas, que tienen una alta afinidad por el  $C_{org}$  (Mazarrasa et al., 2017). El análisis de la procedencia de la materia orgánica en los núcleos sedimentarios de este estudio es aún un tema pendiente de esta investigación.

## Conclusiones

El estudio de núcleos sedimentarios fechados con  $^{210}Pb$ , recolectados en zonas de manglar alrededor de laguna de Términos, mostró que las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  en los sitios de estudio se encuentran dentro del intervalo reportado para manglares a nivel global. El aumento progresivo de las tasas de acumulación de sedimento y de enterramiento de  $C_{org}$  a lo largo del último siglo se atribuyó al aumento de la erosión continental ocasionada por el cambio de uso de suelo y la pérdida de cobertura vegetal asociada a la urbanización debido al incremento de la población en Ciudad del Carmen.

## Agradecimientos

Este estudio fue financiado por los proyectos UNAM-PAPIIT IN102821 y CONACYT PDCPN 2015-1-473. Se agradece a C. Suárez-Gutiérrez y a L.F. Álvarez-Sánchez por su asistencia técnica.

## Literatura citada

- Aquino-López, M. A., Blaauw, M., Christen, J. A., Sanderson, N. K. (2018). Bayesian Analysis of  $^{210}\text{Pb}$  Dating. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 23(3), 317-333.
- Attix F.H., 1986. *Introduction to radiological physics and radiation dosimetry*. Wiley, New York.
- Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C.J., Koch E.W., Stier A.C., Silliman B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81, 169-193.
- Bertram, C., Quaas, M., Reusch, T. B., Vafeidis, A. T., Wolff, C., Rickels, W. (2021). The blue carbon wealth of nations. *Nature Climate Change*, 11(8), 704-709.
- CONABIO, 2008. [http://www.conabio.gob.mx/gap/images/0/04/64\\_Laguna\\_Terminos.pdf](http://www.conabio.gob.mx/gap/images/0/04/64_Laguna_Terminos.pdf)
- Cuellar-Martinez, T., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Perez-Bernal, L. H., Sandoval-Gil, J. (2019). Relevance of carbon burial and storage in two contrasting blue carbon ecosystems of a north-east Pacific coastal lagoon. *Science of the Total Environment*, 675, 581-593.
- DeLaune R.D., Patrick Jr. W.H., Buresh R.J. (1978). Sedimentation rates determined by  $^{137}\text{Cs}$  dating in a rapidly accreting salt marsh. *Nature* 275, 532-533.
- CONABIO (2021). Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rmp\\_063.html](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rmp_063.html). Accedido el 29/12/2021.
- DIGAOHM (2021). Secretaría de Marina (SEMAR). Dirección General Adjunta de Oceanografía Hidrografía y Meteorología. Disponible en: <http://digaohm.semar>.
- Flynn W.W., 1968. The determination of low levels of polonium-210 in environmental samples. *Analytical Chimica Acta*, 43, 221-227.
- Howard, J., McLeod, E., Thomas, S., Eastwood, E., Fox, M., Wenzel, L., Pidgeon, E. (2017). The potential to integrate blue carbon into MPA design and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27, 100-115.
- López-Mendoza P. G., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., López-Rosas, H., Cardoso-Mohedano, J. G., Pérez-Bernal, L. H., (2018). Carbono azul en manglares de la Laguna de Términos, Campeche. En: Paz, F., J. Wong(eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018*, p. 213-218. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México.
- Lynch, J. C., Meriwether, J. R., McKee, B. A., Vera-Herrera, F., Twilley, R. R. (1989). Recent accretion in mangrove ecosystems based on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$ . *Estuaries*, 12(4), 284-299.
- 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>
- Magallanes-Ordóñez, V. R., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Rodríguez-Figueroa, G. M., Sánchez-González, A., Aguiñiga-García, S., Arreguín-Sánchez, F., Zetina-Rejón, M., Trip-Valdez, A., Romo-Ríos, J. A. (2015). Characterization of lithogenic and biogenic zones and natural enrichment of nickel in sediments of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 156, 116-123.
- Mazarrasa, I., Marbà, N., Garcia-Orellana, J., Masqué, P., Arias-Ortiz, A. and Duarte, C. M., (2017). Effect of environmental factors (wave exposure and depth) and anthropogenic pressure in the C sink capacity of *Posidonia oceanica* meadows, *Limnol. Oceanogr.*, 62(4), 555 doi:10.1002/lno.10510, 2017.
- 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 CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560.
- Robbins J. A., (1978). Geochemical and geophysical application of radioactive lead isotopes, p. 285-393. En: J. O. Nriagu (ed.), *The biogeochemistry of lead in the environment*. Amsterdam: Elsevier.
- Ruiz-Fernández, A. C., Carnero-Bravo, V., Sanchez-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. *Science of the total environment*, 630, 1628-1640.
- Ruiz-Fernández A.C., Frignani M., Hillaire-Marcel C., Ghaleb B., Arvizu M.D., Raygoza-Viera J.R., Páez-Osuna F., (2009). Trace Metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) Accumulation Recorded in the Intertidal Mudflat Sediments of Three Coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 32, 551-564.
- Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C. (2009).  $^{210}\text{Pb}$ -derived ages for the reconstruction of terrestrial contaminant history into the Mexican Pacific coast: Potential and limitations. *Marine Pollution Bulletin*, 59(4-7), 134-145.
- Ruiz-Fernández A.C., Marrugo-Negrete J.L., Paternina-Uribe R., Perez-Bernal L.H., (2011).  $^{210}\text{Pb}$ -derived Sedimentation Rates and Corg Fluxes in Soledad Lagoon (Cispatá Lagoon System, NW Caribbean Coast of Colombia). *Estuaries and Coasts*, 34, 1117-1128.
- Ruiz-Fernández A.C., Sanchez-Cabeza J.A., Ontiveros-Cuadras J.F., Páez-Osuna F. Pérez-Bernal L.H., 2014. Registros ambientales del cambio global. *Revista Ciencia y Tecnología* 40, 6-11.

- Ruiz-Fernández, A. C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., López-Mendoza, P., & Limoges, A., (2014). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern Gulf of Mexico). *Ciencias Marinas*, 40(4), 291-303.
- Sanchez-Cabeza J.A., Ruiz-Fernandez A.C., 2012.  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, 183-200.
- Smith J.N., (2001). Why should we believe  $^{210}\text{Pb}$  sediment geochronologies? *Journal of Environmental Radioactivity* 55, 2, 121–123.
- Stein, R. (1990). Organic carbon content/sedimentation rate relationship and its paleoenvironmental significance for marine sediments. *Geo-Marine Letters*, 10(1), 37-44.
- Vitousek P.M. (1994). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75, 7, 1861-1876.
- Yang, D., Kanae, S., Oki, T., Koike, T., Musiake, K., (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological processes*, 17(14), 2913-2928.

### 3.5. ¿Son diferentes los suelos de manglares degradados y blanquizales en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche?

Cinco-Castro Siuling<sup>1,\*</sup>; Pech-Poot Eunice<sup>1</sup> y Herrera-Silveira Jorge<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 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 por los servicios ecosistémicos que proporcionan. Sin embargo, la fragmentación del hábitat por diferentes causas ha ocasionado estragos sobre ellos. Existe la disyuntiva para distinguir entre manglares degradados y otros ecosistemas llamados “blanquizales”. De acuerdo con la experiencia del LPP-CINVESTAV-IPN, las diferencias entre estos grupos pueden ser identificadas utilizando como aproximación la profundidad de materia orgánica visible. Por esta razón, el objetivo de este trabajo es caracterizar los suelos de 11 sitios en la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP), previa clasificación de manglares degradados y “blanquizales”. Los resultados indican que, efectivamente, existen diferencias estadísticas entre ambos grupos, tanto en la profundidad de la materia orgánica visible como en el contenido de materia orgánica (%), y en la densidad aparente de los suelos ( $\text{g cm}^{-3}$ ). Esta información representa una herramienta para la toma de decisiones respecto al manejo de manglares en la RBLP, considerando que representan una oportunidad para la implementación de estrategias mitigación, adaptación y reducción de la vulnerabilidad a los efectos del cambio climático.

**Palabras clave:** *suelo; manglar degradado; blanquizales; densidad; materia orgánica.*

#### Abstract

Mangroves are recognized for the ecosystem services they provide. However, habitat fragmentation from different causes has wreaked havoc on them. There is a dilemma in distinguishing between degraded mangroves and other ecosystems called “blanquizales”. According to the experience of the LPP-CINVESTAV-IPN, the differences between these groups can be clarified using the length of visible organic matter as an approximation. For this reason, the objective of this work is to characterize the soils of 11 sites in the Los Petenes Biosphere Reserve (RBLP) after classifying degraded and white mangroves. The results indicate that, indeed, there are statistical differences between both groups, both in the length of visible organic matter and in the soil’s organic matter content (%) and the bulk density ( $\text{g cm}^{-3}$ ). This information represents a decision-making tool for mangrove management in the RBLP, considering that they represent an opportunity to implement restoration strategies in the area.

**Key words:** *soil; degraded mangrove; blanquizales; density; organic matter.*

#### Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros que proveen una gran variedad de servicios ecosistémicos. Este valor se estima en \$21,071 USD por hectárea, alcanzando hasta \$1.4 M de USD (Getzner e Islam, 2020). A pesar de esto existe fragmentación del hábitat en estos ecosistemas que puede ser natural o inducida. Esta fragmentación tiene influencia en las condiciones de hidrología, el ambiente fisicoquímico del suelo y en la vegetación que caracteriza a cada manglar.

En la Reserva de la Biosfera Los Petenes se han identificado diferentes clases de vegetación, entre las que se encuentran blanquizales, marismas de gramíneas y ciperáceas, manglares, selva baja y mediana caducifolias y petén (Jean-François y Correa, 2000). De acuerdo con estos autores, un blanquizal está definido como una franja palustre generalmente sin cubierta vegetal que se forma por intrusiones salinas al territorio. Sin embargo, al comparar visualmente estas áreas sin cubierta vegetal con otras áreas identificadas como uso de suelo manglar que no tienen relictos de vegetación anterior, resulta confuso poder distinguir entre zonas que realmente son manglares degradados y zonas que son consideradas blanquizales como tal.

En este sentido, la caracterización del suelo al ser un elemento dinámico cuya formación lleva cientos o miles de años mientras se llevan a cabo procesos químicos, físico y biológicos, resulta de vital importancia como herramienta para distinguir entre manglares degradados y blanquizales.

La materia orgánica de un suelo está relacionada con aportes internos y externos de los que se encuentran sujetos los ecosistemas, y es la propiedad bioquímica del suelo más importante porque proporciona una idea de la calidad edáfica, al ser la fracción orgánica del suelo que proviene de la descomposición de seres vivos. En suelos agrícolas el porcentaje de materia orgánica para un suelo rico en nutrientes es del 4% (Trinidad-Santos, 2018) y en suelos naturales puede existir un 5% de materia orgánica (Gallardo-Lancho, 1982), sin embargo, esta proporción cambia de acuerdo con el ecosistema de que se trate. En manglares de la Península de Yucatán este valor promedio es de 34.6% (Herrera-Silveira et al., 2017).

Por otro lado, la densidad aparente de los suelos es una característica que integra las condiciones hidrológicas, geológicas y biológicas que predominan en cierta zona, es un reflejo también de la permeabilidad del suelo e interviene en las características de la vegetación (Gabriels y Lobo, 2011).

Con base en lo anterior, el objetivo del presente estudio es caracterizar los suelos de sitios identificados como manglares degradados y como blanquizales dentro del polígono de la Reserva de la Biósfera Los Petenes.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

Este trabajo se desarrolla en la Reserva de la Biósfera Los Petenes (RBLP), al norte del estado de Campeche (Figura 1). De acuerdo con CONABIO (2021), los manglares dentro del polígono cubren 90,994 ha, mientras que para manglar perturbado únicamente se reportan 635 ha.

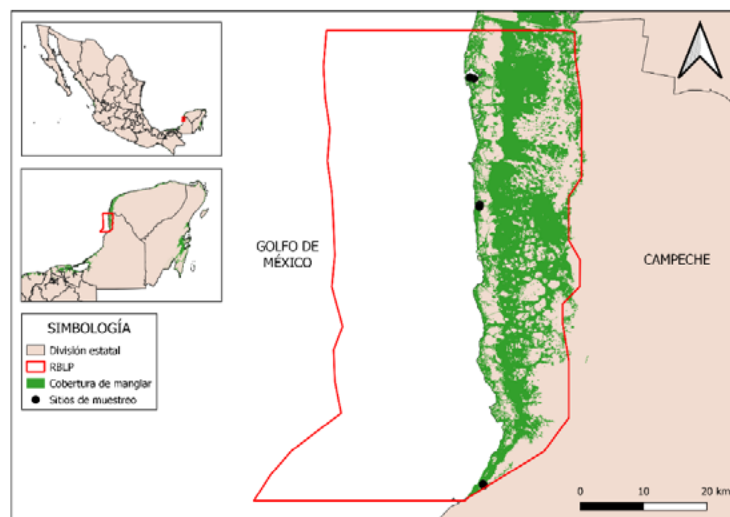


Figura 1. Localización del área de estudio.

### Metodología

Para la caracterización de los suelos de manglares en la RBLP se evaluó *in situ* profundidad de la materia orgánica (MO) visible en los núcleos. Los sitios fueron catalogados como degradados o blanquizales. Esta caracterización está basada en la extracción de 11 núcleos de 1 m de profundidad distribuidos dentro del polígono de la reserva (7 en manglares degradados y 4 en blanquizales). Los núcleos fueron divididos en intervalos (0-15 cm, 15-30 cm, 30-50 cm, 50-100 cm) y trasladados al laboratorio para su análisis. Las muestras fueron secadas a 70°C por 72 h para obtener el peso seco y determinar la densidad aparente (DA). El contenido de MO (%) fue estimado por diferencia de peso, colocando las muestras en una mufla a 550 °C durante 4 h.

Los resultados se expresan en media ± desviación estándar. Los datos fueron sometidos a prueba de normalidad (Shapiro-Wilks modificado). Al no cumplir con este supuesto, fueron analizados aplicando análisis de varianza no paramétrica (Kruskal-Wallis) en InfoStat versión 2020.

### Resultados y Discusión

El registro fotográfico indica que los 11 sitios visitados para la extracción de núcleos son semejantes visualmente (inundados y desprovistos de vegetación) (Figura 2). Estos sitios, de acuerdo con la caracterización *in situ* de los núcleos, fueron clasificados en manglares degradados y blanquizales.

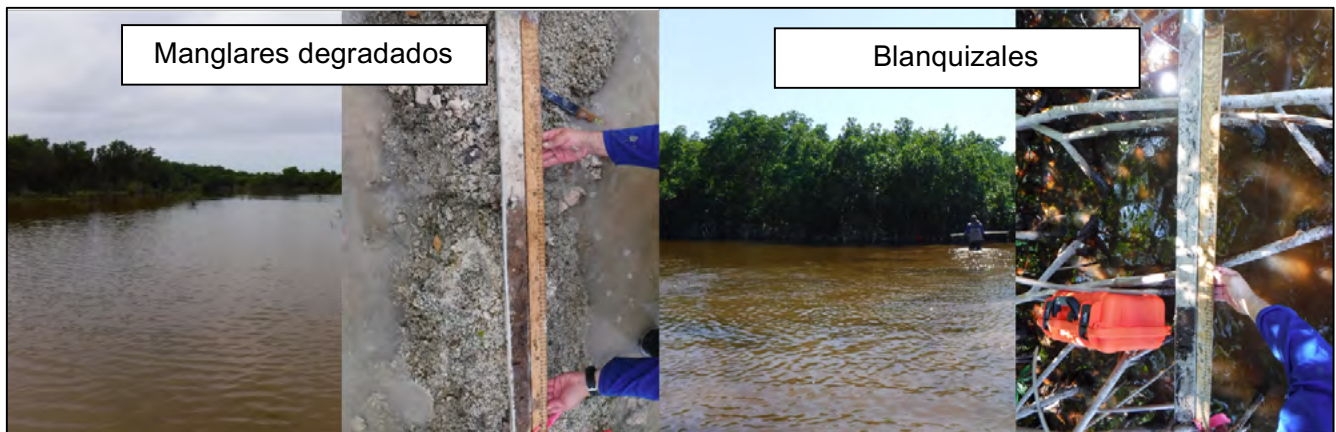


Figura 2. Caracterización *in situ* de los sitios de manglares degradados y blanquizales con base en el largo de la materia orgánica visible (cm).

La profundidad de la materia orgánica promedio en los núcleos caracterizados *in situ* es de 35.4 ± 6.84 cm, siendo mayor en los suelos de manglares degradados con respecto a los de blanquizales (Cuadro 1). El análisis de Shapiro-Wilks muestra normalidad en los datos de profundidad de la MO (W=0.83, p=0.0521). El análisis de varianza (ANOVA) indica que existen diferencias estadísticas en la profundidad visible de la MO en los núcleos (F=6.23, p=0.0372).

Cuadro 1. Caracterización del suelo en manglares degradados y blanquizales con respecto al largo de la materia orgánica visible a 1 m de profundidad.

Condición	Largo visible de MO (cm)			
	Promedio	D.E.	Mín.	Máx.
Manglar degradado	44.29	19.84	14	68
Blanquizales	14.67	1.53	13	16

La densidad aparente promedio de los suelos es de  $0.49 \pm 0.05 \text{ g cm}^{-3}$ . El valor más alto se presenta en los blanquiales ( $0.74 \pm 0.11 \text{ g cm}^{-3}$ ). Por otro lado, el contenido de materia orgánica promedio es de  $35.6 \pm 2.78 \%$ , de donde el valor más alto se presenta en manglares degradados ( $42.8 \pm 3.48 \%$ ). De acuerdo con el análisis estadístico, DA y MO no tienen distribución normal ( $W=0.78$  y  $0.84$ , respectivamente,  $p<0.0001$ ). En análisis estadístico muestra que existen diferencias entre la DA ( $H=11.52$ ,  $p=0.0007$ ) y el contenido de MO ( $H=11.36$ ,  $p=0.0007$ ) de los suelos de manglares degradados y áreas identificadas como blanquiales. Es decir, los suelos de los blanquiales son más densos y tienen menor contenido de materia orgánica con respecto a los de manglares degradados (Figura 3).

De manera general se cumple la relación inversa que existe entre la materia orgánica y la densidad aparente de los suelos ( $R^2 = 0.7442$ ). Con respecto a los perfiles de profundidad se mantiene el mismo patrón tanto en suelos de manglares degradados como en blanquiales (Figura 3).

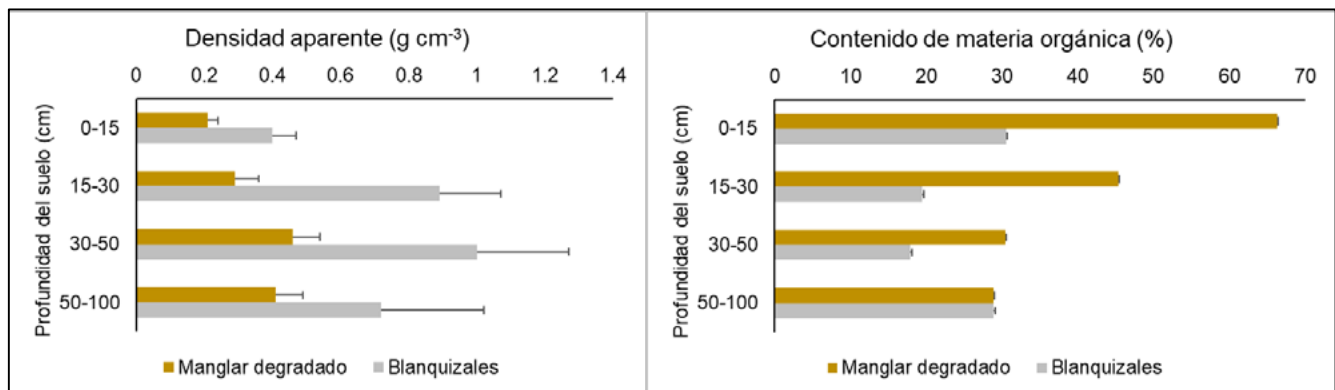


Figura 3. Caracterización de los suelos de manglares degradados y blanquiales con respecto a su densidad aparente y contenido de materia orgánica considerando perfiles de profundidad. Las barras representan la desviación estándar.

En las zonas catalogadas como “blanquiales” el contenido de materia orgánica oscila entre 17.92% y 30.56%. Sin embargo, a pesar de las diferencias estadísticas con respecto a los manglares degradados, los valores son lo suficientemente altos para poner en duda que los “blanquiales” correspondan a un ecosistema diferente, considerando que en suelos naturales el porcentaje de MO suele ser menor a 10% (Gallardo-Lancho, 1982).

Por esta razón, estos resultados deben ser tomados con precaución y continuar analizando los suelos de manglares degradados y “blanquiales” incrementando el número de núcleos y considerando variables como contenido de carbono, nitrógeno y fósforo, así como análisis isotópicos de  $C^{13}$  y  $N^{15}$  para determinar las fuentes del material orgánico en las zonas de interés.

## Conclusiones

La caracterización de suelos en manglares es una herramienta importante para conocer la historia del ecosistema. A simple vista, puede ser confuso distinguir entre un manglar degradado y algún otro tipo de ecosistema, sin embargo, la aproximación de la profundidad de la materia orgánica visible resulta útil para salir de dudas. Esto partiendo de la idea de que la materia orgánica acumulada en un suelo representa la interacción con restos de plantas y/o animales en la zona. Por lo tanto, al no haber plantas de manglar con anterioridad que contribuyan a las propiedades del suelo, los suelos de blanquiales son más densos y con menor contenido de materia orgánica.

Esta aproximación tiene implicaciones en el manejo de estos ecosistemas ya que, si se pueden diferenciar acertadamente las áreas de manglar degradado de los blanquiales en la RBLP, se pueden establecer acciones de restauración de manglares con bases científicas sólidas. Sin embargo, los resultados actuales no son contundentes, se requiere la integración de mayor evidencia de las diferencias



entre manglares degradados y “blanquizales” considerando otras variables para una correcta toma de decisiones.

## Agradecimientos

Este trabajo fue realizado gracias al proyecto “Carbono azul en la eco-región Los Petenes-Celestún: Vínculo entre comunidades y ecosistemas costeros frente al cambio climático” financiado por David and Lucile Packard Foundation. Agradecemos también al personal del Laboratorio de Producción Primaria de Cinvestav-Unidad Mérida por su apoyo en logística, participación en salidas de campo y en el procesamiento de muestras.

## Literatura citada

- 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>
- Gabriels, D., y Lobo, D. 2011. Métodos para determinar granulometría y densidad aparente del suelo. *Venezuelas*, 14(1), 37-48.
- Gallardo-Lancho J. 1982. La materia orgánica del suelo, su importancia en suelos naturales y cultivados. Temas de divulgación. Centro de Edafología y Biología Aplicada. ISBN: 84-00-05098-3 Getzner M. y M.S. Islam. 2020. Ecosystem Services of Mangrove Forests: Results of a Meta-Analysis of Economic Values. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 17(16):5830. <https://doi.org/10.3390/ijerph17165830>.
- Herrera-Silveira J.A., Teutli-Hernández C., Cinco-Castro S., Ramirez-Ramirez 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. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1728/KN003/14. Informe Final, noviembre 2017.
- Mas, Jean-François y Correa Sandoval, Jorge. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones geográficas*, (43), 42-59. Recuperado en 21 de septiembre de 2022, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112000000300004&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112000000300004&lng=es&tlng=es)
- Trinidad-Santos, A. 2018. Importancia de la materia orgánica en el suelo. *Agro Productividad*, 9(8). Recuperado a partir de <https://www.revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/802>



The background of the slide is a teal color with a pattern of white, wispy clouds. The clouds are more concentrated in the upper right and lower right areas, while the left side is a solid teal color.

# 4 Ecosistemas Marinos

## 4.1. Flujos de CO<sub>2</sub> océano-atmósfera en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano durante Noviembre 2020

Espinoza-Ramírez Isaac<sup>1</sup>; Chapa-Balcorta Cecilia<sup>2,\*</sup>; Norzagaray-López Orión<sup>3</sup>; Hernández-Ayón J. Martín<sup>3</sup> y Pérez-España Horacio<sup>4</sup>.

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Marinas, UABC. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas, 22860 Ensenada, B.C.

<sup>2</sup> Instituto de Recursos. Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

<sup>3</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México,

<sup>4</sup> Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Calle Hidalgo 617, Col. Río Jamapa, C.P. 94290 Boca del Río, Veracruz, México

\* Autor por correspondencia: cecilia\_chapa@aulavirtual.umar.mx

### Resumen

El océano cumple un papel muy importante debido a que funge como almacén del 30% de CO<sub>2</sub> total que es emitido a la atmósfera. Sin embargo, el incremento de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera ha alterado el intercambio de carbono que se da entre el océano y la atmósfera. El siguiente trabajo tiene la finalidad de generar una línea base de información sobre los flujos de carbono (FCO<sub>2</sub>) en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), Veracruz. Se estimó por primera vez en el PNSAV el FCO<sub>2</sub> a partir de datos colectados *in situ* durante un muestreo realizado en noviembre de 2020. Las muestras obtenidas a distintas profundidades fueron analizadas en el laboratorio, donde se midieron las variables de Alcalinidad Total (AT) y pH. Se utilizó el programa CO<sub>2</sub>sys\_v2.1 para estimar las variables faltantes del sistema de carbonatos: Presión parcial (pCO<sub>2</sub>) y Carbono Inorgánico Disuelto (DIC). Los FCO<sub>2</sub> obtenidos, arrojan valores positivos, con valores máximos de 5.40 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y 3.12 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> como valores mínimos. En conclusión, la zona de estudio se comportó como fuente de CO<sub>2</sub>, lo cual indica una mayor concentración de carbono en el océano y por efecto de la presión, es liberada a la atmósfera. Sin embargo, existe una escasez de información sobre el tema, por lo tanto, generar más estudios, ayudará a una mayor comprensión sobre el intercambio del CO<sub>2</sub> en la interfase océano-atmósfera.

**Palabras claves:** *intercambio de CO<sub>2</sub>; pH; Alcalinidad Total.*

### Abstract

The ocean plays a very important role because it serves as a store for 30% of total CO<sub>2</sub> that is emitted into the atmosphere. However, the increase in CO<sub>2</sub> emissions into the atmosphere has altered the carbon exchange between the ocean and the atmosphere. The following work aims to generate a baseline of information on carbon fluxes (FCO<sub>2</sub>) in the Veracruz Reef System National Park (PNSAV), Veracruz. FCO<sub>2</sub> were estimated for the first time in the PNSAV from data collected *in situ* during a sampling campaign in November 2020. The samples obtained at different depths were analyzed in the laboratory, where the variables of Total Alkalinity (AT) and pH were measured. The program CO<sub>2</sub>sys\_v2.1 was used to estimate the missing variables of the carbonate system: Partial Pressure (pCO<sub>2</sub>) and Dissolved Inorganic Carbon (DIC). The FCO<sub>2</sub> obtained, show positive values, with maximum values of 5.40 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> and 3.12 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> as minimum values. In conclusion, the study area behaved as a source of CO<sub>2</sub>, indicating a higher concentration of carbon in the ocean and by effect of pressure, is released into the atmosphere. However, there is a dearth of information on the subject, therefore, to generate more studies, will provide a greater understanding of CO<sub>2</sub> exchange at the ocean-atmosphere interface.

**Keywords:** *air-sea CO<sub>2</sub> flux; pH; Total Alkalinity.*

## Introducción

El término flujos de carbono ( $\text{FCO}_2$ ) se refiere al intercambio de carbono que ocurre de un reservorio a otro (océano-atmósfera, continente-océano y sedimento-columna de agua). Debido al constante incremento de  $\text{CO}_2$  antropogénico a la atmósfera, los  $\text{FCO}_2$  entre océano-atmósfera han presentado alteraciones a nivel global (Le Quéré et al., 2015). Los estudios sobre los sistemas de  $\text{CO}_2$  en los océanos aportan información sobre el comportamiento de los flujos de carbono, además, determinan si la zona actúa como fuente o sumidero de  $\text{CO}_2$ . El sistema de  $\text{CO}_2$  está formado por variables que interactúan unas con otras. Estas variables son: pH, Alcalinidad Total (AT), Presión parcial del  $\text{CO}_2$  ( $\text{pCO}_2$ ), y Carbono Inorgánico Disuelto (CID). Este sistema es muy importante en el océano, ya que regula el pH del agua de mar, es fuente de carbono en la productividad primaria, así como, controla los flujos de  $\text{CO}_2$  entre la biósfera, la litósfera, la atmósfera y el océano (Millero, 2006).

Usualmente, en la zona costera, las fuentes de  $\text{CO}_2$  están asociadas a zonas de surgencias, zonas cálidas y sitios de afloramiento (Breitburg et al., 2018). Los sumideros están descritos como zonas de alta productividad orgánica primaria como lo son: los fondos de pastos marinos (PM) y los bosques de manglar en ambientes costeros, importantes reservorios del carbono marino (Frankignoulle *et al.*, 1996). En México, los estudios realizados sobre el sistema de carbonatos y  $\text{FCO}_2$  son escasos. Las regiones más estudiadas en el país son la Corriente de California y el Golfo de California (Chapa-Balcorta *et al.*, 2018). Los arrecifes de coral han sido clasificados como fuentes de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera, debido que el proceso de calcificación remueve iones carbonato disueltos en agua, lo que resulta en una disminución de la alcalinidad y promueve la liberación de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera. Sin embargo, la cuantificación de  $\text{FCO}_2$  en ambientes arrecifales en México es escasa. Por ello, el presente trabajo tiene el objetivo de caracterizar el sistema de carbonatos y estimar los flujos de  $\text{CO}_2$  en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), una región de gran importancia económica, turística y cultural, que además alberga distintas especies de arrecifes de coral, que desempeñan un papel muy importante, debido a que son indicadores ante el cambio de temperatura y acidez que presenta el océano por efecto del cambio climático actual.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El estudio se realizó en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) ubicado en la costa del estado de Veracruz (figura 1). Es una zona que cuenta con distintas especies de flora y fauna, siendo los arrecifes de coral los más importantes de México, debido a su función ecológica. Aunado a ello, se desconoce el estado de intercambio de  $\text{CO}_2$  entre océano-atmósfera, debido a la falta de estudios publicados.

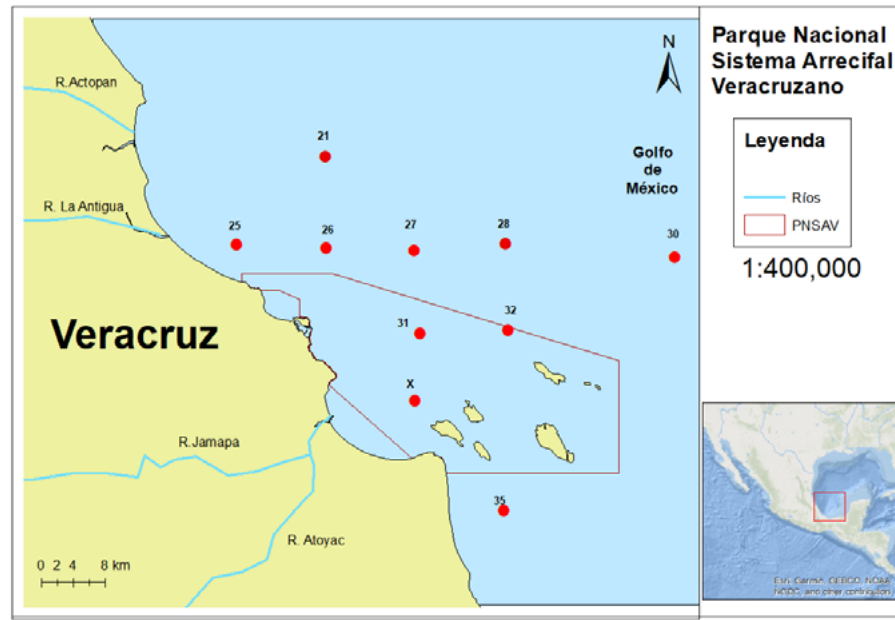


Figura 1. Localización del área de estudio.

## Metodología

El muestreo fue realizado durante noviembre de 2020. Se llevó a cabo mediante el muestreo en nueve estaciones ubicados dentro y fuera del PNSAV, con profundidades de 1, 10, 20 y 30 m. La colecta se realizó en una embarcación menor con motor fuera de borda, Las muestras de agua se colectaron mediante una botella Niskin de 5 litros de las cuales se obtuvieron alicatas de 500 ml en botellas de borosilicato de sodio, cuidando de no generar burbujeo para evitar el intercambio de  $\text{CO}_2$  con la atmósfera. Posteriormente se fijaron con una solución de  $\text{HgCl}_3$  y se sellaron con ligas y grasa Apiezon. Además, se realizaron lances de CTD para medir temperatura, salinidad y presión.

### *Cuantificación del pH.*

Para determinar los valores de pH de las muestras colectadas se utilizó el método espectrofotométrico en la escala de pH de concentración total de iones de hidrógeno propuesto por Clayton y Byrne (1993). La concentración total de iones de hidrógeno  $[\text{H}^+]$ , se expresa como moles por kilogramo de agua de mar. También fue necesario el uso de material de referencia certificado de Dickson y colaboradores (2007), con el objetivo de mantener un control de calidad de los análisis. Las muestras se analizaron con una precisión de  $\pm 0.004$  unidades.

### *Cuantificación de AT*

Se determinó la alcalinidad total utilizando el método de titulación de alcalinidad total con titulaciones potenciométricas en celda abierta (Dickson et al., 2007). Se colocó una cantidad conocida de agua de mar en una celda abierta para posteriormente ser titulado con una solución de  $\text{HCl}$  0.1 M. La alcalinidad total se calculó a partir del volumen de titulación usando la técnica de la derivada descrita por Hernández-Ayón y colaboradores (1999). Las muestras fueron analizadas con una precisión de  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$  y se utilizó agua de referencia para obtener la exactitud.

### Determinación del CID y $pCO_2$

Para determinar la presión parcial de  $CO_2$  y carbono inorgánico disuelto se utilizó el programa  $CO_2sys\_V2\_2\_XLS$  (Lewis y Wallace, 2012) el cual es capaz de estimar dichas variables si se conoce la AT y pH, así como, temperatura y salinidad.

### Cálculo de $FCO_2$

Para el cálculo de los flujos de carbono se empleó la ecuación descrita por Wanninkhof (2019)

$$[FCO_2, dpCO_2] = F CO_2 (p CO_2\_agua, pCO_2\_atm, T, S, u)$$

Donde  $pCO_2\_agua$  representa la presión parcial del agua de mar en  $\mu atm$  que se obtuvo a partir del programa  $CO_2sys\_V2\_1\_XLS$ , la  $pCO_2atm$  es la presión atmosférica en  $\mu atm$  y se obtuvo a partir del registro diario de  $pCO_2$  atmosférico en el portal electrónico del Laboratorio de Investigación de Sistema de la Tierra (ESRI) de la NOAA (Administración Nacional Oceánica y atmosférica, por sus siglas en inglés) de la estación Mauna Loa que puede ser consultado en la página <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/monthly.html>.  $T$  es la temperatura en Kelvin,  $S$  es la salinidad y  $U$  es la velocidad del viento en metros por segundo. Los datos de viento fueron obtenidos de la plataforma Copernicus (<http://www.copernicus.eu/es>) y representan datos promediados espacialmente, además de que representan bien la variabilidad sinóptica de esta variable. Los flujos de carbono están dados en  $mmol C m^{-2} d^{-1}$ . Los resultados fueron graficados utilizando el programa Ocean Data View.

## Resultados y discusión

### Parámetros fisicoquímicos

La temperatura superficial y la salinidad en la zona de estudio se mantiene casi uniforme con una temperatura que no rebasa los  $27.5\text{ }^{\circ}C$  y una salinidad con valores máximos de 37.2 y 35.5 como valores mínimos. Estos valores concuerdan con trabajo realizado por Perales *et. al.* (2015) donde describen la variación estacional de la temperatura y salinidad frente a Boca del Río, Veracruz en 2011, encontrando valores de temperatura que van de  $22$  a  $28^{\circ}C$  durante verano y otoño, mientras que la salinidad permaneció de 36.3.

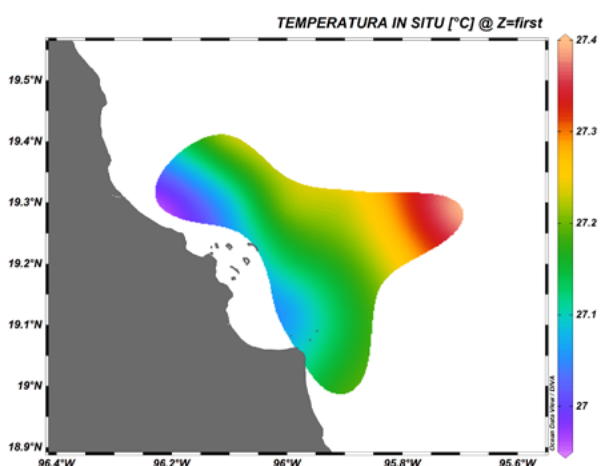


Figura 2. Distribución espacial de la temperatura.

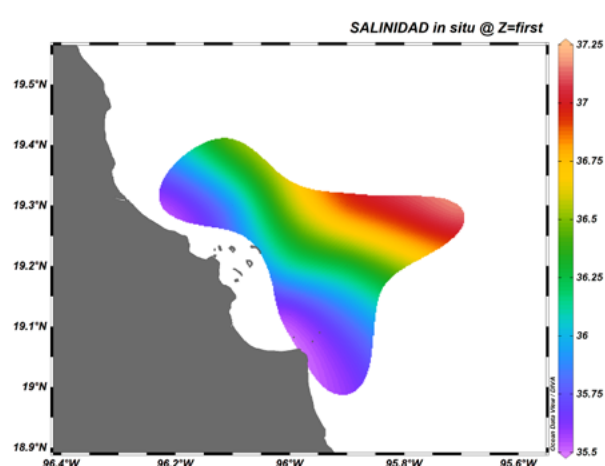


Figura 3. Distribución espacial de la Salinidad.

### Variables del sistema de CO<sub>2</sub>

En la figura 4 se puede apreciar la distribución de AT con los valores más elevados en la zona norte del parque entre la estación 21, 25 y 26 (valores máximos de 2415  $\mu\text{mol/kg}$  y 2380  $\mu\text{mol/kg}$  como valores mínimos) y valores más bajos en la zona sur. La variable de pH se mantiene con valores muy uniformes con un rango que va de 8 a 8.04 unidades (figura 5). La pCO<sub>2</sub> del agua de mar presenta una distribución heterogénea a lo largo del área de estudio con valores máximos de 550  $\mu\text{atm}$  y 490  $\mu\text{atm}$  como valores mínimos (figura 6). El CID presenta valores máximos de 2130  $\mu\text{mol/kg}$  ubicados entre las estaciones 26 y 31, mientras que el valor mínimo se localiza en la estación más alejada al Este (estación 30) con 2100  $\mu\text{mol/kg}$  (figura 7).

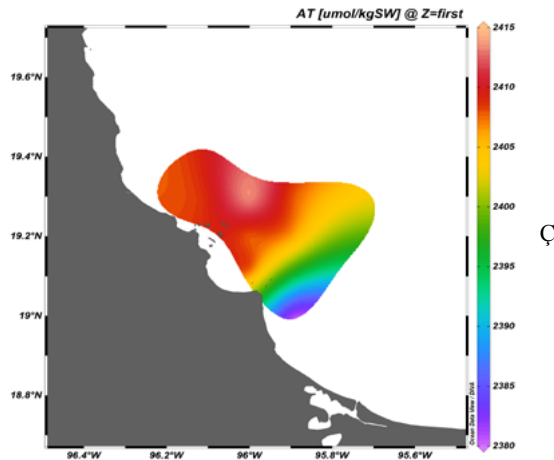


Figura 4. Distribución espacial de la Alcalinidad Total (AT)

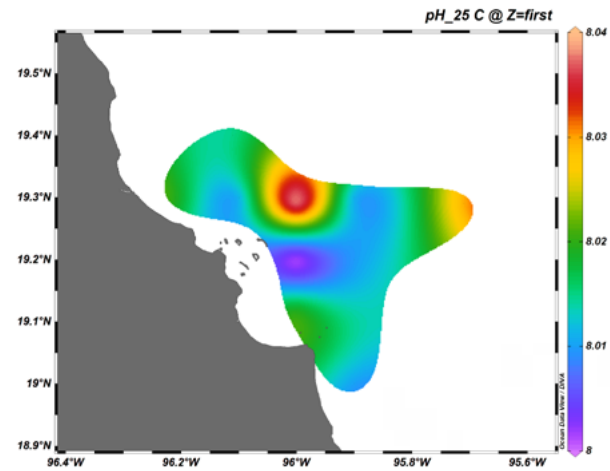


Figura 5. Distribución espacial de pH

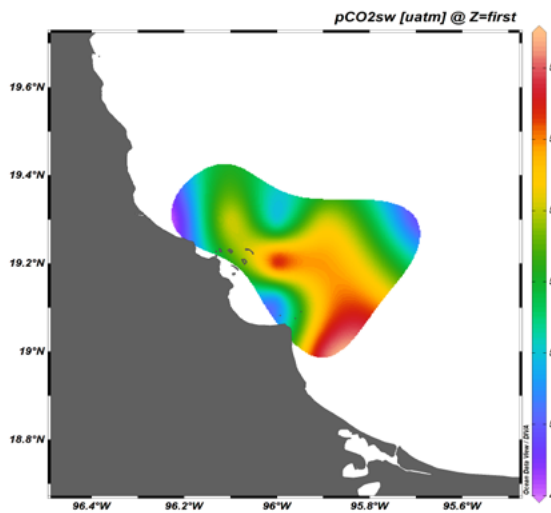


Figura 6. Distribución espacial del pCO<sub>2</sub> del agua de mar.

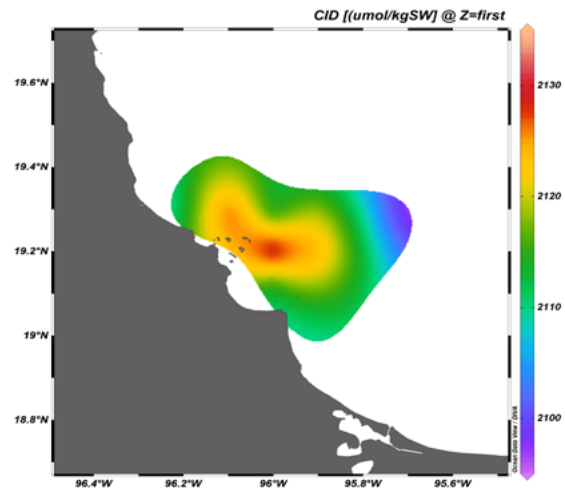


Figura 7. Distribución espacial del Carbono Inorgánico Disuelto.

### Flujos de CO<sub>2</sub>

En la figura 8 se aprecia la distribución espacial de los flujos de carbono con valores que no sobrepasan los 5.5  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  siendo la estación 31 el valor más alto con 5.40  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y la estación 25 con 3.12  $\text{mmol C m}^{-2} \text{d}^{-1}$  como mínimo. Estos valores indican que la zona de estudio se comporta como una fuente de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera.

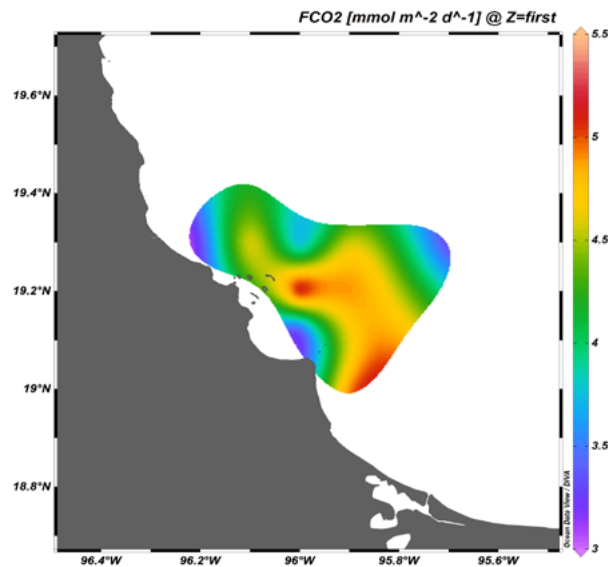


Figura 8. Distribución espacial de los FCO<sub>2</sub> en el PNSAV

## Conclusiones

Los datos de flujos de carbono para la temporada indica que el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y alrededores se comportó como una fuente que libera CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera durante noviembre de 2020. Este representa el primer reporte de FCO<sub>2</sub> en el PNSAV. Sin embargo, se requieren realizar más estudios en la zona en distintas temporadas y series de tiempo de largo plazo para tener un conocimiento más amplio sobre el tema del sistema de carbonatos y flujos de carbono en la región.

## Agradecimientos

Los autores agradecen Al “Programa permanente de monitoreo de la acidificación del océano y su efecto en corales formadores de arrecifes en México” con clave CONACYT-SEMARNAT-2016-01-278637- por el financiamiento de este trabajo y la beca otorgada al primer autor.

## Literatura citada

- Breitbart, D., L. A. Levin, A. Oschlies, M. Grégoire, F. P. Chavez, D. Conley and G. S. Jacinto. 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, 359(6371), eaam7240. DOI: 10.1126/science.aam7240
- Clayton, T. D. and R.H. Byrne. 1993. Spectrophotometric seawater pH measurements: total hydrogen ion concentration scale calibration of m-cresol purple and at sea results. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 40(10): 2115- 2129.
- Chapa-Balcorta, C., R. Sosa-Ávalos, J. M. Hernández-Ayón y T. L. Espinosa-Carreón. 2018. Base de datos sobre carbono inorgánico disuelto y flujos de carbono océano-atmósfera en ecosistemas marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(3), 186-199.
- Dickson A.G., C.L. Sabine and J.R. Christian. 2007. Guide to Best Practices for Ocean CO<sub>2</sub> Measurements. PICES special publication, 3:1-191.
- Frankignoulle, M., J. P. Gattuso, R. Biondo, I. Bourge, G. Copin-Montégut and M. Pichon. 1996. Carbon fluxes in coral reefs. II. Eulerian study of inorganic carbon dynamics and measurements of air-sea CO<sub>2</sub> exchanges. *Marine Ecology Progress Series* 145:123-132.
- Hernández-Ayón, J.M., S.L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity, and total CO<sub>2</sub> in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Anal. Chim. Acta*, 394:101-108.
- Le Quéré, C., R. Moriarty, R. M. Andrew, J. G. Canadell, S. Sitch, *et al.* 2015. Global Carbon Budget 2015. *Earth System Science Data*, Copernicus Publications, 7 (2), pp.349-396.
- Millero, F. 2006. *Chemical Oceanography*. CRC Press. E.U.A., 496. Montes-Hugo, M. A., S. Álvarez-Borrego, and A. Zirino. 1998. The winter air-water CO<sub>2</sub> net flux is not significant in the Gulf of California to the north of 30°N. *Ciencias Marinas* 249:483-490.
- Wanninkhof, R., J. Triñanes, G. H. Park, D. Gledhill and A. Olsen. 2019. Large decadal changes in air-sea CO<sub>2</sub> fluxes in the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124. <https://doi.org/10.1029/2019JC015366>

## 4.2. Variabilidad espacio temporal de la alcalinidad total estimada a partir de datos satelitales en el Pacífico frente a México

Coronado-Álvarez Luz de L. A.<sup>1</sup>, Hernández-Ayón J. Martín<sup>2</sup>, Espinosa-Carreón T. Leticia<sup>3</sup> y Norzagaray-López C. Orión<sup>\*</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.

<sup>3</sup> Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR- SINALOA, Guasave, Sinaloa, México.

\* Autor para correspondencia: coronadolu@yahoo.com.mx

### Resumen

La presión parcial del CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) es la variable con mayor cobertura espacial en todos los océanos, alrededor del ~1.4%; mientras que el resto de las variables del sistema de carbonatos cuentan con un número inferior de mediciones. Sin embargo, la generación de información mediante el uso de métodos para la estimación de alcalinidad total (AT) mediante mediciones termohalinas es un campo propicio para contribuir en el conocimiento de este sistema en aquellas zonas donde existan pocos datos, como el Pacífico mexicano (PM). Se recopilaron bases de datos del PM de diversas fuentes que contuvieran temperatura superficial del mar (TSM), salinidad, pCO<sub>2</sub> y alcalinidad total (AT). Asimismo, se estimó la AT en el PM en el periodo de 1993 a 2019, mediante la función LIAR (locally interpolated AT regression), con datos in situ de temperatura superficial del mar (TSM) y salinidad. Se compilieron datos satelitales de TSM (TSM<sub>sat</sub>) y salinidad (SSS) a partir de los cuales se calculó la AT estacional con la función LIAR. Por lo que se obtuvieron mapas estacionales de AT que mostraron la variabilidad espacio temporal; mostrando que el uso de información de sensores remotos son una pieza clave en la formulación de escenarios, donde las mediciones in situ son escasas o nulas.

**Palabras clave:** *alcalinidad total; carbono; salinidad; satelites.*

### Abstract

The partial pressure of CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) is the variable with the highest spatial coverage in all oceans, around ~1.4%; while the rest of the carbonate system variables have a lower number of measurements. However, the generation of information through the use of methods for the estimation of total alkalinity (TA) by thermohaline measurements is a favorable field to contribute to the knowledge of this system in those areas where few data exist, such as the Mexican Pacific (PM). PM databases were compiled from various sources containing sea surface temperature (SST), salinity, pCO<sub>2</sub>, and total alkalinity (TA). Likewise, the TA in the PM was estimated for the period 1993 to 2019, using the LIAR (locally interpolated AT regression) function, with in situ data of sea surface temperature (SST) and salinity. Satellite data of SST (SST<sub>sat</sub>) and salinity (SSS) were compiled from which the seasonal TA was calculated with the LIAR function. As a result, seasonal TA maps were obtained that showed the spatiotemporal variability; showing that the use of information from remote sensors is a key element in the formulation of scenarios, where in situ measurements are scarce or nonexistent.

**Key words:** total alkalinity; carbon; salinity; satellite.

### Introducción

El incremento de emisiones de CO<sub>2</sub> por actividades humanas ha provocado la absorción por parte del océano de este gas en exceso, alrededor del 30%, desde el siglo XIX hasta la actualidad. Esto ha causado



la disminución del pH marino en 0.1 unidades (Feely et al., 2009); el cual es proporcional al incremento del 30% de la actividad del ion  $H^+$  y de la presión parcial de  $CO_2$  del agua ( $pCO_2$ ) (Gregor y Gruber, 2021). La  $pCO_2$  es una de las cuatro variables del sistema de carbonatos (las restantes son pH, alcalinidad total (AT) y carbono inorgánico disuelto (DIC)), con mayor cobertura espacial en todos los océanos, cubriendo alrededor del  $\sim 1.4\%$  de esta superficie (Bakker et al., 2016). La AT está controlada principalmente por la salinidad; por ende, los procesos que modulan a ésta, influyen en los cambios que presenta AT (Broecker y Peng, 1982). Sin embargo, los procesos físicos y biológicos pueden tener efecto en ella (Thomas, 1966), así como la precipitación y disolución de carbonato (Cai et al., 2020). En la actualidad, monitorear los cambios en AT es esencial debido al incremento en las emisiones de  $CO_2$  a la atmósfera y la reducción en la disolución de gases por el aumento de la temperatura de mar por el cambio climático.

En el pacífico mexicano (PM) confluyen diversas masas de agua: frente a la Península de Baja California circula el Agua de la Corriente de California (ACC), de origen subártico, que se extiende en invierno-primavera a latitudes menores ( $20^\circ N$ ) y se contrae en otoño-verano ( $27^\circ N$ ) (Durazo 2015). Entre Cabo San Lucas y Cabo Corrientes, se localiza Agua de Transición (ATr) ( $20 - 22^\circ N$ ) (Portela et al., 2016; Trucco-Pignata et al., 2019) y en el Pacífico Tropical Mexicano (latitudes  $<20^\circ N$ ) Agua Tropical Superficial (ATS) (Portela et al., 2016). Este hecho le ataña características oceanográficas particulares a regiones de menor tamaño como lo describieron Fiedler et al. (2013) y Portela et al. (2016). Debido a esta heterogeneidad oceanográfica, es de suma importancia conocer los valores de AT y discernir los agentes forzantes principales que la afectan, así como sus implicaciones en el ecosistema.

En las últimas dos décadas, las estimaciones de las variables del sistema de carbonatos a través de diversos métodos han aumentado, como es el caso de las ecuaciones desarrolladas por Lee et al. (2006), quienes regionalizaron los océanos con base a temperatura y determinaron algoritmos en cada zona para obtener valores de AT en función de mediciones in situ de temperatura y salinidad, con incertidumbre de  $\pm 8.1 \mu mol kg^{-1}$ . Por su parte, Carter et al. (2016, 2018) desarrollaron la función denominada LIAR (locally interpolated AT regression), mediante la cual se estimó AT a partir de una variable hasta cinco (temperatura potencial, salinidad, utilización aparente de oxígeno, nitrato disuelto total, silicatos totales, profundidad), con una precisión  $<10 \mu mol kg^{-1}$ , dependiendo del área geográfica. LIAR es el resultado del uso de mayor número de datos espacio-temporales para estimar AT desde superficie a profundidad en todos los océanos; lo que conlleva coeficientes de regresión mejores, con menor incertidumbre en sus cálculos (Carter et al., 2016).

Por tanto, hacer uso de algoritmos para la estimación de AT en áreas costeras y oceánicas cuya disponibilidad de datos es escasa, como en el caso del PM, permite tener un esquema general de la dinámica de las variables del sistema de carbonatos y con ello asociarlo a problemas ambientales que aquejan al ecosistema.

## Materiales y Métodos

Las bases de datos contaban con información que se distribuía frente al Pacífico frente a México (Figura 1). Las cuales fueron tomadas de diversas fuentes que se citan a continuación: National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA/Ocean Acidification Program (OAP); NOAA, 2018); Global Ocean Data Analysis Project (GLODAP; Lauvset et al., 2021); Lamont -Doherty Earth Observatory (LDEO; Takahashi et al., 2019), y Surface Ocean  $CO_2$  Atlas (SOCAT; Bakker et al., 2016). Estas fuentes de información contenían datos superficiales de: temperatura del mar (SST), salinidad y  $pCO_2$ ; la precisión de las mediciones de  $pCO_2$  fue  $\pm 5 \mu atm$ . Asimismo, se obtuvieron bases de datos que tenían mediciones de AT in situ de diversos cruceros oceanográficos: de la NOAA en su programa West Coast Ocean Acidification *Cruises* (WCOA2007, WCOA2011, WCOA2016, 33RO20160505, 33RO20160524; <https://www.ncei.noaa.gov/access/ocean-carbon-data->

system/oceans/Coastal/WCOA.html) y Cruceros de la campaña Marea Roja (MareaR) del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología en la Universidad Nacional Autónoma de México (MareaR I-2017, II-2018 y III-2019).

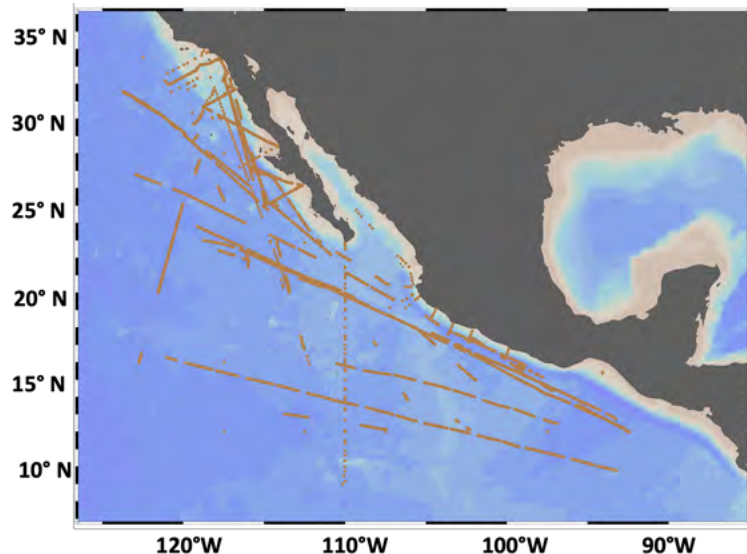


Figura 1. Estaciones hidrográficas distribuidas en el Pacífico frente a México.

### Estimación AT

- 1) Se estimó AT a partir de datos in situ de temperatura potencial y salinidad con la función LIAR (Carter et al., 2016), en el software Matlab®, con error de  $3.9\text{-}6.2 \mu\text{mol kg}^{-1}$  para la región frente a la Península de Baja California ( $22.5^\circ - 34^\circ \text{N}$ ); mientras que el error para el Pacífico tropical mexicano, por debajo de los  $22.5^\circ$  hasta los  $9^\circ \text{N}$  fue de  $7.5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ .
- 2) Mediante esta función, se obtuvieron los valores de AT con datos satelitales de temperatura superficial del mar ( $\text{SST}_{\text{sat}}$ ) y salinidad (SSS), obtenidas del sensor MODIS-Aqua (NASA, 2018) y la plataforma de productos The European Space Agency (Olmedo et al., 2017) del sensor Soil Moisture and Ocean Salinity satellite (SMOS), respectivamente; con una periodicidad diaria de julio 2002 a diciembre 2021.

Finalmente se realizaron pruebas T bayesiana, en el software libre R-Studio y la paquetería BEST (Bayesian Estimation Supersedes the t-Test) (Kruschke, 2013), para calcular si existía diferencias entre las mediciones y estimaciones de AT de acuerdo a su distribución de probabilidad posteriori, con intervalos de credibilidad al 95%.

## Resultados y Discusión

Los valores de AT, medidos y estimados, fueron consistentes; se encontraron dentro del rango de  $2220$  a  $2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$ . Los valores de AT medidos oscilaron entre  $2230$  y  $2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ; mientras que la AT estimada con la función LIAR (Carter et al., 2016) presentó valores ligeramente más altos ( $2230 - 2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ). Asimismo, se observó que la AT presentó un rango de variación menor en la Región I (entre los  $22$  y  $33.5^\circ \text{N}$ ;  $2200 - 2290 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), el cual incrementó ( $\pm 20 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) conforme la latitud disminuía (Región II), por lo que la amplitud de valores de AT fue ligeramente mayor, entre  $2220$  y  $2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$  por debajo de los  $16^\circ \text{N}$  (Figura 2). Esto puede deberse a que LIAR está basada en otros cálculos (vg., Millero et al. 1998; Lee et al. 2006; McNeil et al., 2007; Alin et al. 2012; Bostock et al. 2013) y fue corregida a partir de mayor número de datos y variables para la estimación de AT. Esta metodología le

proporcionó mayor robustez a los estimaciones y errores menores con respecto a las técnicas contempladas para su formulación (vg., Leet et al., 2006).

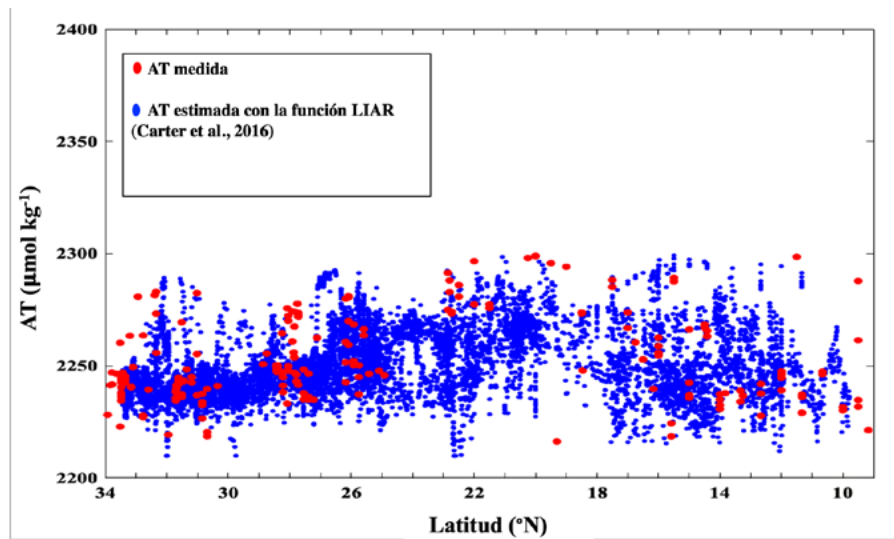


Figura 2. Distribución latitudinal de los valores medidos de alcalinidad total (AT; puntos rojos) y estimada con la función desarrollada por Carter et al. (2016) (LIAR; puntos azules).

En tanto, los valores de AT estacionales estimados con información satelital ( $\text{SST}_{\text{sat}}$  y SSS), presentaron valores menores ( $2220 - 2240 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) en latitudes por encima de los  $25^{\circ}\text{N}$  en todas las épocas. Por debajo de  $15^{\circ}\text{N}$  en invierno y primavera la AT presentó valores entre los  $2220$  y  $2250 \mu\text{mol kg}^{-1}$ . Sin embargo, en verano y otoño, se registraron los valores más bajos de  $2210 \mu\text{mol kg}^{-1}$ . Mientras que el rango de valores más alto calculado ( $2260 - 2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) se centró en el área de transición entre las dos regiones ( $15 - 25^{\circ}\text{N}$ ), el cual fue persistente en las cuatro épocas (Figura 3). Este hecho sugiere que el empleo de este método para la determinación de AT permite generar información útil para el análisis espacio-temporal de los cambios en el sistema del carbonatos del océano. Lo anterior es de suma importancia, ya que sienta un precedente ante la ausencia o escasez de datos de las variables de este sistema, cuando se tienen mediciones de temperatura y salinidad.

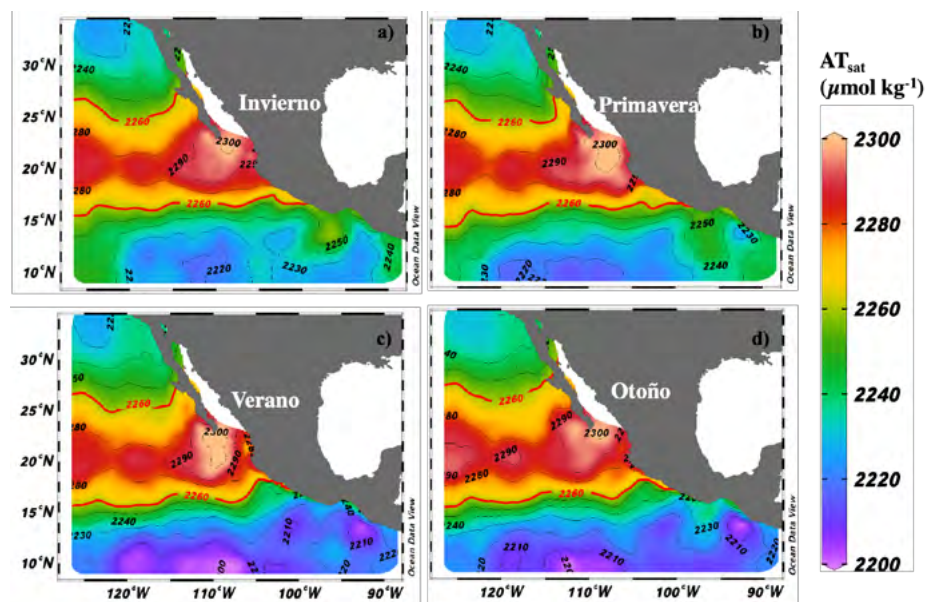


Figura 3. Distribución espacio temporal (a) invierno, b) primavera, c) verano y d) otoño) de la alcalinidad total estimada a partir de datos de salinidad satelitales ( $\text{AT}_{\text{sat}}$ ).

Cabe señalar que la probabilidad de que los datos de AT medidos y estimados con LIAR fue baja (<10%) con intervalos de credibilidad al 95%, lo que corrobora que nuestros resultados representan una aproximación muy cercana a los valores medidos de AT.

## Conclusiones

La utilización de algoritmos para la determinación de variables del sistema del carbono como AT, son una pieza clave para la comprensión de su dinámica de interacciones del sistema de carbono, sobre todo en aquellas zonas donde la información disponible es nula o escasa y donde la dinámica oceanográfica influye en diferentes escalas espacio-temporales. Un aspecto destacable es que en este estudio se corroboró estadísticamente que ambos conjuntos de datos, medidos y estimados, presentaron probabilidades altas de ser semejantes.

## Referencias

- Alin S.R., Feely R.A., Dickson A.G., Hernández-Ayón J.M., Juranek L.W., Ohman M.D., Goericke R. 2012. Robust empirical relationships for estimating the carbonate system in the southern California Current System and application to CalCOFI hydrographic cruise data (2005–2011). *J. Geophys. Res. Ocean.* 117(C5). <https://doi.org/10.1029/2011jc007511>
- Bakker, D. C., Pfeil, B., Landa, C. S., 685 Metzl, N., O'Brien, K. M., Olsen, A., Smith, K., Cosca, C., Harasawa, S., Jones, S. D., Nakaoka, S.-i., Nojiri, Y., Schuster, U., Steinhoff, T., Sweeney, C., Takahashi, T. T., Tilbrook, B., Wada, C., Wanninkhof, R. H., Alin, S. R., Balestrini, C. F., Barbero, L., Bates, N. R., Bianchi, A. A., Bonou, F., Boutin, J., Bozec, Y., Burger, E. F., Cai, W.-J., Castle, R. D., Chen, L., Chierici, M., Currie, K., Evans, W., Featherstone, C., Feely, R. A., Fransson, A., Goyet, C., Greenwood, N., Gregor, L., Hankin, S., Hardman-Mountford, N. J., Harlay, J., Hauck, J., Hoppema, M., Humphreys, M. P., Hunt, C.W., Huss, B., Ibáñez, J. S. P., Johannessen, T., Keeling, R., Kitidis, V., Körtzinger, A., Kozyr, A., Krasakopoulou, E., Kuwata, A., Landschützer, P., Lauvset, S. K., Lefèvre, N., Lo Monaco, C., Manke, A., Mathis, J. T., Merlivat, L., Millero, F. J., Monteiro, P. M. S., Munro, D. R., Murata, A., Newberger, T., Omar, A. M., Ono, T., Paterson, K., Pearce, D., Pierrot, D., Robbins, L. L., Saito, S., Salisbury, J., Schlitzer, R., Schneider, B., Schweitzer, R., Sieger, R., Skjelvan, I., Sullivan, K. F., Sutherland, S.-C., Sutton, A. J., Tadokoro, K., Telszewski, M., Tuma, M., Van Heuven, S. M., Vandemark, D., Ward, B., Watson, A. J., Xu, S. 2016. A multi-decade record of high-quality  $fCO_2$  data in version 3 of the Surface Ocean  $CO_2$  Atlas (SOCAT), *Earth System Science Data*, 8, 383–413, <https://doi.org/10.5194/essd-8-383-2016>, <http://www.earth-syst-sci-data.net/8/383/2016/>, <https://www.socat.info/>
- Bostock, H. C., S. E. Mikaloff Fletcher, M. J. M. Williams. 2013. Estimating carbonate parameters from hydrographic data for the intermediate and deep waters of the Southern Hemisphere oceans. *Biogeosciences* 10: 6199–6213. doi:10.5194/bg-10-6199-2013
- Broecker, W.S., Peng, T.H. 1982. *Tracers in the Sea*. Eldigio Press, New York, 1-690.
- Cai, W., Xu, Y., Feely, R.A., Wanninkhof, R., Jönsson, B., Alin, S., Barbero, L., Cross, J., Azetsu-Scott, K., Fassbender, A., Carter, B., Jiang, L., Pepin, P., Chen, B., Hussain, N., Reimer, J., Salisbury, Hernández-Ayón, JM., Langdon C., Li Q., Sutton, A., Chen, C. y Gledhill, D. 2020. Controls on surface water carbonate chemistry along North American ocean margins. *Nature Communications* 11, 1-13. doi:10.1038/s41467-020-16530-z
- Carter B.R., Williams N.L., Gray R., Feely R.A. 2016. Locally interpolated alkalinity regression for global alkalinity estimation. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 14, 2016, 268–277. doi: 10.1002/lom3.10087.
- Carter B.R., Feely RA, Williams NL, Dickson AG. 2018. Updated methods for global locally interpolated estimation of alkalinity, pH, and nitrate. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 16, 2018, 119–131. doi: 10.1002/lom3.10232.
- Feely, R. A., Doney S., and Cooley S.R. 2009. Ocean Acidification: Present Conditions and Future Changes in High- $CO_2$  World. *Oceanography* 22, 37-47. doi:10.5670/oceanog.2009.95.
- Gregor, L., and Gruber, N. 2021. Ocean SOSA-ETHZ: A global gridded data set of the surface ocean carbonate system for seasonal to decadal studies of ocean acidification. *Earth System Science Data* 13, 777-808. doi:10.5194/essd-13-777-2021
- Lauvset, S. K., Lange, N., Tanhua, T., Bittig, H. C., Olsen, A. C., Kozyr, A., Álvarez, M., Becker, S., Brown, P. J., Carter, B. R., Cotrim da Cunha, L., Feely, R. A., van Heuven, S., Hoppema, M., Ishii, M., Jeansson, E., Jutterström, S., Jones, S. D., Karlsen, M. K., Lo Monaco, C., Michaelis, P., Murata, A., Pérez, F. F., Pfeil, B., Schirnack, C., Steinfeldt, R., Suzuki, T., Tilbrook, B., Velo, A., Wanninkhof, R., Woosley, R. J., and Key, R. M. 2021. An updated version of the global interior ocean biogeochemical data product, GLODAPv2.2021, *Earth Syst. Sci. Data Discuss.*, 1-32. <https://www.glodap.info/>. doi:10.5194/essd-2021-234
- Lee, K., Tong, L., Millero, J., Sabine, C., Dickson, A., Goyet, C., Park, g.h., Wanninkhof, R., Feely, R.A., Key, R. 2006. Global relationships of total alkalinity with salinity and temperature in surface waters of the world's oceans. *Geophys. Res. Lett.* 19: L19605. doi:10.1029/2006GL027207
- McNeil, B. I., N. Metzl, R. M. Key, R. J. Matear, and A. Corbiere. 2007. An empirical estimate of the Southern Ocean air-sea  $CO_2$  flux. *Global Biogeochem. Cycles* 21:GB3011. doi:10.1029/2007GB002991
- Millero, F. J., K. Lee, and M. Roche. 1998. Distribution of alkalinity in the surface waters of the major oceans. *Mar. Chem.* 60: 111–130. doi:10.1016/S0304-4203(97)00084-4
- NOAA. 2018. Ocean Acidification Data Stewardship (OADS). OADS project comes from NOAA/OAR/Ocean Acidification Program (OAP) and NOAA/NESDIS/National Centers for Environmental Information (NCEI)). <https://www.ncei.noaa.gov/access/oads/> Consultado Mayo 2021.

- Olmedo E, Martínez J, Turiel A, Ballabrera-Poy J, and Portabella M. 2017. Dibiased non-Bayesian retrieval: A novel approach to SMOS Sea Surface Salinity. *Rem. Sens.of Env.* 193, 103-126. doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.023
- 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>
- Thomas WH. (1966). On denitrification in the northeastern tropical Pacific Ocean. *Deep-Sea Res. and Ocean. Abs.* 13: 1109-1114. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(66\)90702-9](https://doi.org/10.1016/0011-7471(66)90702-9)
- 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



### 4.3. Distribución espacial de pH y omega aragonita frente a la costa de Oaxaca durante marzo de 2020

Flores-Ramírez Montserrat<sup>1</sup>; Chapa-Balcorta Cecilia<sup>2,\*</sup>; García-Burciaga Hugo O.<sup>3</sup>, Leal-Acosta María L.<sup>4</sup> y Martínez-Magaña Víctor H.<sup>5</sup>

<sup>1</sup> 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.

<sup>2</sup> Instituto de Recursos, Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

<sup>3</sup> Laboratorio de Biogeoquímica Marina. Universidad del Mar campus Puerto Ángel. Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

<sup>4</sup> Instituto de Industrias, Universidad del Mar campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria, S/N, C.P 70902, Oaxaca, México.

<sup>5</sup> Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. CRIAP unidad Manzanillo, Playa Ventanas S/N, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, Colima, C. P. 28200.

\* Autor para correspondencia: cecychb@angel.umar.mx

#### Resumen

Se realizó una campaña oceanográfica en marzo de 2020 en el sur del Pacífico tropical mexicano a bordo del “Buque de Investigación Dr. Jorge Carranza Fraser” donde se tomaron muestras de agua de mar a diferentes profundidades (3, 25, 50, 75, 100, 200 y 500 m) cuando la batimetría así lo permitió. Se cuantificaron dos variables del sistema de carbonatos; carbono inorgánico disuelto (CID) y alcalinidad total (AT). Con los datos obtenidos de estos análisis fueron calculados los valores de pH y omega aragonita ( $\Omega_{\text{arag}}$ ), información que se analiza con el objetivo de conocer si hay afectaciones por la acidificación oceánica en la zona. Se observó la presencia del Agua Superficial Tropical (AST) y el Agua Subsuperficial Subtropical (ASSSt), asimismo se obtuvieron valores de pH de 7.3 y 8.5 y valores de  $\Omega_{\text{arag}}$  de 0.2 y 3.0 por lo que si se observan condiciones de acidificación fuera de la costa del Golfo de Tehuantepec (GT).

**Palabras clave:** *Carbono inorgánico disuelto; pH; omega aragonita*

#### Abstract

An oceanographic campaign was carried out in March 2020 in the southern Mexican tropical Pacific aboard the “Buque de Investigación Dr. Jorge Carranza Fraser” where seawater samples were taken at different depths (3, 25, 50, 75, 100, 200 and 500 m) when the bathymetry allowed it. Two variables of the carbonate system were quantified; Dissolved inorganic carbon (DIC) and total alkalinity (TA). With the data obtained from these analyses, the values of pH and omega aragonite ( $\Omega_{\text{arag}}$ ) were calculated, information that is analyzed with the objective of knowing if there are affectations by ocean acidification in the area. The presence of Tropical Surface Water (TSW) and Subtropical Subsurface Water StSsW was observed, pH values of 7.3 to 8.5 and  $\Omega_{\text{arag}}$  values of 0.2 to 3.0 were obtained, so if acidification conditions are observed off the coast of the Gulf of Tehuantepec (GT).

**Key words:** *Dissolved inorganic carbon; pH; omega aragonite*

#### Introducción

El océano es uno de los principales reguladores de la temperatura del planeta. Las altas concentraciones de bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) emitido por actividades antropogénicas hacia la atmósfera han tenido como consecuencia el calentamiento global (Falkowski *et al.*, 2000). Actualmente las emisiones antropogénicas de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera y su absorción por los océanos están cambiando la

química del agua de mar causando gradualmente la disminución de los valores de pH, a este proceso se le conoce como “acidificación del océano” (Turley y Gattuso, 2012). Los cambios en el pH pueden tener efectos negativos en los procesos fisiológicos de organismos calcificadores como los arrecifes coralinos.

En las costas de Oaxaca se encuentran arrecifes de coral representativos del Pacífico Oriental Tropical (Glynn y Leyte, 1997), los cuales presentan un esqueleto de carbonato de calcio convirtiéndolos en importantes almacenes de carbono. Sin embargo, diversas investigaciones sugieren que el calentamiento global y la acidificación del océano pueden ser los responsables de la disminución de la tasa de crecimiento de los corales (Manzello, 2010; Medellín-Maldonado *et al.*, 2016).

El Golfo de Tehuantepec (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  $\text{CO}_2$  (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Aunque se ha monitoreado el sistema del carbono en esta región, son necesarios más estudios enfocados en conocer los cambios ocasionados por el proceso de acidificación, sobre todo en comunidades arrecifales del GT.

## Materiales y Métodos

Durante marzo de 2020 se realizó una campaña oceanográfica a bordo del Buque de Investigación “Dr. Jorge Carranza Fraser” donde se tomaron muestras de agua de mar a diferentes profundidades (3, 25, 50, 75, 100, 200 y 500 m) cuando la batimetría así lo permitió (Figura 1) frente a la costa de Oaxaca en el Golfo de Tehuantepec. Las actividades de muestreo incluyeron mediciones de temperatura, salinidad, conductividad y presión mediante un CTD Idronaut. En el laboratorio de Biogeoquímica Marina de la Universidad del Mar se cuantificaron las 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). El control de calidad se verificó utilizando material certificado de referencia (CRM's) obtenido de Andrew Dickson del Scripps Institution of Oceanography, University of California, San Diego (Batch #184) con una precisión de  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ .

Se realizaron cálculos de temperatura conservativa ( $T_\theta$ ) y salinidad absoluta ( $S_A$ ) con base en TEOS 10 (IOC/SCOR/IAPSO, 2010) mediante el software Matlab para el diagrama T-S. A partir de los parámetros medidos de CID, AT, temperatura y salinidad *in situ*, se calculó el pH y  $\Omega_{\text{arag}}$  mediante el programa CO2SYS (Lewis y Wallace, 1998) adaptado para Matlab por Van Heuven *et al.*, (2011) con las constantes de agua de mar estándar y las constantes de disociación  $K_1$  y  $K_2$  de Lueker *et al.*, (2000).

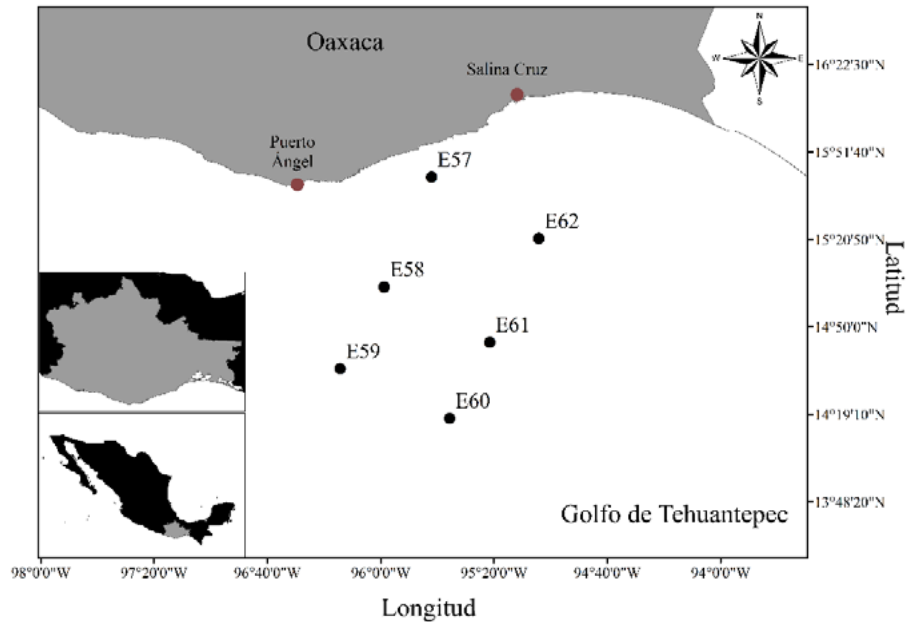


Figura 1. Estaciones oceanográficas del área de estudio

## Resultados y Discusión

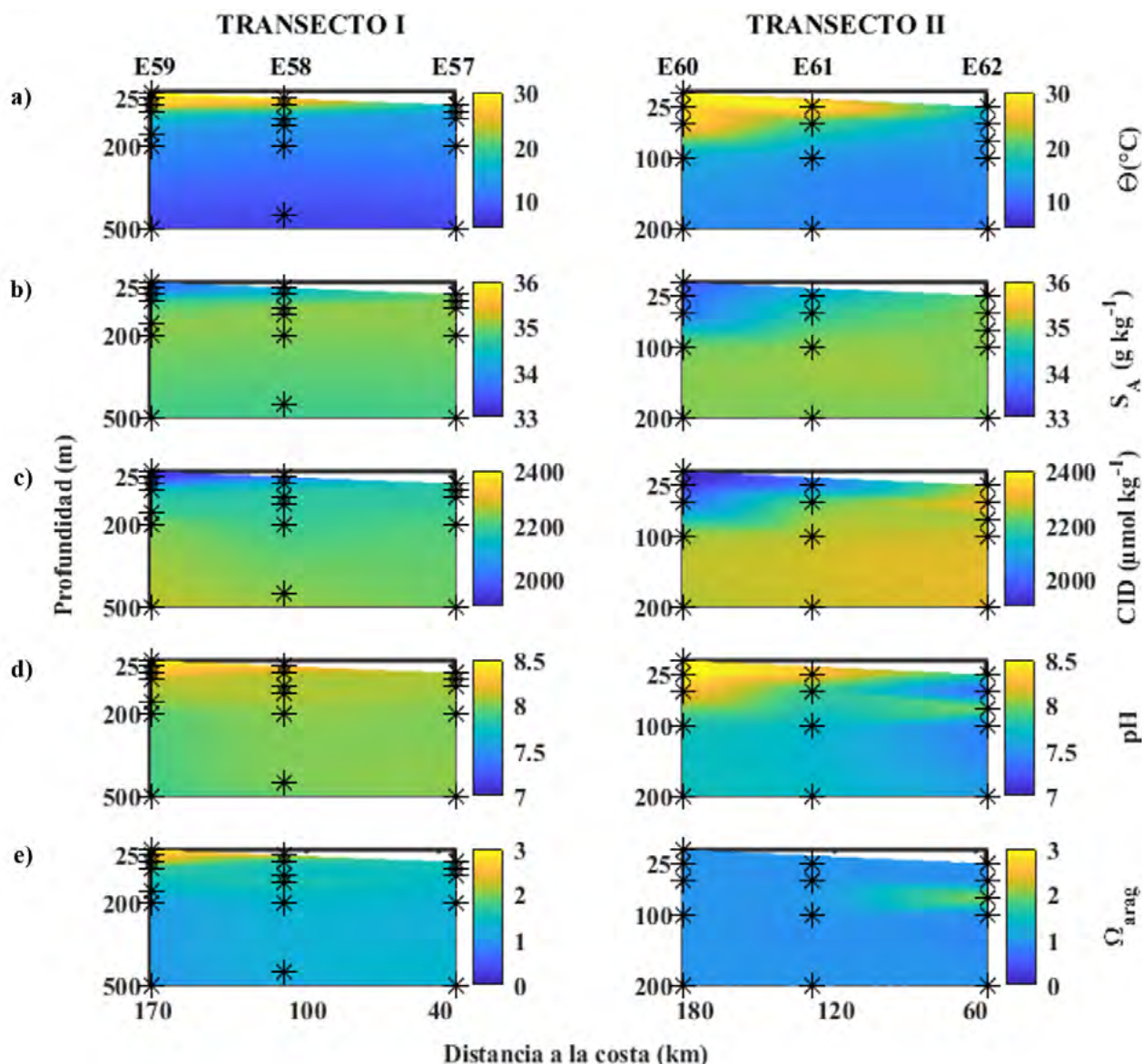
En marzo de 2020 frente a la costa de Oaxaca los valores de  $T_{\theta}$  variaron entre  $7^{\circ}$  hasta 500 m de profundidad y  $29^{\circ}$  en superficie (Figura 2a) mientras que los valores de  $S_A$  fluctuaron entre 33.5 a 34.5 desde la superficie hasta aproximadamente los 100 m de profundidad y valores mayores a 35.0 a partir de 100 m y hasta 500 m de profundidad en ambos transectos (Figura 2b). Adicionalmente por sus características termohalinas se identificaron AST y ASsSt, estas masas de agua concuerdan con las ya reportadas para esta región, que de acuerdo con estos estudios previos (Barton *et al.*, 2009; Fiedler y Talley, 2006, Chapa-Balcorta *et al.*, 2015) AST se distribuye principalmente desde la capa superficial (0-50 m) hasta la isoterma de  $18^{\circ}\text{C}$ , donde comienza ASsSt.

Las concentraciones máximas de CID ( $> 2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) estuvieron asociadas a ASsSt y se observaron a partir de los 100 m de profundidad, mientras que los mínimos ( $< 2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) fueron registrados en las aguas superficiales asociados a AST (Figura 2c). Los valores obtenidos de CID en el presente estudio son menores a lo reportado para la temporada de vientos Tehuanos (Chapa-Balcorta, 2016), en donde se alcanzaron valores de  $2368 \mu\text{mol kg}^{-1}$  (en noviembre) en superficie, probablemente los valores máximos asociados a AST y ASsSt se deban al abordamiento de agua subsuperficial enriquecida de CID. Asimismo, estos valores de CID son altos comparados con los valores obtenidos en Bahía de Manzanillo, donde reportan valores de CID menores a  $1800 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en la superficie (Sámamo-Rodríguez y Sosa-Ávalos, 2013).

Por otro lado, los valores de pH estuvieron entre 7.3 - 8.5. Los mínimos se ubicaron en la E62 del Transecto II siendo la más cercana a la costa. En este mismo transecto valores de pH mayores a 8.2 fueron observados a partir de 50 m de profundidad hacia la superficie en la estación E61 y E60. Mientras que, en el Transecto I, los valores de pH mínimos se observaron a partir de los 50 m de profundidad y los máximos ( $8.3 - 8.5$ ) en superficie en la estación E59 (Figura 2d). Para el caso de  $\Omega_{\text{arag}}$  se muestra la misma tendencia, con valores entre 0.9 y 2.8 en el Transecto I (Figura 3e). Los valores mínimos de esta variable se observan a partir de 50 m de profundidad, mientras que en superficie se registraron valores  $> 2$ . En el Transecto II, los valores de  $\Omega_{\text{arag}}$  fluctuaron entre 0.2 y 2.0. En este transecto se observaron los valores mínimos.



Los valores de pH concuerdan con los valores reportados por Chapa-Balcorta (2016) en un evento de Tehuano (7.2-8.3), asimismo, son mayores a los comparados para el Golfo de Papagayo en Costa Rica en el cual se han encontrado valores de 7.86 a 7.92 (Rixen *et al.*, 2012). Los valores obtenidos en el presente estudio de  $\Omega_{\text{arag}}$  están por encima de lo reportado por Chapa-Balcorta *et al.*, (2015) quienes registran valores de  $\sim 1.1$  en condiciones post-Tehuano. Sin embargo, Franco *et al.*, (2014) reportaron valores superficiales de  $\Omega_{\text{arag}} > 4$  en la región de Cabo Corrientes.



**Figura 2.** Perfil vertical de las propiedades fisicoquímicas durante marzo de 2020. Los asteriscos corresponden a las profundidades de las muestras de agua. a) Temperatura conservativa ( $\Theta$  °C), b) Salinidad absoluta ( $\text{g kg}^{-1}$ ), c) Carbono inorgánico disuelto  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ , d) pH y e)  $\Omega_{\text{arag}}$ .

## Conclusión

En la campaña del crucero oceanográfico durante marzo de 2020 estuvo presente el AST y ASsSt. Asimismo, se presentaron valores de pH mayores al promedio global (8.1) en superficie y valores de  $\Omega_{\text{arag}} > 2$  (cerca de la costa, transecto I) por lo que podría haber favorecido la formación de carbonatos. Mientras que más alejado de la costa (transecto II) se observaron condiciones de acidificación ( $\sim 7.3$ ). Se

requiere seguir con las investigaciones en el Golfo de Tehuantepec con el objetivo de tener mayor conocimiento sobre la variabilidad del sistema de carbonatos.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a las autoridades por la invitación para participar en el crucero oceanográfico realizado a bordo del Buque de Investigación Dr. Jorge Carranza Fraser. Al Proyecto PRODEP “Variación espacio-temporal de los procesos biogeoquímicos de la zona costera del Golfo de Tehuantepec y su relación con el zooplancton” durante marzo de 2020 financiado con fondos de la Secretaría de Educación Pública y el Proyecto CONACYT-SEMARNAT 2016-01-278637 por el financiamiento para el Desarrollo de este estudio.

## Literatura citada

- Barton, E.D., M. F. Lavín 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 CO<sub>2</sub> 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 CO<sub>2</sub> 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. Höglberg, 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.
- Franco, A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro and R. Sosa-Avalos. 2014. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region of Mexico. *J. Geophys. Res. Oceans* 119.
- 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.
- 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 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 CO<sub>2</sub> System Calculations. United States. doi:10.15485/1464255.
- Lueker, T. J., A. G. Dickson and C. D. Keeling. 2000. Ocean pCO<sub>2</sub> calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K<sub>1</sub> and K<sub>2</sub>: Validation base don laboratory measurements of CO<sub>2</sub> 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., R. A. Cabral-Tena, A. López-Pérez, L. E. Calderón-Aguilera, C. Norzagaray-López, C. Chapa-Balcorta y R. C. Zepeta-Vilchis. 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.
- Rixen, T., C. Jimenez and J. Cortes. 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.
- 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.
- Turley C. y 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>.
- Van Heuven, S., D. Pierrot, E. Lewis and D. Wallace. 2011. MATLAB program developed for CO<sub>2</sub> system calculations, in Rep. ORNL/CDIAC-105b, EDITED, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.

#### 4.4. Cambios en el carbono del fitoplancton expuesto a la contaminación de petróleo en un experimento de mesocosmos (biorremediación)

Medina-Euán Daniela G.<sup>1,\*</sup>; Juárez-Fonseca Miryam<sup>1</sup>; Aguilar-Trujillo Ana C.<sup>1</sup>; Merino-Virgilio Fany del C.<sup>1</sup> y Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Recursos del Mar, Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Carretera Antigua a Progreso Km 6, Col. Cordemex, Mérida, C.P. 97310, Yucatán, México.

\* Autor de correspondencia: daniela\_medina96@hotmail.com

##### Resumen

En el Golfo de México se han registrado múltiples accidentes petroleros, en el 2010 ocurrió el de la plataforma Deepwater Horizon y recientemente en 2021, se registraron el Ku-Charly y el Ku-Alfa en la Sonda de Campeche. En este estudio se evaluaron los cambios por grupo y tamaños en la abundancia y contenido carbono del fitoplancton expuesto a contaminación de petróleo crudo ligero y fertilizado con nutrientes y consorcios bacteriológicos en un experimento de mesocosmos. El experimento tuvo una duración de 15 días y consistió en tres tratamientos por triplicado (consorcios bacteriológicos, fertilizante y consorcio bacteriológico + fertilizante) y un control (sólo petróleo de 80,000  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Se cuantificó la concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs), Clorofila *a* (Cl-*a*) y se analizaron e identificaron 72 muestras de fitoplancton; así mismo se midió el tamaño celular para el cálculo de biovolumen y posteriormente se estimó el contenido y flujo de carbono. Para el control su máximo valor promedio de Cl-*a* fue en el T2 ( $3.9 \pm 0.32 \mu\text{g l}^{-1}$ ) y para el consorcio bacteriológico en el T5 ( $7.4 \pm 3.26 \mu\text{g l}^{-1}$ ). En el caso del tratamiento con fertilizante ( $189.51 \pm 201.88 \mu\text{g l}^{-1}$ ) y consorcio bacteriológico + fertilizante ( $292.6 \pm 99.21 \mu\text{g l}^{-1}$ ) su máximo valor fue en el T15. Para la concentración de HAPs, los tratamientos control, fertilizante y consorcio bacteriológico + fertilizante registraron su máximo valor promedio en el T5 ( $>1 \mu\text{g l}^{-1}$ ); mientras que el máximo valor promedio para el consorcio bacteriológico fue en el T0 ( $0.87 \pm 0.05 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Los máximos valores de abundancia por grupo y tamaños de fitoplancton se registraron en el T15 en los tratamientos con fertilizante con  $>90\%$  de la abundancia relativa, dominado por las crisofitas los cuales pertenecen al grupo del nanoplancton. De igual manera el contenido de carbono celular presentó sus máximos valores al final del experimento en los tratamientos fertilizante y consorcio bacteriológico + fertilizante ( $>70\%$ ). Para el flujo de carbono la mayor tasa de cambio se registró entre el T7 y T10 con un aumento de  $>150 \text{ mgC m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  en los tratamientos con fertilizante. Si bien este experimento mesocosmos se puede usar como “*proxy*” ante un posible derrame de petróleo de gran escala, bajo condiciones naturales hay que considerar otros factores como las escalas espaciales y temporales, la tasa de herbivoría por parte del zooplancton, el rango de tolerancia de cada una las especies del fitoplancton y el impacto antropogénico. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM).

**Palabras claves:** *fitoplancton, mesocosmos, petróleo crudo, carbono.*

##### Abstracst

In the Gulf of Mexico there have been multiple oil accidents, in 2010 the Deepwater Horizon platform occurred and recently in 2021, the Ku-Charly and the Ku-Alfa were recorded in the Sonda de Campeche. In this study, changes by group and size in the abundance and carbon content of the phytoplankton exposed to light crude oil contamination and fertilized with nutrients and bacteriological consortia were evaluated in a mesocosm experiment. The experiment lasted 15 days and consisted of three treatments in triplicate (bacteriological consortia, fertilizer and bacteriological consortium + fertilizer) and one

control (only oil at 80,000  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). The concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), Chlorophyll *a* (Cl-*a*) was quantified and 72 samples of phytoplankton were analyzed and identified; also, its cell size was measured for the calculation of the biovolume and later the carbon content and flux were estimated. For the control, its maximum average value of Cl-*a* was in T2 ( $3.9 \pm 0.32 \mu\text{g l}^{-1}$ ) and for the bacteriological consortium in T5 ( $7.4 \pm 3.26 \mu\text{g l}^{-1}$ ). In the case of treatment with fertilizer ( $189.51 \pm 201.88 \mu\text{g l}^{-1}$ ) and bacteriological consortium + fertilizer ( $292.6 \pm 99.21 \mu\text{g l}^{-1}$ ), its maximum value was at T15. For the concentration of PAHs, the control, fertilizer and bacteriological consortium + fertilizer treatments registered their maximum average value in T5 ( $>1 \mu\text{g l}^{-1}$ ); the maximum average value for the bacteriological consortium was at T0 ( $0.87 \pm 0.05 \mu\text{g l}^{-1}$ ). The maximum abundance values per group and phytoplankton sizes were recorded at T15 in the fertilizer treatments with  $>90\%$  relative abundance, dominated by chrysophytes which belong to the nanoplankton group. The same way the cellular carbon content presented its maximum values at the end of the experiment in the fertilizer and bacteriological consortium + fertilizer treatments ( $>70\%$ ). For the carbon flux, the highest rate of change was recorded between T7 and T10 with an increase of  $>150 \text{ mgC m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  in the fertilizer treatments. Although this mesocosm experiment can be used as a "proxy" for a possible large-scale oil spill, under natural conditions other factors must be considered, such as spatial and temporal scales, the rate of herbivory by zooplankton, the tolerance range of each of the phytoplankton species and the anthropogenic impact. This is a contribution from the Gulf of Mexico Research Consortium (CIGoM).

**Keywords:** *phytoplankton; mesocosm, light crude oil, carbon.*

## Introducción

La industria petrolera es muy importante por su utilidad como fuente de energía y materia prima. Así mismo es uno de los mayores problemas ambientales que enfrenta el mundo actual debido a que en el proceso de extracción ocurren derrames de este hidrocarburo (Raiger y López, 2009). En el Golfo de México se han registrado múltiples accidentes petroleros, en el 2010 ocurrió el de la Plataforma Deepwater Horizon (el más importante en la historia de derrames de petróleo) y recientemente en 2021, se registraron el Ku-Charly y el Ku-Alfa en la Sonda de Campeche (Bretherton *et al.*, 2019; Chim, 2021; Graniel-Herrera, 2021; Özhan *et al.*, 2014). La principal preocupación de los derrames es su influencia en la ecología de las comunidades marinas; particularmente la comunidad del fitoplancton, que es un grupo de microalgas fotosintéticas que se transportan por advección de corrientes marinas y mareas (Blooms, 2005; Davidson *et al.*, 2011). Este grupo constituye la base de la cadena trófica, son los principales productores primarios e intervienen en los ciclos biogeoquímicos adquiriendo un papel importante en el contexto de cambio climático por su rol en la fijación y flujo de  $\text{CO}_2$  (Moss *et al.*, 2003; Bellinger & Sige, 2010; Marcovecchio y Freije 2013; López-Muñoz *et al.*, 2016). Debido a lo anterior, se han desarrollado diferentes técnicas como la biorremediación para tratar de reducir los contaminantes que podrían afectar a estos organismos. Durante la última década se han empleado los experimentos mesocosmos, los cuales permiten evaluar uno o varios factores de estrés ambiental en condiciones controladas o semi controladas, éstos proporcionan resultados aproximados a las condiciones naturales (Romero, 2008; CIGOM, 2018). El objetivo de este trabajo fue estimar los cambios en el contenido de carbono del fitoplancton durante un experimento de mesocosmos contaminado con petróleo crudo ligero y fertilizado con nutrientes y consorcios bacteriológicos.

## Materiales y métodos

### *Fase experimental*

Se colectaron 30,000 litros de agua de mar en el puerto de Progreso, Yucatán, México (Figura 1). La colecta se realizó a una profundidad menor de tres metros en enero de 2019 en la época de nortes. El

agua se distribuyó de manera homogénea en 12 unidades experimentales con capacidad de 2,500 litros c/u. Para evitar el pastoreo por la entrada de zooplancton se filtró con una malla de 200  $\mu\text{m}$ .



Figura 1. Ubicación geográfica de Progreso, Yucatán, México.

Cada mesocosmos estaba equipado con una propela para homogenizar la columna de agua y evitar la sedimentación de las células. El sistema experimental (Figura 2) consistió en tres tratamientos por triplicado: 1) Consorcio bacteriológico (Cons); 2) Fertilizante (Fer); 3) Consorcio bacteriológico + Fertilizante (Cons+Fer) y un Control (C), el cual sólo contenía petróleo a  $80,000 \mu\text{g l}^{-1}$ . Cabe mencionar que a todos los tratamientos se le añadió petróleo a  $80,000 \mu\text{g l}^{-1}$  y el fertilizante que se utilizó fue “Miracle-Gro® para césped de lenta liberación”. El experimento tuvo una duración de 15 días, en el día cero se procedió a contaminar todas las unidades experimentales; la colecta de muestras se realizó en los días cero (T0), dos (T2), cinco (T5), siete (T7), 10 (T10) y 15 (T15).

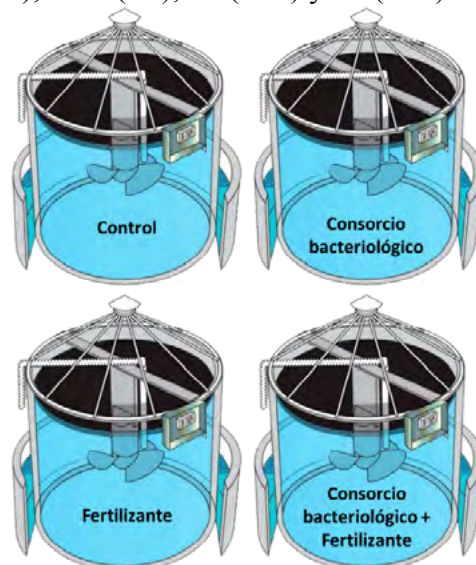


Figura 2. Disposición de los sistemas experimentales de biorremediación. Modificado de Valencia-Agami *et al.* 2019.

La colecta de las muestras de agua se realizó aproximadamente a un metro de profundidad en todos los tratamientos. Para la determinación de clorofila *a* (Cl-*a*) se filtraron 1000 ml agua en filtros de fibra de vidrio (GF/F whatman) de 47 mm de diámetro. Cada filtró se colocó en cápsulas de plástico (histoprep) y se congelaron en nitrógeno líquido a  $-198 \text{ }^\circ\text{C}$  hasta su posterior procesamiento en el laboratorio. Para cuantificar la concentración de hidrocarburo de petróleo total (HPT) se colectaron

cuatro litros de agua. Finalmente, para el análisis del fitoplancton se colectaron 125 ml de agua en botellas de plástico ámbar tipo nalgene, se fijaron con lugol ácido y se almacenaron hasta su posterior análisis.

### *Trabajo de laboratorio*

La extracción de *Cl-a* se realizó con 10 ml acetona grado HPLC al 90%, las muestras se almacenaron en condiciones de oscuridad para una extracción pasiva por 24 h a 4 °C (Venrick & Hayward, 1984). La cuantificación se realizó siguiendo el método de fluorimetría sin acidificación descrita por Welshmeyer (1994) mediante un fluorómetro modelo Trilogy Turner Desings.

La concentración de hidrocarburo de petróleo total se determinó como la suma de concentraciones de compuestos alifáticos, aromáticos (HAP) y de mezclas complejas no resueltas (MCR). Los hidrocarburos se obtuvieron por extracción líquido-líquido con 150 ml de diclorometano en los cuatro litros de agua colectada. Las fracciones de HAP y MCR se analizaron mediante cromatografía de gases de alta resolución-espectroscopia de masas (GC-MS) Perkin Elmer Clarus 500 y cromatografía de gases (GC-FID) Agilent 7890A (Santa Clara, CA, EE. UU.) para la fracción alifática (Valencia-Agami *et al.*, 2019).

Para la identificación y cuantificación del fitoplancton se usó el método Utermöhl (MAGRAMA, 2013) con un microscopio invertido Olympus CK2. Se realizó un inventario y un recuento de los individuos presentes de cada taxón de manera visual contando el número de campos ópticos del microscopio. La identificación de los taxones a nivel de especie se realizó con claves y guías especializadas (Peragallo, 1965; Yamaji, 1966; Sournia, 1987; Tomas, 1996). De acuerdo con el protocolo de MAGRAMA (2013), la densidad (abundancia) de las microalgas se reportó en células por litro ( $\text{cel l}^{-1}$ ). Para la determinación del biovolumen ( $\mu\text{m}^3$ ) se midió el largo y ancho de 50 células por especie (Rott, 1981; Rodríguez-Gómez y Aké-Castillo, 2016), utilizando las ecuaciones geométricas de Hillebrand *et al.* (1999). Para el contenido de carbono celular se aplicaron las ecuaciones reportadas por Menden-Deuer & Lessard (2000). La biomasa total del carbono se obtuvo multiplicando el carbono celular por la densidad de células por litro (Gosselain & Hamilton, 2000), los resultados se reportaron en picogramos de carbono·litro ( $\text{pgC l}^{-1}$ ) y finalmente se realizó la conversión a gramos·litro ( $\text{gC l}^{-1}$ ). Adicionalmente, a partir de los datos del contenido de carbono se calculó la variación de carbono ( $\text{mgC m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) entre los tiempos de muestreo (Parsons *et al.*, 1984).

### *Análisis de datos*

Se realizó la sumatoria de la abundancia y el contenido de carbono celular del fitoplancton, posteriormente se efectuó el porcentaje relativo por grupos: Bacilariofita, Dinofita, Crisofita, Criptofita, Clorofita, Euglenofita y Cianofita; y por tamaños: nanoplancton (5–20  $\mu\text{m}$ ) y microplancton (>20  $\mu\text{m}$ ). Para determinar diferencias entre los tiempos de muestreo, con los datos de *Cl-a* y HAPs se realizó un análisis de varianza no paramétrico Kruskal-Wallis ( $p=0.05$ ).

## **Resultados y discusión**

### *Clorofila a*

Todos los tratamientos registraron un comportamiento variable. El intervalo de concentración de *Cl-a* fue de 0.3 a 422.6  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Figura 3) con diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ( $H=35.79$ ,  $p<0.05$ ). Para el C su máximo valor promedio fue en el T2 ( $3.9 \pm 0.32 \mu\text{g l}^{-1}$ ) y para el Cons en el T5 ( $7.4 \pm 3.26 \mu\text{g l}^{-1}$ ). En el caso del tratamiento Fer ( $189.51 \pm 201.88 \mu\text{g l}^{-1}$ ) y Cons+Fer ( $292.6 \pm 99.21 \mu\text{g l}^{-1}$ ) su máximo valor fue en el T15. El aumento en la concentración de la *Cl-a* en los tratamientos C y Cons se atribuyó a las diatomeas, mientras que en el Fer y Cons+Fer a las clorofitas (Figura 5). Esta variación coincide con los resultados de Nomura *et al.* (2007), quienes registraron el

mismo comportamiento en condiciones experimentales similares, mencionan que la Cl-*a* presentó un pico máximo a partir del día tres, que posteriormente disminuyó y se mantuvo así hasta el final del experimento. Por otra parte, González et al. (2013) aunque no observaron un patrón en la Cl-*a*, si registraron diferencias entre los tratamientos con nutrientes y las del control, tal como sucedió en este experimento.

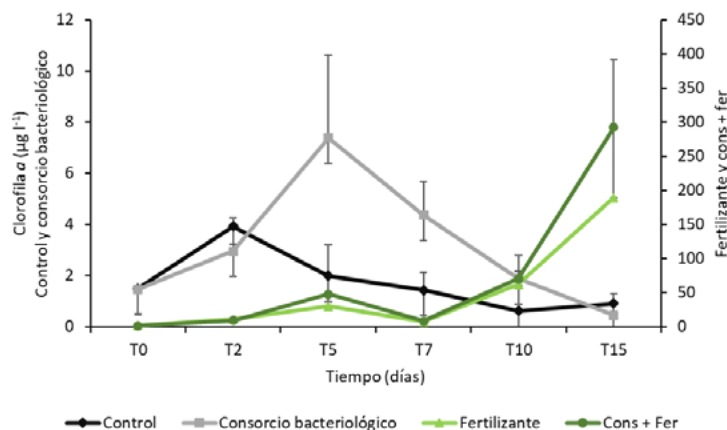


Figura 3. Variación de la clorofila *a* ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en un experimento de mesocosmos. Las barras representan la desviación estándar.

#### *Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)*

El intervalo de concentración de HAPs se mantuvo entre 0.0014 a 5.07  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Figura 4), no se observaron diferencias significativas entre tratamientos ( $H=7.65$ ,  $p>0.05$ ). Los tratamientos presentaron un comportamiento similar; el C, Fer y Cons+Fer registraron el valor promedio máximo en el T5 con  $>1 \mu\text{g l}^{-1}$ . Mientras que para el Cons se registró en el T0 ( $0.87 \pm 0.05 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Durante el experimento todas las concentraciones disminuyeron, con menos de  $0.2 \mu\text{g l}^{-1}$  en el tiempo final (T15). Esta disminución en la concentración de los HAPs podría deberse a la evaporación y posiblemente a su degradación por parte de las bacterias. Esto es parecido a lo que reportan Nomura et al. (2007), quienes observaron que las concentraciones más altas de HAPs fueron en el control, sin embargo, la concentración disminuyó drásticamente a partir del día dos en todos los tratamientos; este decremento lo relacionan con la degradación microbiana y a la sedimentación del petróleo.

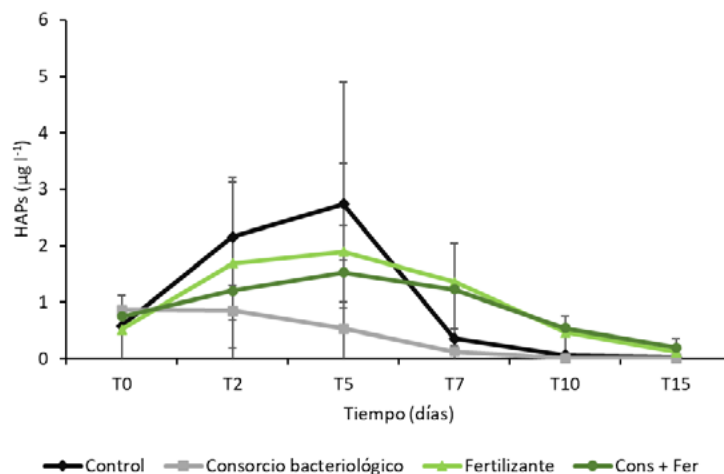


Figura 4. Variación en la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en un experimento de mesocosmos. Las barras representan la desviación estándar.

### Comunidad fitoplanctontónica

Inicialmente todos los tratamientos presentaron una composición similar, dominados por los grupos de tallas pequeñas (crisofitas y criptofitas) con >50% de la abundancia (Figura 5). En el T2 y T5 hubo un cambio en la composición de especies, el grupo dominante fue el de las diatomeas (>70%) en todos los tratamientos. En el T7, nuevamente se observó un reemplazo de especies en los tratamientos con fertilizante, con la mayor contribución por parte de las criptofitas con >80% de la abundancia relativa. Al final del experimento dominaron las clorofitas en los tratamientos Fer y Cons+Fer con >90% de la abundancia.

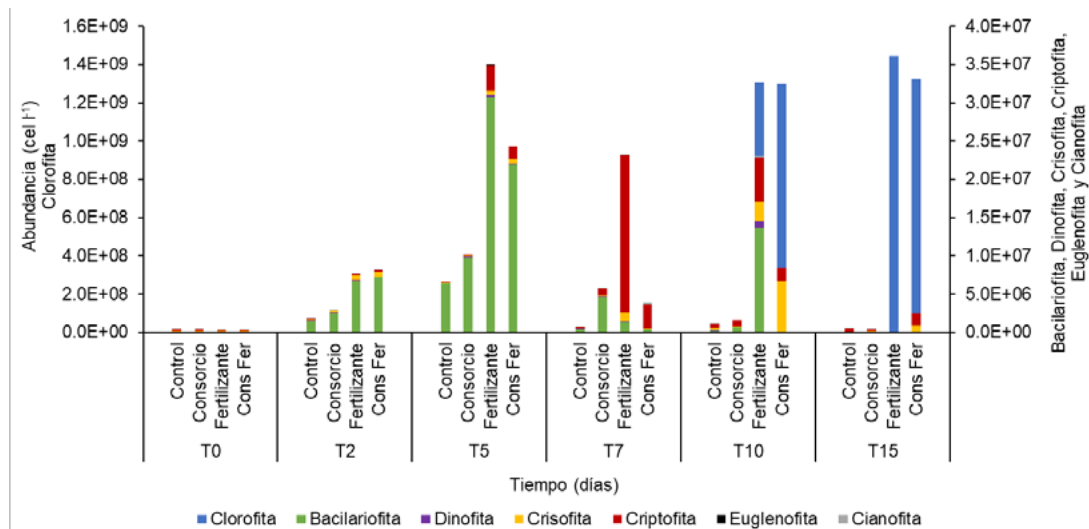


Figura 5. Variación de la abundancia ( $\text{cel l}^{-1}$ ) por grupos de fitoplancton en un experimento de mesocosmos.

Este continuo recambio de especies podría estar relacionado con la capacidad adaptativa de cada grupo del fitoplancton para tolerar los cambios en la columna de agua (Legendre, 2014), los cuales son dados por la concentración de nutrientes y en este caso por la adición de los HAPs. Estudios como el de Harrison et al. (1986) y Nomura et al. (2007), registraron este comportamiento en sus tratamientos y reportan que durante los primeros días observaron a las diatomeas con más del 50% de la abundancia total, no obstante, presentaron una supresión en su crecimiento por lo cual hubo un cambio en la composición de especies y dominó otro grupo fitoplanctónico. En este trabajo el grupo dominante al final del experimento fueron las clorofitas; en los estudios de Harrison et al. (1986), Gilde & Pickney (2012) y González et al. (2013) si bien no mencionan cual fue el grupo dominante, reportan que fueron los microflagelados, coincidiendo con nuestros resultados.

Para la abundancia por tamaños (Figura 6), el microplancton registró los valores más bajos con respecto al nanoplancton durante el experimento. El máximo valor de abundancia (>95%) del nanoplancton se observó en los tratamientos con fertilizante en el T15. Esto fue dado por la proliferación de las clorofitas posiblemente por la reducción en la concentración de los HAPs (Figura 4) y a la disminución en los demás grupos del fitoplancton (Figura 5). En los artículos previamente publicados, no describen que grupo de los microflagelados están mayor proporción. Sin embargo, Gálvez y Carrera (2015) mencionan que cuando las concentraciones del amonio son mayores al fósforo existe una absorción considerable de todos los nutrientes por parte de las clorofitas. El microplancton presentó los valores máximos en el T5 en todos los tratamientos con >80% de la abundancia relativa, debido a la floración de la diatomea *Cylindrotheca closterium*. Esta especie se caracteriza por poseer una gran heterogeneidad fisiológica y bioquímica (Merino-Virgilio et al., 2014), además de contar con una alta tasa de crecimiento (0.63-0.97  $\mu\text{m}$ ) y reproducción (hasta 2.3 divisiones por día).



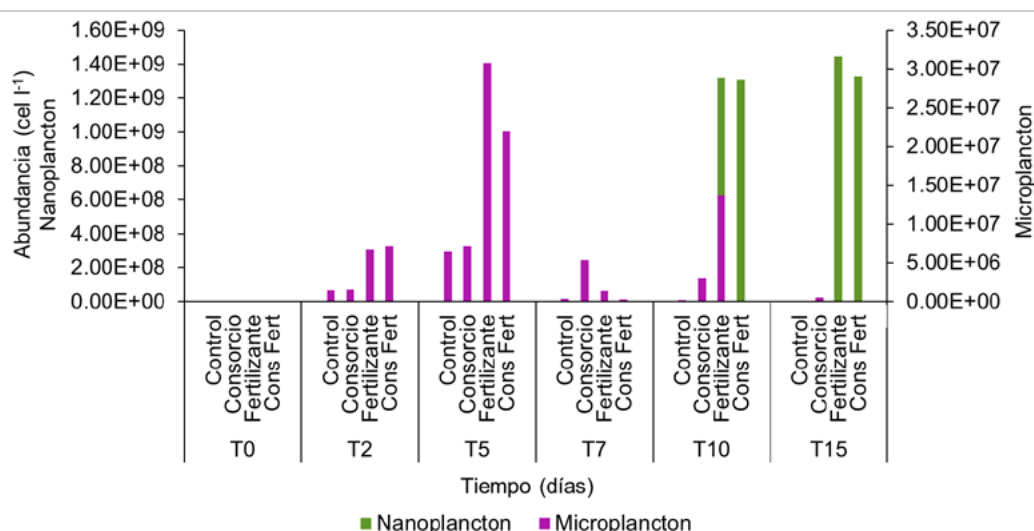


Figura 6. Variación de la abundancia ( $\text{cel l}^{-1}$ ) por tamaño de fitoplancton en un experimento de mesocosmos.

Para el contenido de carbono por grupos (Figura 7), en todos los tratamientos en los tiempos cero y dos el mayor aporte fue dado por el grupo de los dinoflagelados (>70%). Pese a que las crisofitas y criptofitas presentaron las abundancias más altas en el T0 (Figura 5), son especies de talla pequeña (<4  $\mu\text{m}$ ) en comparación con los dinoflagelados (>20  $\mu\text{m}$ ), por lo cual la contribución de carbono de los dinoflagelados fue mayor. En el T5 el máximo valor de carbono se registró en el Fer y en todos los tratamientos la mayor contribución estuvo dada por las diatomeas (>55%), esto se debe a que en este tiempo de muestreo hubo una floración de *C. closterium*, una especie de talla grande (>30  $\mu\text{m}$ ). Gilde & Pickney (2012) mencionan que las diatomeas parecían relativamente más resistentes a la contaminación por petróleo, manteniendo o aumentando su abundancia con concentraciones crecientes de petróleo. No obstante, Najdek et al. (2005) argumentan que esta diatomea penada es capaz de colonizar a las demás especies del fitoplancton, observándose en la mayoría de los casos como especie dominante en grandes agregados y envejecidos. Cabe mencionar que en nuestro experimento a partir del T7 en todos los tratamientos, las células presentaban mal formaciones en sus frústulas o en su caso eran células senescentes.

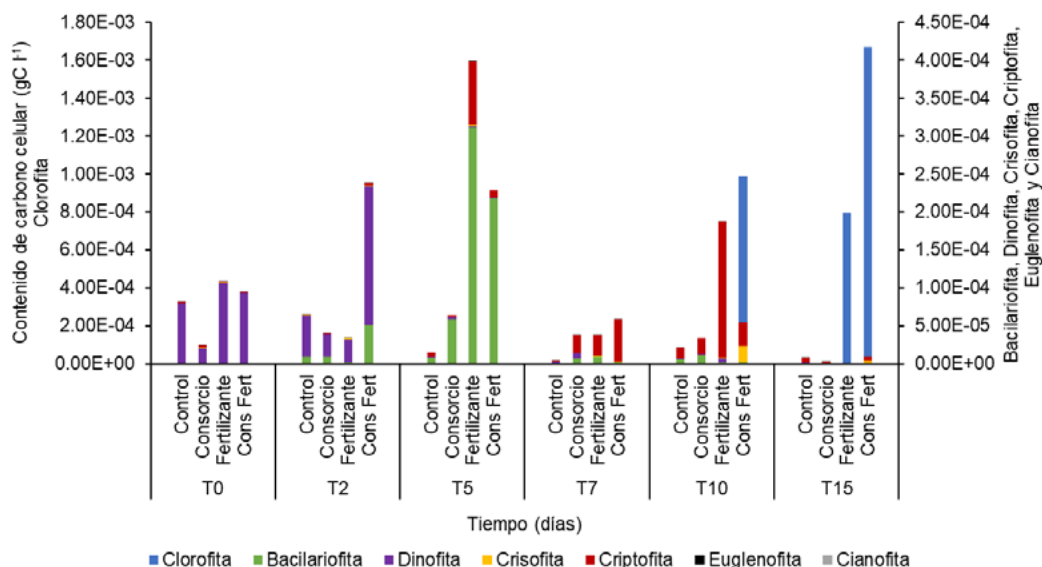


Figura 7. Variación del contenido de carbono celular ( $\text{gC l}^{-1}$ ) por grupos de fitoplancton en un experimento de mesocosmos.

En el T7 la mayor contribución en el almacén de carbono (Figura 7) para el C fue dado por los dinoflagelados (48%) y para los tratamientos Cons, Fer y Cons+Fer fueron las criptofitas (>60%). Si bien los dinoflagelados presentaron un mayor aporte de carbono en el control en el T7, fue menor en comparación con el T0. Esto podría deberse a que este grupo no tolera altas concentraciones de petróleo (Almeda *et al.*, 2014; Özhan *et al.*, 2014) y en este experimento todos los tratamientos se contaminaron con petróleo crudo ligero (80,000  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). En el T10 y T15, el mayor contenido de carbono se observó en el C y el Cons por parte de las criptofitas (>50%); mientras que en el Fer y Cons+Fer fueron las clorofitas (>70%). La contribución por parte del grupo de tallas pequeñas sobre las especies de talla grande podría estar relacionado con la disminución en la abundancia de las diatomeas. La supresión en las diatomeas podría estar relacionado con la reducción en los nutrientes de la columna de agua, ya que estas tienden a decrecer cuando estos se agotan (Najdek *et al.*, 2005; Ryabushko *et al.*, 2019), aunado a que las células de este grupo se deterioraron por consecuencia de la contaminación con petróleo.

Para el contenido de carbono por tamaño (Figura 8), se registró que en todos los tratamientos del T0 al T5 la mayor contribución fue dada por el microplancton con >60%. Sin embargo, del T7 al T15 el mayor aporte fue por el nanoplancton (>70%). Este cambio se debió a que a partir de T7 en adelante se dio un aumento en la abundancia de las clorofitas, ya que los dinoflagelados y las diatomeas disminuyeron por el agotamiento de nutrientes. Esta disminución en los nutrientes de la columna del agua puede favorecer el recambio de los grupos de fitoplancton de tallas grandes a menores. Lo cual implicaría un grave efecto en la cadena trófica, iniciando con sus principales depredadores como el zooplancton; ya que de acuerdo con Almeda *et al.* (2014) bajo condiciones naturales los dinoflagelados (talla grande) contribuyen considerablemente con la dieta del metazooplancton.

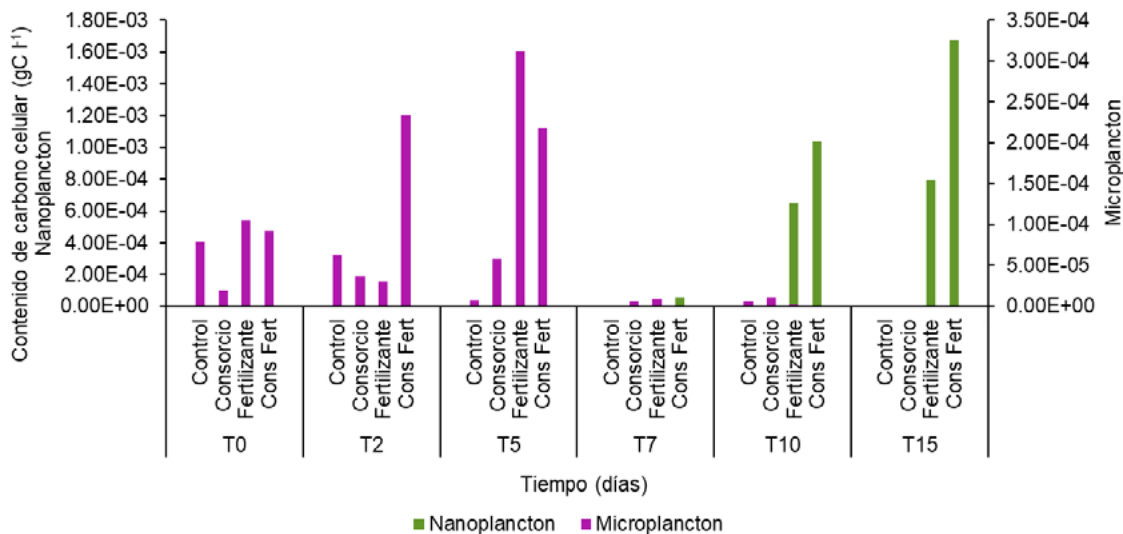


Figura 8. Variación del contenido de carbono celular ( $\text{gC l}^{-1}$ ) por tamaño de fitoplancton en un experimento de mesocosmos.

En el caso de la variación de carbono por grupos (Figura 9) y por tamaños de fitoplancton (Figura 10), la mayor tasa de cambio se presentó entre el T7 y T10. En ambos casos se observó un aumento de  $>150 \text{ mgC m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  en los tratamientos con fertilizante, debido a que se registró un aumento en la abundancia de las clorofitas. Si bien se han realizado experimentos mesocosmos con fitoplancton, no evalúan la variación de carbono entre días de muestreo. Medina-Euán *et al.* (2020), registraron que la mayor tasa de cambio fue entre el T5 y T10, en los tratamientos control y en el tratamiento con petróleo (10,000  $\mu\text{g l}^{-1}$ ); de igual manera disminuyó el grupo de las diatomeas, pese a que en este trabajo no hubo fertilización con nutrientes.

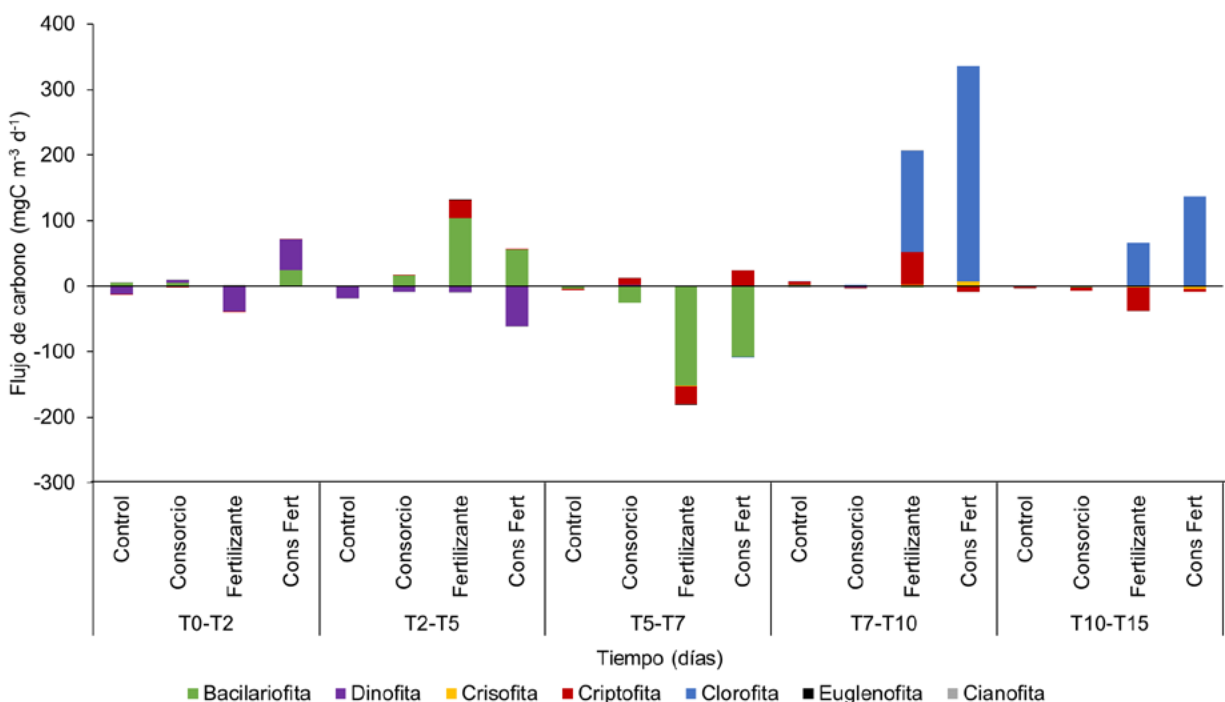


Figura 9. Variación del flujo de carbono ( $\text{mgC m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) por grupos de fitoplancton en un experimento de mesocosmos.

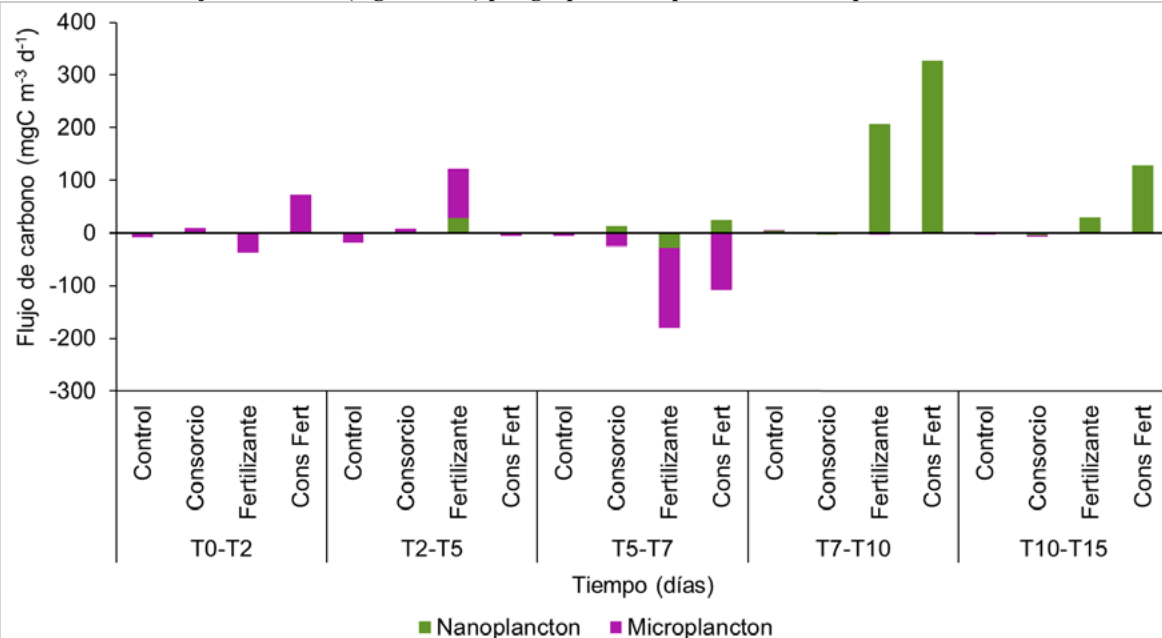


Figura 10. Variación del flujo de carbono ( $\text{mgC m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) por tamaños de fitoplancton en un experimento de mesocosmos.

## Conclusiones

La abundancia y el contenido de carbono celular por grupos y tamaños del fitoplancton presentaron un comportamiento similar durante el experimento. Aunque las diatomeas registraron una floración en el T5 en todos los tratamientos, disminuyeron con el paso de los días y fueron reemplazadas por las clorofitas, los cuales son de talla pequeña. En cuanto al contenido de carbono celular, inicialmente las diatomeas tuvieron el mayor aporte, sin embargo, a lo largo del experimento hubo un recambio de especies siendo las clorofitas quienes presentaron mayor almacén de carbono. La mayor tasa de cambio de carbono fue entre el T7 y T10. Debido a que durante el experimento se presentó un constante

reemplazo de especies, hay que tomar en cuenta el cambio de especies de tallas grandes por especies de tallas pequeñas, ya que esto podría afectar severamente la cadena trófica, puesto que bajo condiciones naturales sus principales depredadores como el zooplancton tienen preferencia a las especies de talla grande. Esto implicaría un impacto negativo en el equilibrio de los ecosistemas costeros y marinos que pudieran ser contaminados con petróleo. De acuerdo con los resultados obtenidos previamente, se sugiere tomar en cuenta los nutrientes ya que esto favorece la reproducción de las especies del fitoplancton, pero también hay que considerar el reemplazo de las especies por la preferencia a ciertos nutrientes.

La tendencia del fitoplancton varía dependiendo de la capacidad adaptativa de cada grupo, este estudio nos proporciona resultados “*proxy*” que podrían considerarse ante un posible derrame de petróleo de gran escala. Sin embargo, se sugiere considerar otros factores como las escalas espaciales y temporales, la tasa de herbivoría por parte del zooplancton, el impacto antropogénico entre otros.

## Agradecimientos

“Esta investigación ha sido financiada por el Fondo Sectorial CONACYT-SENER-Hidrocarburos, proyecto 201441. Esta es una contribución del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGoM). Reconocemos a PEMEX por promover ante el Fondo la demanda específica sobre los derrames de hidrocarburos y el medio ambiente.”

## Literatura citada

- Almeda, R., T. L. Connelly and Buskey, E. J. 2014. Novel insight into the role of heterotrophic dinoflagellates in the fate of crude oil in the sea. *Scientific reports*, 4(1), 1-9.
- Bellinger, E. and D. Sigeo D. 2010. Freshwater algae. Identification and use as bioindicators. Wiley-Black Well. John Wiley & Sons. p. 271.
- Blooms, H. 2005. Harmful Algal Blooms. *Oceanography*, 18(2).
- Bretherton, L., M. Kamalanathan, J. Genzer, J. Hillhouse, S. Setta, Y. Liang and Z. V Finkel. 2019. Response of natural phytoplankton communities exposed to crude oil and chemical dispersants during a mesocosm experiment. *Aquatic Toxicology*, 206, 43-53.
- Chim, L. 2021. Incendio fuera de control en plataforma petrolera Ku-Charly, Campeche. *La Jornada*. <https://www.jornada.com.mx/notas/2021/07/02/estados/fuera-de-control-incendio-en-plataforma-petrolera-ku-charly-en-campeche/>
- CIGoM (Consorcio de Investigación del Golfo de México). 2021. ¿Quién es el CIGoM?. Recuperado el 15 de julio de 2021, sitio web: <https://cigom.org/>
- Davidson, K., P. Tett and R. Gowen. 2011. Harmful algal blooms. In *Marine Pollution and Human Health* (pp. 95-127).
- Gálvez, J. E. A. y F. A. D. A. Carrera. 2015. Efectos de la variabilidad de concentraciones de nutrientes en un medio de algas clorofitas en agua residual. *USAC*, 22.
- Gilde, K. and J. L. Pinckney. 2012. Sublethal effects of crude oil on the community structure of estuarine phytoplankton. *Estuaries and Coasts*, 35(3), 853-861.
- González, J., E. Fernández, F. G. Figueiras and M. Varela. 2013. Subtle effects of the water soluble fraction of oil spills on natural phytoplankton assemblages enclosed in mesocosms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 124, 13-23.
- Gosselain, V. and P. B. Hamilton. 2000. Algamica: revisions to a key-based computerized counting program for free-living, attached, and benthic algae. *Hydrobiologia*, 438(1-3), 139-142
- Graniel-Herrera, G. 2021. Nueva fuga de gas en plataforma Ku Alfa. *La Jornada Maya*. <https://www.lajornadamaya.mx/campeche/179156/nueva-fuga-de-gas-en-plataforma-ku-alfa>
- Harrison, P. J., W. P. Cochlan, J. C. Acreman, T. R. Parsons, P. A. Thompson, H. M. Dovey and C. Xiaolin. 1986. The effects of crude oil and Corexit 9527 on marine phytoplankton in an experimental enclosure. *Marine environmental research*, 18(2), 93-109.
- Hillebrand, H., C. Dürselen, D. Kirschtel, U. Pollinger. and T. Zohary. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Legendre, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334.
- López-Muñoz, M. T., J. J. Ramírez-Restrepo, J. A. Palacio-Baena, R. O. Echenique, C. E. D. Mattos-Bicudo y E. A. Parra-García. 2016. Biomasa del fitoplancton eucariota y su disponibilidad para la red trófica del embalse Riogrande II (Antioquia, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 244-253.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013. Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses. MFIT-2013. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Recuperado el 6 de julio de 2022, sitio web: [https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/mfitv2-2013\\_20\\_01\\_2016\\_tcm30-175294.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/mfitv2-2013_20_01_2016_tcm30-175294.pdf)

- Marcovecchio, J. y R. Freije. 2013. Procesos químicos en Estuarios. *Universidad Tecnológica Nacional*.
- Medina-Euán, D., M. Juárez-Fonseca, S. Putzeys, A. C. Aguilar-Trujillo, F. del C Merino-Virgilio, J. A. Canul-Cabrera y J. A. Herrera-Silveira. 2020. Variación de los grupos, biomasa y carbono del fitoplancton como respuesta a la contaminación por petróleo en mesocosmos. En: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: 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.
- Menden-Deuer, S. and E. Lessard. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnol. Oceanogr.* 45 (3): 569-579.
- Merino-Virgilio, F. D. C., Y. B. Okolodkov, A. C. Aguilar-Trejo, I. Osorio-Moreno, E. Luc, y J. A. Herrera-Silverira. 2014. Florecimientos de *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) en el norte de Yucatán (2001-2014). In *Resúmenes del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. México, DF, México*.
- Moss, B., D. Mckee, D. Atkinson, S. Collings, J. Eaton, A. Gill, I. Harvey, K. Hatton, T. Heyes and D. Wilson. 2003. How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms. *Journal of Applied Ecology*. 40: 782-792.
- Najdek, M., M. Blažina, T. Djakovac and R. Kraus. 2005. The role of the diatom *Cylindrotheca closterium* in a mucilage event in the northern Adriatic Sea: coupling with high salinity water intrusions. *Journal of plankton research*, 27(9), 851-862.
- Nomura, H., K. Toyoda, M. Yamada, K. Okamoto, M. Wada, M. Nishimura, A. Yoshida, A. Shibata, H. Takada and K. Ohwada. 2007. Mesocosm studies on phytoplankton community succession after inputs of the water-soluble fraction of Bunker A oil. *La mer*, 45, 105-116.
- Özhan, K., S. M. Miles, H. Gao and S. Bargu. 2014. Relative phytoplankton growth responses to physically and chemically dispersed South Louisiana sweet crude oil. *Environmental monitoring and assessment*, 186(6), 3941-3956.
- Parsons, T. R., Y. Maita, and C. M. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon, Oxford sized algae and natural seston size fractions. *Marine Ecology Progress Series*, 199, 43-53. Peragallo, M., (1965). *Diatomeús Marines de France*. A. Asher Co, Amsterdam, 365 pp.
- Peragallo, M. 1965. *Diatomeús Marines de France*. A. Asher Co, Amsterdam, 365 pp.
- Raiger, I. L. J. y N. I. López. 2009. Los biosurfactantes y la industria petrolera.
- Rodríguez-Gómez, C. F., y J. A. Aké-Castillo. 2016. Cálculo del contenido celular de carbono de cuatro taxones de diatomeas: biovolumen y espectrofotometría. *Hidrobiológica*, 26(2), 251-257.
- Romero, P. L. M. 2008. Los mesocosmos como herramienta para la valoración de efectos ecotoxicológicos de insecticidas sobre las comunidades plánticas (Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid).
- Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations Schweiz Z. Hydrol., 43: 34-62.
- Ryabushko, L. I., D. S. Balycheva, A. V. Bondarenko, S. N. Zheleznova, A. A. Begun and I. V. Stonik. 2019. Different aspects of studying a diatom *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann et Lewin 1964 in natural and laboratory conditions. *Marine Biological Journal*, 4(2), 52-62.
- Sournia, A. 1987. *Atlas du Phytoplancton Marin*. Editions du CNRS. Paris.
- Tomas, C. 1996. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. Academic Press Inc. 598pp.
- Valencia-Agami, S. S., D. Cerqueda-García, S. Putzeys, M. M. Uribe-Flores, N. U. García-Cruz, D. Pech, y J. Q. García-Maldonado. 2019. Changes in the Bacterioplankton Community Structure from Southern Gulf of Mexico During a Simulated Crude Oil Spill at Mesocosm Scale. *Microorganisms*, 7(10), 441.
- Venrick, E. L. and T. L. Hayward. 1984. Determining chlorophyll on the 1984 CalCOFI surveys. *CalCOFI Rep*, 25, 74-79.
- Welschmeyer, N. A. 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, 39(8), 1985-1992.
- Yamaji, I. 1966. *Illustrations of the marine plankton of Japan*. Hoikusha, Pub. Co. Osaka, Japan.

## 4.5. Flujos de CO<sub>2</sub> aire-mar durante un evento La Niña en las Bahías de Manzanillo y Santiago, México

Sosa-Ávalos, Ramón<sup>1,\*</sup> y Sámano-Rodríguez Clara A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima. Carretera Manzanillo-Barra de Navidad km 20, CP 28860, El Naranjo, Manzanillo, Colima.

<sup>2</sup> Estación de Investigación Oceanográfica de Cd. del Carmen, Secretaría de Marina. Calle 20 por 17, CP 24130, Colonia El Guanal, Cd. del Carmen, Campeche.

\* Autor para correspondencia: rsosa@ucol.mx

### Resumen

Se estimaron los flujos del dióxido de carbono (FCO<sub>2</sub>) entre el aire-mar en las Bahías de Manzanillo y Santiago, a partir de variables y parámetros medidos entre diciembre de 2010 y diciembre de 2011 en siete estaciones. La temperatura del agua fue menor entre diciembre 2010 y abril 2011, cuando se registraron las salinidades mayores durante la fase más fuerte de La Niña. La temperatura incrementó en los meses de verano-otoño debido a los cambios estacionales que son más fuertes que la señal interanual (La Niña), mientras que la salinidad disminuyó resultado de aportes de agua dulce por lluvias. La  $\Delta p\text{CO}_2$  (presión parcial del agua – presión parcial aire) mostró un comportamiento inverso a las anomalías del índice Multivariado ENSO (MEI) y temperatura, con valores positivos  $> 100 \mu\text{atm}$  en la época fría durante La Niña y surgencias costeras, los valores negativos ( $-100 \mu\text{atm}$ ) fueron calculados entre verano y otoño cuando la temperatura fue más alta. Por su parte, los FCO<sub>2</sub> fueron positivos en diciembre 2010 y abril 2011 ( $1.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) como resultado de surgencias costeras que se formaron durante La Niña, permitiendo a las bahías actuar como fuente de carbono hacia la atmósfera. Entre mayo-julio se estimaron valores de  $-1.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  comportándose el ecosistema como sumidero de CO<sub>2</sub>. El promedio en el periodo de estudio fue de  $-1.12 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  lo que indica que las bahías se comportan como sumidero neto de carbono.

**Palabras clave:** *La Niña, surgencias costeras, fuente-sumidero de CO<sub>2</sub>*

### Abstract

Air-sea carbon dioxide fluxes (FCO<sub>2</sub>) in the Bays of Manzanillo and Santiago were estimated from variables and parameters measured between December 2010 and December 2011 at seven stations. The water temperature was lower between December 2010 and April 2011, when the highest salinities were recorded during the strongest phase of La Niña. The temperature increased in the summer-autumn months due to seasonal changes that are stronger than the interannual signal (La Niña), while salinity decreased because of freshwater contributions from rains. The  $\Delta p\text{CO}_2$  (seawater partial pressure - air partial pressure) showed an inverse behavior to the anomalies of the Multivariate ENSO Index (MEI) and temperature, with positive values  $> 100 \mu\text{atm}$  in the cold season during La Niña and coastal upwellings, the values negative ( $-100 \mu\text{atm}$ ) were calculated between summer and autumn when the temperature was higher. For their part, FCO<sub>2</sub> were positive in December 2010 and April 2011 ( $1.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) because of coastal upwelling that formed during La Niña, allowing the bays to act as a source of carbon into the atmosphere. Between May and July, values of  $-1.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  were estimated, with the ecosystem behaving as a CO<sub>2</sub> sink. The average in the study period was  $-1.12 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , which indicates that the bays behave as a net carbon sink.

**Key words:** *La Niña, coastal upwelling, source-sink of CO<sub>2</sub>*

## Introducción

El océano costero contiene algunas de las áreas más productivas biológicamente de los océanos mundiales (Gruber, 2015). Por lo tanto, se espera que estas regiones actúen como fuertes sumideros de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) antropogénico debido a sus altas tasas de fijación de carbono fotosintético (Gruber, 2015), aporte de nutrientes y carbono inorgánico por ríos (Borges *et al.* 2005). Actualmente los estudios que se han realizado para estimar el intercambio de  $\text{CO}_2$  entre la atmósfera y los océanos costeros es muy incierto (50-100%) (Bauer *et al.*, 2013). Los pocos estudios disponibles reportan áreas de intenso intercambio de  $\text{CO}_2$  en la interfaz aire-agua, las cuáles actúan en ambos sentidos; como fuentes (Friederich *et al.*, 2002; Cai *et al.*, 2003; Shadwick *et al.*, 2011) o sumideros (Degrandpré *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Borges *et al.*, 2006) con respecto a la atmósfera

El rápido incremento de la concentración atmosférica de  $\text{CO}_2$  debido a la quema de combustibles fósiles, producción de cemento y cambios de uso de suelo (Houghton, 2008), está causando cambios en el clima global. A largo plazo el océano mundial es un importante sumidero de carbono que ha absorbido aproximadamente un tercio del  $\text{CO}_2$  antropogénico en los últimos 20 años, con una tasa de 1.6-2.6 Pg C año<sup>-1</sup> (Wanninkhof *et al.*, 2013; Le Quéré *et al.*, 2015). Sin embargo, la absorción continua de  $\text{CO}_2$  ha resultado en un aumento de los niveles de  $f\text{CO}_2$  (fugacidad de  $\text{CO}_2$ ) en la superficie del océano a tasas que oscilan entre 1.5 y 1.9  $\mu\text{atm año}^{-1}$  (Bates *et al.*, 2014; Kitidis *et al.*, 2016). En el presente estudio se analiza la respuesta de los flujos de  $\text{CO}_2$  ( $\text{FCO}_2$ ) aire-mar durante un evento La Niña en las Bahías de Manzanillo y Santiago, así como la variabilidad temporal de los mismos.

## Material y Métodos

Se realizaron muestreos mensuales de diciembre del 2010 a diciembre del 2011 en siete estaciones establecidas en las Bahías de Manzanillo y Santiago (Figura 1). En cada estación se colectó agua de cuatro profundidades: 0, 10, 25 y 50 m para medir el pH y alcalinidad total (AT), que fueron utilizados para calcular el carbono inorgánico disuelto (CID) y presión parcial del agua  $p\text{CO}_{2(w)}$  por medio del programa CO2SYS (Lewis y Wallace, 1998). Adicionalmente, se realizaron mediciones continuas de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con un perfilador de conductividad, temperatura y salinidad marca SeaBird 19 plus. La presión parcial del  $\text{CO}_2$  de la atmósfera ( $p\text{CO}_{2(a)}$ ) para cada muestreo fue obtenida de la base de datos de la estación Mauna Loa en Hawaii (<https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/>).

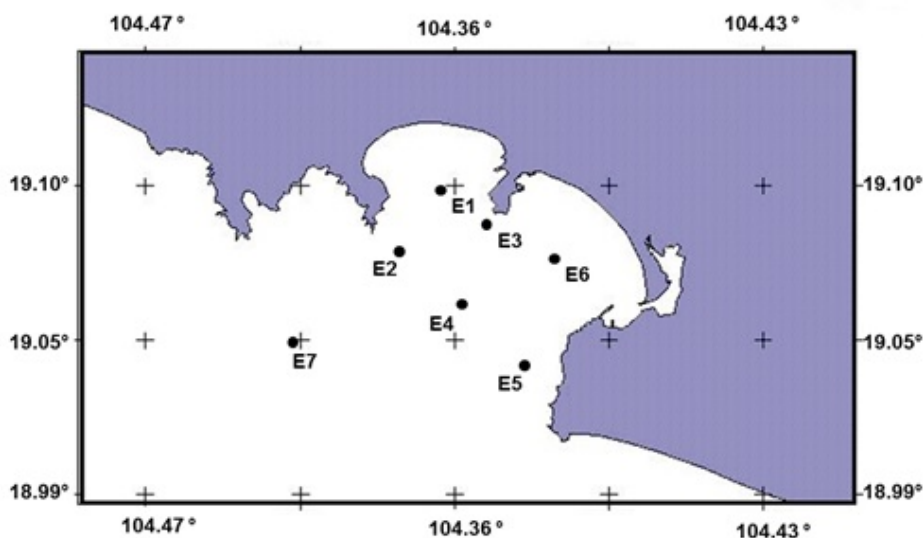


Figura 1. Localización geográfica de las estaciones de muestreo en las Bahías de Manzanillo y Santiago, México.

### Cálculo de los flujos de CO<sub>2</sub>

Los valores de FCO<sub>2</sub> (mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) fueron calculados a partir de la temperatura y salinidad *in situ*, velocidad del viento y la pCO<sub>2</sub> usando la ec. (1) propuesta por Liss y Merlivat (1986):

$$FCO_2 = K\alpha(\Delta pCO_2) \quad (1)$$

donde  $k$  es el coeficiente de la velocidad de transferencia del CO<sub>2</sub>, que es función de la velocidad del viento ( $U$ ), que fue calculado a partir de la expresión propuesta por Wanninkhof y Mc Gillis (1999):

$$k = 0.0283U^3 \left(\frac{Sc}{660}\right)^{-0.5} \quad (2)$$

donde  $U$  es la velocidad del viento a 10 m obtenida de la estación meteorológica del aeropuerto Playa de Oro, Manzanillo (<https://www.wunderground.com/weather/mx/manzanillo>), para cada día de muestreo,  $Sc$  es el número de Schmidt que es función de la temperatura, calculado con la relación polinomial de Sharqawy *et al.* (2010),  $\alpha$  es el coeficiente de solubilidad del CO<sub>2</sub> en agua de mar (que depende de la temperatura y salinidad), estimado a partir de la expresión de Weiss (1974):

$$\ln \alpha = -58.0931 + 90.5069 \left(\frac{100}{T}\right) + 22.294 \ln \left(\frac{100}{T}\right) + S \left[0.027766 - 0.025888 \left(\frac{T}{100}\right) + 0.0050578 \left(\frac{T}{100}\right)^2\right] \quad (3)$$

y  $\Delta pCO_2$  fue estimada como la diferencia entre las presiones parciales del CO<sub>2</sub> en la superficie del mar y de la atmósfera:

$$\Delta pCO_2 = pCO_{2(mar)} - pCO_{2(atm)} \quad (4)$$

### Resultados y discusión

El Índice Multivariado ENSO (MEI) mostró el desarrollo de un evento La Niña con intensidad débil en julio-agosto de 2011 a intensidad fuerte entre diciembre 2010 y abril 2011 (Figura 2a). El promedio de la temperatura superficial del mar *in situ* en las bahías fue  $\leq$  a 24 °C en diciembre, enero y abril, aumentando ( $>$  28.5 °C) en verano y principio de otoño. Las aguas ligeramente más frías parecen responder a presencia de La Niña, mientras que en verano-otoño es mayormente afectada por la variación estacional (Figura 2b). Sosa-Ávalos *et al.* (2021) observaron este mismo patrón de la temperatura en el área de estudio durante 2006-2010. Esta variación temporal es el resultado de la circulación a gran escala donde la Corriente de California transporta agua fría durante los meses de invierno y primavera a la zona, y la Corriente Costera Mexicana (CCM) transporta agua cálida durante junio a noviembre ocasionando un desplazamiento hacia el Norte de Cabo Corrientes.

La  $\Delta pCO_2$  presentó un comportamiento inverso a las anomalías del MEI y de la temperatura superficial, con valores promedio  $\geq$  100  $\mu$ atm en diciembre de 2010 y abril de 2011 asociados con aguas frías y eventos de surgencias. En el periodo mayo-diciembre los promedios fueron  $>$  -100  $\mu$ atm como resultado del incremento de temperatura por el cambio estacional, sin observar un efecto por el evento La Niña (Figura 2c). Los FCO<sub>2</sub> mostraron un patrón similar a la  $\Delta pCO_2$  con promedios positivos de 1.3 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en diciembre y abril y -6.7 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en julio. Los flujos positivos son resultado de surgencias costeras y aguas más frías asociadas al evento La Niña, actuando las bahías como fuente neta de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, sin embargo, entre mayo-julio se estimaron valores negativos  $>$  -1.5 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, comportándose las bahías como sumidero neto de carbono resultado del aumento de temperatura (figura 2d). El promedio global del periodo de estudio fue de -1.12 mmol C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (-0.41 mol C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), indicando que las Bahías de Manzanillo y Santiago se comportaron como sumidero neto de CO<sub>2</sub> durante el año, aun cuando estuvo presente el evento La Niña, parece que es más fuerte la señal estacional que afecta el comportamiento de las bahías.



La salinidad del agua presentó los valores más bajos en los primeros 10 m de profundidad durante el verano y principios del otoño ( $< 33.5$  ups), como respuesta a los aportes de agua dulce de los arroyos Salagua y Santiago en el periodo de lluvias, las bajas salinidades indican que es mayor la precipitación que la evaporación. Las salinidades más altas se midieron en los meses de invierno y primavera cuando el agua estuvo más fría y la fase de La Niña fue más fuerte (MEI: -1.6 a -1.9) (Figura 3).

La  $p\text{CO}_{2(w)}$  presentó tendencias a aumentar con la profundidad debido a procesos biológicos (respiración y remineralización) y físicos (temperatura, salinidad), los valores más altos mayores a  $1500 \mu\text{atm}$  se estimaron en abril, octubre y diciembre de 2011, mientras que los más bajos se observaron en verano cuando la temperatura del agua fue más alta y la salinidad más baja. La  $p\text{CO}_{2(w)}$  tiende a incrementar cuando la salinidad también aumenta, mostrando una relación positiva (Figura 3).

Sosa-Ávalos *et al.* (2015) reportaron para las bahías valores de  $p\text{CO}_{2(w)}$  en la superficie del agua mayores a  $550 \mu\text{atm}$  en marzo y abril, asociadas a surgencias costeras que transportaron hacia la superficie agua con baja temperatura. Asimismo, durante estos eventos se registraron valores de  $\Delta p\text{CO}_2$  por arriba de  $120 \mu\text{atm}$ , que es similar a lo reportado en este estudio. Los valores disminuyeron después de las surgencias. Adicionalmente, estimaron los  $\text{FCO}_2$  entre  $-43.04$  y  $68.76 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  con un promedio global de  $-0.22 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , indicando que las bahías actuaron como sumidero neto de  $\text{CO}_2$ . Los flujos positivos estimados por estos autores en marzo y abril fueron relacionados con surgencias costeras. El comportamiento mostrado por estos autores es similar al patrón reportado en este estudio.

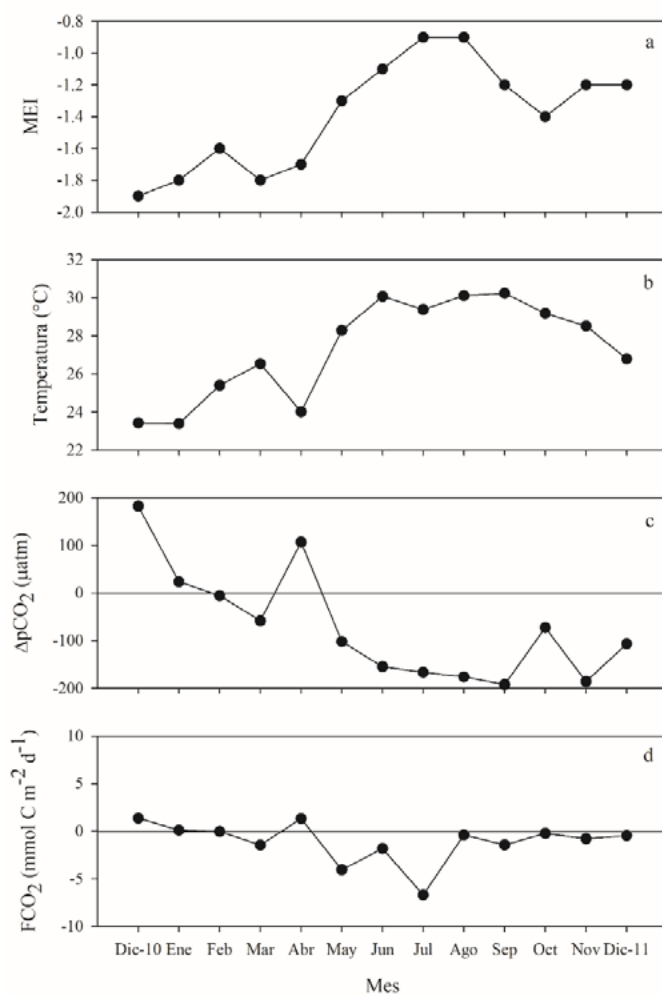


Figura 2. (a) Anomalías mensuales del Índice Multivariado ENSO, (b) promedio mensual de la temperatura superficial del mar medida *in situ*, (c) distribución media mensual de la  $\Delta p\text{CO}_2$  y (d) variación mensual de los  $\text{FCO}_2$  aire-mar en las Bahías de Manzanillo y Santiago.

Franco *et al.*, (2014) estimaron en la región del Pacífico tropical  $\Delta p\text{CO}_2$  y  $\text{FCO}_2$  en noviembre de 2009, de  $-7$  a  $30 \mu\text{atm}$  y  $-0.4$  a  $2.5 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, actuando el ecosistema como una débil fuente de carbono. En agosto de 2010, los valores de  $\Delta p\text{CO}_2$  y  $\text{FCO}_2$  fueron de  $-80$  a  $70 \mu\text{atm}$  y de  $-4.4$  a  $3.3 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, el Norte del área de estudio fue fuente y al Sur se comportó como sumidero de  $\text{CO}_2$ . Esto se debe a la asimilación del fitoplancton y la advección de agua en la superficie, permite la pérdida de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera, así como la presencia de giros ciclónicos y anticiclónicos. Estos autores encontraron que la advección de agua juega un papel muy importante para definir si una región es una fuente o sumidero de carbono.

Algunos estudios han referido que el océano costero y principalmente la zona tropical y subtropical son una fuente importante de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera, sin embargo, Laruelle *et al.* (2014) reportaron que el océano costero en promedio absorbe  $0.19 \text{ Pg C año}^{-1}$  y que actúa como sumidero neto de  $\text{CO}_2$  antropogénico, lo cual es similar a lo reportado en este estudio.

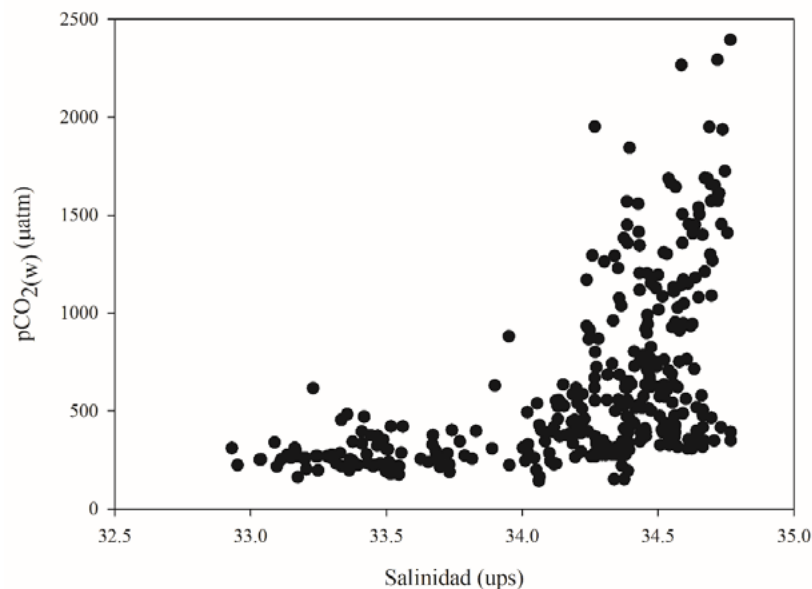


Figura 3. Relación entre la salinidad y la  $p\text{CO}_2(\text{w})$  durante un evento La Niña en las Bahías de Manzanillo y Santiago.

## Conclusiones

Los flujos positivos de  $\text{CO}_2$  entre el aire y el mar en las bahías fueron asociados con la intensificación de La Niña que fortaleció la formación de surgencias costeras, transportando agua fría con alta concentración de carbono inorgánico disuelto y  $p\text{CO}_2(\text{w})$ , que provienen de la respiración y remineralización de la materia orgánica, permitiendo que la zona actuara como fuente de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera. Sin embargo, durante el verano-otoño el ecosistema fue sumidero de carbono, que se intensificó entre mayo y julio, asociado a temperaturas más cálidas por los cambios estacionales, aun cuando estuvo presente La Niña. El promedio del periodo de estudio fue de  $-1.12 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , esto significa que las bahías funcionan como sumidero neto de  $\text{CO}_2$  atmosférico como resultado de la fotosíntesis y procesos físicos. Adicionalmente, la temperatura, salinidad y la presión parcial del agua, mostraron importantes variaciones temporales debido a la presencia de La Niña y cambios estacionales.

## Literatura citada

- Bates, N., Y. Astor, M. Church, K. Currie, J. Dore, M. González-Dávila, L. Lorenzoni, F. Muller-Karger, J. Olafsson and M. Santa-Casiano. 2014. A time-series view of changing ocean chemistry due to ocean uptake of anthropogenic  $\text{CO}_2$  and ocean acidification. *Oceanography*, 27(1), 126–141.

- Franco A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. Garçon, H. Maske, A. Paulmier, J. Färber-Lorda, R. Castro and R. Sosa-Avalos. 2014. Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 119: 2923–2937.
- Houghton, R. A. 2008. Carbon flux to the atmosphere from land-use changes: 1850–2005. *In: TRENDS: A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee, USA, 2008.*
- Le Quéré, C., R. Moriarty, R. M. Andrew, G. P. Peters, P. Ciais, P. Friedlingstein, S. D. Jones, S. Sitch, P. Tans, A. Arneeth, T. A. Boden, L. Bopp, Y. Bozec, J. G. Canadell, L. P. Chini, F. Chevallier, C. E. Cosca, I. Harris, M. Hoppema, R. A. Houghton, J. I. House, A. K. Jain, T. Johannessen, E. Kato, R. F. Keeling, V. Kitidis, K. Klein Goldewijk, C. Koven, C. S. Landa, P. Landschützer, A. Lenton, I. D. Lima, G. Marland, J. T. Mathis, N. Metz, Y. Nojiri, A. Olsen, T. Ono, S. Peng, W. Peters, B. Pfeil, B. Poulter, M. R. Raupach, P. Regnier, C. Rödenbeck, S. Saito, J. E. Salisbury, U. Schuster, J. Schwinger, R. Séférian, J. Segsneider, T. Steinhoff, B. D. Stocker, A. J. Sutton, T. Takahashi, B. Tilbrook, G. R. van der Werf, N. Viovy, Y.-P. Wang, R. Wanninkhof, A. Wiltshire and N. Zeng. 2015. Global carbon budget 2015. *Earth Syst. Sci. Data*, 7(2): 349–396, doi:10.5194/essd-7-349-2015.
- Laruelle, G. G., R. Lauerwald, B. Pfeil and P. Regnier. 2014. Regionalized global budget of the CO<sub>2</sub> exchange at the air-water interface in continental shelf seas. *Global Biogeochemical Cycles*, 28: 1199–1214. doi:10.1002/2014GB004832.
- Liss P, and L. Merlivat. 1986. Air-Sea exchange rates: Introduction and synthesis. *In: Buart Menard, P (ed.). The role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling. Reidel Publishing Company, Boston, 113-127 p.*
- Kitidis, V., I. Brown, N. Hardman-Mountford and N. Lefèvre. 2017. Surface ocean carbon dioxide during the Atlantic Meridional Transect (1995-2013); evidence of ocean acidification. *Progress in Oceanography*, 158: 65-75.
- Sharqawy, M. F., J. H. Lienhard and S. M. Zubair. 2010. Thermophysical properties of seawater: a review of existing correlations and data. *Desalin. Water Treatment*, 16:354-380 [doi:10.5004/dwt.2010.1079].
- Sosa-Ávalos, R., F. Chávez, G. Gaxiola-Castro and L. Silva-Iñiguez. 2015. Flujos de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el océano en el Pacífico tropical mexicano. pp. 439-445. *En: Paz, F., J. Wong y R. Torres (Eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2015. Programa Mexicano del Carbono, UJAT. Texcoco, Estado de México.*
- Sosa-Ávalos, R., E. Santamaría-del-Ángel, V. Acosta-Chamorro, L. Silva-Iñiguez, G. C. Pelayo-Martínez, S. I. Quijano-Scheggia. 2021. Phytoplankton primary production during the cold and warm seasons in Manzanillo and Santiago Bays, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 261. 107569.
- Wanninkhof, R and W. R. McGillis. 1999. A cubic relationship between gas transfer and wind speed. *Geophysical Research Letter*, 26:1889-93.
- Wanninkhof, R., G. -H. Park, T. Takahashi, C. Sweeney, R. Feely, Y. Nojiri, N. Gruber, S. C. Doney, G. A. McKinley, A. Lenton, C. Le Quéré, C. Heinze, J. Schwinger, H. Graven and S. Khatiwala .2013. Global ocean carbon uptake: Magnitude, variability and trends. *Biogeosciences*, 10, 1983–2000, doi:10.5194/bg-10-1983-2013.
- Weiss, R. E. 1974. Carbon dioxide in wáter and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry*, 2: 203-215.

## 4.6. Hipoxia somera en la costa continental del Golfo de California

Sánchez Alberto<sup>1,\*</sup> y Acevedo Thalía<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz, B.C.S, México

\*Autor para correspondencia: alsanchezg@ipn.mx, alsanchezg13@gmail.com

### Resumen

Los periodos de hipoxia han incrementado en el número de días y de eventos por año, en aguas relativamente someras (<5 m) e independiente de la época del año en el Golfo de California. El objetivo del presente estudio es determinar el  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica sedimentaria para evidenciar su utilidad como trazador de hipoxia en la columna de agua somera en el margen costero de Sinaloa y Sonora. Este margen costero caracterizado por el gran desarrollo de actividades antropogénicas actúa como fuente de materia orgánica al medio marino. Las muestras de sedimento superficial se recolectaron en un intervalo de 8 a 47 m profundidad a lo largo del margen costero de Sinaloa y Sonora. Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica  $>8\text{‰}$  caracterizaron a los sedimentos superficiales por debajo de los 15 m profundidad con un enriquecimiento en  $2.7\text{‰}$  para el intervalo de 15 a 50 m de profundidad. El enriquecimiento en  $^{15}\text{N}$  de la materia orgánica sugiere condiciones de desnitrificación somera de la columna de agua por encima de los 50 m de profundidad, lo que pudiera estar asociado al incremento en la frecuencia, periodicidad e intensidad de los eventos de hipoxia somera registrados en el Golfo de California.

**Palabras clave:** *isótopos estables de nitrógeno, hipoxia, materia orgánica, Golfo de California.*

### Abstract

Hypoxia periods have increased in the number of days and events per year, in relatively shallow waters (<5 m) and independent of the epoch of the year in the Gulf of California. The objective of the present study was to determine the  $\delta^{15}\text{N}$  of sedimentary organic matter to demonstrate its usefulness as a tracer of hypoxia in the shallow water column in the coastal margin of Sinaloa and Sonora. This coastal margin characterized by the great development of anthropogenic activities acts as a source of organic matter to the marine environment. The shallow sediment samples were collected in an interval of 8 to 47 m depth along the coastal margin of Sinaloa and Sonora.  $\delta^{15}\text{N}$  values of organic matter  $>8\text{‰}$  characterized surface sediments below 15 m depth with enrichment at  $2.7\text{‰}$  for the 15 to 50 m depth interval. The  $^{15}\text{N}$  enrichment of organic matter suggests conditions of shallow denitrification of the water column above 50 m depth, which could be associated with the increased frequency, periodicity and intensity of shallow hypoxia events recorded in the Gulf of California.

**Key words:** *nitrogen stable isotopes, hypoxia, organic matter, Gulf of California.*

### Introducción

La expansión de la Zona de Mínimo de Oxígeno (ZMO) y los eventos de hipoxia somera han sido sugeridos para investigación y entender el limitado conocimiento sobre su impacto en los ecosistemas pelágicos del Golfo de California (Lluch-Cota et al., 2010). En el Golfo de California, la ZMO se extiende entre 150 m y 750 m de profundidad (Hendrickx and y Serrano, 2014). En algunos sitios costeros, la somerización de la ZMO o condición de suboxia/anoxia ha sido registrados a <150 m de profundidad en el sur del Golfo de California (Hendrickx, 2001; Sánchez et al., 2018). Mientras que, condiciones de

hipoxia fueron registradas a <5 m de profundidad frente a la zona costera de Mazatlán, Sinaloa (Herrera-Becerril et al., 2022) y en la costa noroccidental de Baja California Sur (Low et al., 2021).

El uso de isótopos estables de nitrógeno en la materia orgánica sedimentaria ha sido ampliamente utilizado para inferir cambios en la concentración de oxígeno disuelto de la columna de agua (Altabet et al., 1999) y la variabilidad de la ZMO (Ricaurte-Villota et al., 2013; Tems et al., 2016; Sánchez et al., 2018; Davis et al., 2019; Sánchez et al., 2022). Aunque, los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica varían en función de varios parámetros (utilización incompleta/completa de nitrato, fijación de nitrógeno, diagénesis en la columna de agua y sedimento, desnitrificación de la columna de agua, aporte de materia orgánica terrestre natural o antropogénica) está ampliamente documentado que la completa utilización de los nitratos es el principal parámetro que controla la composición isotópica de nitrógeno de la materia orgánica en hundimiento (Altabet et al., 1999; Aguiñiga et al., 2010) y sedimentaria (Ganeshram et al., 2000; Ricaurte-Villota et al., 2013; Tems et al., 2016; Sánchez et al., 2018; 2022). De esta forma, la condición de hipoxia en la columna de agua podrá ser evidenciada, debido a la remoción preferencial del  $^{14}\text{N}$  con respecto al  $^{15}\text{N}$  de los nitratos de la columna de agua. El  $^{15}\text{N}$ -nitrato será asimilado por productores primarios y la productividad exportada enriquecida en  $^{15}\text{N}$  bajo condiciones de hipoxia (Altabet et al., 1999) quedará registrada como materia orgánica sedimentaria enriquecida de  $^{15}\text{N}$  (Sánchez et al., 2018). En el presente estudio fue analizada la distribución espacial de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  en sedimentos superficiales para inferir condiciones de hipoxia somera y estimar la concentración de oxígeno disuelto a lo largo del margen costero de Sinaloa y Sonora.

## Material y métodos

### *Área de estudio*

La región costera de Sinaloa y Sonora está caracterizada por una amplia plataforma continental, donde se ubican diversas lagunas costeras que actúan como trampas de materiales de origen antropogénico, derivado de actividades agrícolas, dulceacuícolas y acuícolas (Martínez-Durazo et al., 2019; Ramírez-Ayala et al., 2020). Las áreas costeras de Sinaloa y Sonora son caracterizadas por intensas corrientes estacionales con dirección hacia afuera y hacia dentro del golfo (Marinone, 2012). Las surgencias costeras ocurren en el periodo de invierno a primavera en la costa continental, asociadas con el patrón de vientos dominante (Lluch-Cota et al., 2007). Se ha documentado que algunos sistemas lagunares exportan sedimentos a una tasa muy baja ( $4.3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ), a través de sus bocas, hacia la zona costera adyacente del golfo (Montaño-Ley et al., 2007). El margen y la pendiente continental son interceptados por la ZMO sobre un intervalo de 100 a 1000 m profundidad (Hendrickx y Serrano, 2014).

### *Metodología*

El período de muestreo fue del 26 al 28 de mayo de 2007. Las muestras de sedimento superficial se recolectaron con una draga Smith-McIntyre en el intervalo de profundidad de 8 a 47 m. Solo se muestrearon los primeros 2 cm de espesor del sedimento. Las muestras de sedimento fueron liofilizadas y homogeneizadas previo al análisis isotópico de nitrógeno. Submuestras de sedimento liofilizado fueron pesadas en capsulas de estaño para su análisis isotópico de nitrógeno. Los análisis isotópicos fueron realizados en un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas acoplado a un analizador elemental de la Universidad de California en Davis. La precisión analítica fue de 0.30‰ para  $\delta^{15}\text{N}$ .

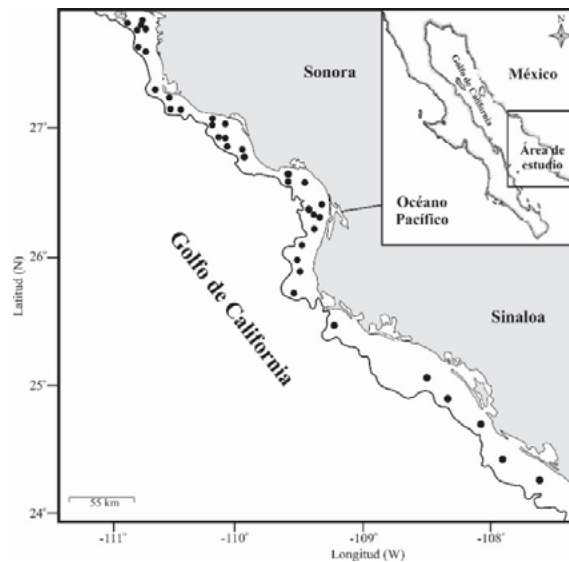


Figura 1. Área de estudio y estaciones de recolecta de sedimentos superficiales (círculos negros) en la región costera de Sinaloa y Sonora en el Golfo de California. La isolínea representa la isobata de 50 m de profundidad.

## Resultados y discusión

Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica oscilaron entre 4.2 ‰ y 10.7 ‰. En lo general, la región costera de Sinaloa y Sonora estuvo caracterizada por valores de  $\delta^{15}\text{N} > 8$  ‰ (Fig. 2A). En la frontera de Sinaloa y Sonora se observaron valores de  $\delta^{15}\text{N} < 8$  ‰, al igual que otros puntos en la zona costera de Sinaloa y Sonora. La relación de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  con respecto a la profundidad fue significativa ( $P < 0.0001$ ) con coeficiente de determinación de 0.6538 (Fig. 2B). El  $\delta^{15}\text{N}$  incremento en 2.7‰ para el intervalo de 15 a 47 m de profundidad.

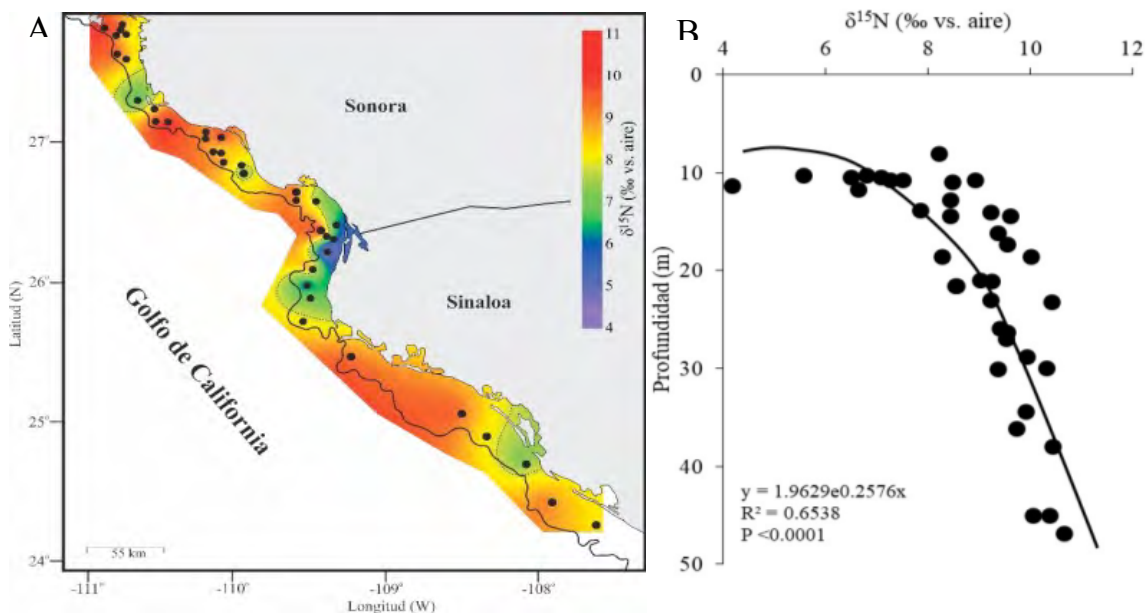


Figura 2. (A) Distribución espacial de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica y (B) Relación de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica sedimentaria con respecto a la profundidad en la región costera de Sinaloa y Sonora en el Golfo de California. En (A) la línea punteada representa el valor de  $\delta^{15}\text{N}$  de 8‰. La isolínea representa la isobata de 50 m de profundidad.

Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica han sido utilizados para inferir cambios en la concentración de oxígeno disuelto sobre diversas escalas de tiempo en el Golfo de California (Ganeshram et al., 2000; Tems et al., 2016). Ganeshram et al. (2000) encontraron que el  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica cambió entre 2 a 3‰, lo que implicó que las condiciones de desnitrificación de la columna pasaron de óxico ( $\delta^{15}\text{N} = 6$  a 7‰) a subóxico ( $\delta^{15}\text{N} = 9$  a 10‰) en el margen de Mazatlán. Este mismo patrón, aunque con un cambio de menor magnitud (1.5‰), fue observado en el margen de Pescadero (Tems et al., 2016). Es pertinente mencionar que esta variabilidad en los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica fue observada entre 400 a 1000 m de profundidad. Lo que contrasta con el escenario de cambio de 2.7‰ para en el intervalo de 15 a 47 m de profundidad a lo largo del margen costero de Sinaloa y Sonora. Esto sugiere que la zona costera somera de estas entidades registró condición de hipoxia en la columna de agua, similares a las observadas dentro de la ZMO en el Pacífico mexicano. Esto tiene implicaciones importantes relacionadas con los ecosistemas costeros donde habitan especies marinas de interés comercial, así como, de importancia ecológica que mantienen el funcionamiento de estos ecosistemas (Lluch-Cota et al., 2010). El incremento en la tasa de desnitrificación de la columna de agua puede conducir a una mayor pérdida de especies nitrogenadas con la subsecuente limitación de nitratos y a una posible reducción en la bomba biológica del carbono (Thunell y Kepple, 2004). Adicionalmente, la condición de hipoxia de la columna de agua puede contribuir con el aporte de óxido nitroso hacia la atmósfera (Bange et al., 2001). Los eventos de hipoxia somera asociados con regiones de desnitrificación, como el Pacífico mexicano, pueden tener un efecto importante al contribuir con gases de efecto invernadero a la atmósfera.

Los eventos de hipoxia han sido evidenciados en los márgenes de Mazatlán (Herrera-Becerril et al., 2022) y en la costa noroccidental de Baja California Sur (Low et al., 2021). En Mazatlán, la concentración de oxígeno disuelto *in situ* mostro eventos de hipoxia y eventualmente anoxia ( $1.92 \mu\text{M}$ ) en aguas superficiales durante días o semanas para el periodo de 2014 a 2016. Mientras que, los eventos de hipoxia  $<64 \mu\text{M}$  con algunos episodios de anoxia ( $1.59 \mu\text{M}$ ) fueron registrados en el intervalo de 6 m a 14 m de profundidad en el margen noroccidental de Baja California Sur. Algunos autores han sugerido que el  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica, bajo la consideración que son un reflejo del  $\delta^{15}\text{N}$  de los nitratos de la columna de agua, puede ser utilizado para estimar la concentración de oxígeno disuelto a lo largo de la columna de agua (Tems et al., 2016; Sanchez et al., 2018). En este sentido, los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica fueron utilizados para estimar la concentración de oxígeno disuelto en la zona costera de Sinaloa y Sonora, de acuerdo, a la ecuación propuesta por Sánchez et al. (2022, su Fig. 2). Las estimaciones de la concentración de oxígeno disuelto variaron entre  $38 \mu\text{M}$  para un  $\delta^{15}\text{N}$  de 8‰ y  $13 \mu\text{M}$  para un  $\delta^{15}\text{N}$  de 11‰ para el intervalo de 15 a 47 m de profundidad de la columna de agua. Estos valores contrastan con mediciones *in situ* de la concentración de oxígeno disuelto con valores  $>100 \mu\text{M}$  sobre este intervalo de profundidad en el Golfo de California (Scholz et al., 2019; Herrera-Becerril et al., 2022).

## Conclusiones

El enriquecimiento en  $^{15}\text{N}$  de 2.7‰ en los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de la materia orgánica sedimentaria indicó hipoxia somera con una estimación de la concentración de oxígeno disuelto de  $38 \mu\text{M}$  a  $13 \mu\text{M}$  sobre el intervalo de 15 a 47 m profundidad en la columna de agua.

## Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico otorgado a AS, a través del proyecto de investigación SIP-20220735.

## Literatura citada

- Aguñiga, S., A. Sánchez, and N. Silverberg. 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., C. Pilska, R. Thunell, C. Pride, D. Sigman, F. Chavez, and R. Francois. 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.
- Bange, H. W., S. Rapsomanikis and M. O. Andreae. 2001. Nitrous oxide cycling in the Arabian Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C1), 1053-1065.
- Davis, C. V., J. F. Ontiveros- Cuadras, C. Benitez- Nelson, A. Schmittner, E. J. Tappa, E. Osborne and R. C. Thunell. 2019. Ongoing increase in Eastern Tropical North Pacific denitrification as interpreted through the Santa Barbara Basin sedimentary  $\delta^{15}\text{N}$  record. *Paleoceanography and Paleoclimatology*, 34(9), 1554-1567.
- Ganeshram, R. S., T. F. Pedersen, S. E. Calvert, G. W. McNeill, and M. R. Fontugne. 2000. Glacial- interglacial variability in denitrification in the world's oceans: Causes and consequences. *Paleoceanography*, 15(4), 361-376.
- Hendrickx, M. E. 2001. Occurrence of a continental slope decapod crustacean community along the edge of the minimum oxygen zone in the southeastern Gulf of California, Mexico. *Belgian Journal of Zoology*, 131(Suppl 2), 95-109.
- Hendrickx, M., and D. Serrano. 2014. Effects of the oxygen minimum zone on squat lobster distributions in the Gulf of California, Mexico. *Open Life Sciences*, 9(1), 92-103.
- Herrera-Becerril, C. A., J. A. Sanchez-Cabeza, L. F. A. Sánchez, A. R. Lara-Cera, A. C. Ruiz-Fernández, J. G. Cardoso-Mohedano, M. L. Machain-Castillo and F. Colas. 2022. Statistical identification of coastal hypoxia events controlled by wind-induced upwelling. *Continental Shelf Research*, 233, 104634.
- Lluch-Cota, S. E., E. A. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Auriol-Gamboa, J. J. Bautista-Romero, R. C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. Del Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M. E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavín, D. Lluch-Belda, D. B. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S. G. Marinone, M. O. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C. A. Salinas-Zavala, R. A. Schwartzlose, and A. P. Sierra-Beltrán. 2007. The Gulf of California: review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in oceanography*, 73(1), 1-26.
- Lluch-Cota, S. E., A. Parés-Sierra, V. O. Magaña-Rueda, F. Arreguín-Sánchez, G. Bazzino, H. Herrera-Cervantes, and D. Lluch-Belda. 2010. Changing climate in the Gulf of California. *Progress in Oceanography*, 87(1-4), 114-126.
- Low, N. H., F. Micheli, J. D. Aguilar, D. R. Arce, C. A. Boch, J. C. Bonilla, M. A. Bracamontes, G. De Leo, E. Diaz, E. Enríquez, A. Hernandez, R. Martinez, R. Mendoza, C. Miranda, S. Monismith, M. Ramade, L. Rogers-Bennett, A. Romero, C. Salinas, A. E. Smith, J. Torre, G. Villavicencio and C. B. Woodson. 2021. Variable coastal hypoxia exposure and drivers across the southern California Current. *Scientific reports*, 11(1), 1-10.
- Marinone, S. G. 2012. Seasonal surface connectivity in the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 100, 133-141.
- Martínez-Durazo, A., J. García-Hernández, F. Páez-Osuna, M. F. Soto-Jiménez and M. E. Jara-Marini. 2019. The influence of anthropogenic organic matter and nutrient inputs on the food web structure in a coastal lagoon receiving agriculture and shrimp farming effluents. *Science of the Total Environment*, 664, 635-646.
- Montaño-Ley, Y., R. Peraza-Vizcarra and F. Páez-Osuna. 2007. The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environmental Pollution*, 147(1), 282-290.
- Ramírez-Ayala, E., M. A. Arguello-Pérez, A. Tintos-Gómez, R. Y. Pérez-Rodríguez, J. A. Díaz-Gómez, I. Borja-Gómez, C. A. Sepúlveda-Quiroz, M. Patiño-Barragán, C. Lezama-Cervantes and J. Salomé-Baylón. 2020. Review of the biomonitoring of persistent, bioaccumulative, and toxic substances in aquatic ecosystems of Mexico: 2001-2016. *Latin american journal of aquatic research*, 48(5), 705-738.
- Ricaurte-Villota, C., O. González-Yajimovich, and A. Sanchez. 2013. Coupled response of rainfall and denitrification to solar forcing during the Holocene in Alfonso Basin. *Ciencias Marinas*, 39(2), 151-164.
- Robles-Tamayo, C. M., R. García-Morales, J. E. Valdez-Holguín, G. Figueroa-Preciado, H. Herrera-Cervantes, J. López-Martínez, and L. F. Enríquez-Ocaña. 2020. Chlorophyll a concentration distribution on the mainland coast of the Gulf of California, Mexico. *Remote sensing*, 12(8), 1335.
- Sánchez, A., G. Rodríguez-Figueroa, E. Shumilin, and M. C. Ortiz-Hernández. 2018. Evidence of intense suboxia and anoxia in a tropical bay of the Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 168, 21-27.
- Sánchez, A., S. Aguñiga-García and N. Rey-Villiers. 2022. Evidence of hypoxia in the eastern coast of the Gulf of California as induced by stable nitrogen isotopes in surface sediments. *Continental Shelf Research*, 239, 104716.
- Scholz, F., M. Schmidt, C. Hensen, S. Eroglu, S. Geilert, M. Gutjahr, and V. Liebetrau. 2019. Shelf-to-basin iron shuttle in the Guaymas Basin, Gulf of California. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 261, 76-92.
- Tems, C. E., W. M. Berelson, R. Thunell, E. Tappa, X. Xu, D. Khider, S. Lund, O. González-Yajimovich, and Y. Hamann. 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 A. B. Kepple. 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  $\text{N}_2\text{O}$ . *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1).



## 4.7. Masas de agua y carbono inorgánico disuelto en el Sistema Frontal de Baja California Sur en verano de 2019.

Espinosa-Carreón T. Leticia<sup>1,\*</sup>, Hernández-Ayón J. Martín<sup>2</sup>, Chapa-Balcorta Cecilia<sup>3</sup> y Martínez-Magaña Víctor H.<sup>4</sup>

<sup>1</sup>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.

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO), Universidad Autónoma de Baja California. Apartado Postal 453, CP 2280, Ensenada, Baja California.

<sup>3</sup>Universidad del Mar, Ciudad Universitaria SN. Puerto Ángel, Oaxaca.

<sup>4</sup>CRIAP Manzanillo, Playa Ventanas s/n, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, CP 28200, Manzanillo, Colima.

\*Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

### Resumen

El Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS) es una región biológicamente rica y con una oceanografía muy dinámica con estructuras de mesoescala que varían en espacio y tiempo. En verano de 2019 se realizó un crucero oceanográfico donde se tomaron perfiles hidrológicos en 54 estaciones y alícuotas de agua a diferentes niveles de profundidad para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID). Las masas de agua predominantes fueron el Agua Subártica, Agua Transicional, Agua Ecuatorial Subsuperficial y con poca influencia del Agua Tropical Superficial y el Agua Subtropical Superficial, las concentraciones menores de carbono inorgánico disuelto se registraron en estas dos últimas y las mayores en el Agua Intermedia del Pacífico. A pesar de que tener datos consistentes de CID con las masas de agua es importante continuar con los estudios en el SFBCS ya que es determinante la influencia de los forzamientos físico y biogeoquímico.

**Palabras clave:** *Sistema Frontal de Baja California Sur; Carbono inorgánico disuelto; masas de agua.*

### Abstract

The Baja California Sur Frontal System (SFBCS) is a biologically rich region with a very dynamic oceanography with mesoscale structures that vary in space and time. In the summer of 2019, an oceanographic cruise was carried out where hydrological profiles were taken at 54 stations and aliquots of water at different depth levels for the determination of dissolved inorganic carbon (DIC). The predominant water masses were Subarctic Water, Transitional Water, Equatorial Subsurface Water and with little influence from Tropical Surface Water and Subtropical Surface Water, the lowest concentrations of dissolved inorganic carbon were recorded in the latter two and the highest in Intermediate Pacific Water. Although having consistent DIC data with the water masses, it is important to continue with the SFBCS studies since the influence of physical and biogeochemical forcing is decisive.

**Key words:** *Frontal System of Baja California Sur; Dissolved inorganic carbon; water masses.*

### Introducción

El océano es uno de los principales reguladores de la temperatura del planeta. Debido a las altas concentraciones de CO<sub>2</sub> que se emiten de forma antropogénica hacia la atmósfera, han promovido una alteración en los diferentes almacenes y modifican el intercambio de carbono en los diferentes reservorios, cuya consecuencia principal es una disminución en el pH y el cambio climático (Chapa-

Balcorta *et al.*, 2018). En la actualidad el océano ha absorbido aproximadamente el 30% (120 Gt) del CO<sub>2</sub> atmosférico que se distribuye a lo largo del planeta mediante corrientes submarinas (Sabine *et al.*, 2004).

El sistema carbonatos en el océano, se estudia mediante la alcalinidad total (AT), el carbono inorgánico disuelto (CID), el pH y la presión del CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) (Park, 1966). El CID en el océano es depende del forzamiento físico (corrientes, surgencias, remolinos, mezcla vertical, advección horizontal, evaporación o mezcla de masas de agua) y de procesos biogeoquímicos (respiración, fotosíntesis, precipitación o disolución de exoesqueletos de CaCO<sub>3</sub> (Sabine *et al.*, 2002).

El Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS) es una región biológicamente rica y con una oceanografía muy dinámica (Etnoyer *et al.*, 2004). Se caracteriza por presentar estructuras de mesoescala que varían en espacio y tiempo (Kurczyn *et al.*, 2012, 2013), por la confluencia de masas de agua de distintas densidades que inducen la advección vertical de nutrientes (Bakun, 1996), que estimulan el crecimiento de fitoplancton y, con ello, la productividad primaria fitoplanctónica (Aguirre, 2002). El objetivo del presente estudio es conocer la relación entre las masas de agua en el Sistema Frontal de Baja California y el carbono inorgánico disuelto en verano de 2019.

## Materiales y Métodos

Durante julio-agosto del 2019 se realizó un crucero oceanográfico en la zona del SFBCS (Fig. 1) a bordo del B/I. “Dr. Jorge Carranza Fraser” del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA). En 54 estaciones se utilizó un CTD IDRONAUT modelo Ocean Seven 320 Plus para realizar perfiles de temperatura y salinidad, y para la recolección de las muestras se utilizó una roseta acoplada con botellas Niskin de 15 L. Se tomaron alícuotas de agua en botellas de borosilicato de 125 ml, con la precaución de no burbujear la muestra, 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.

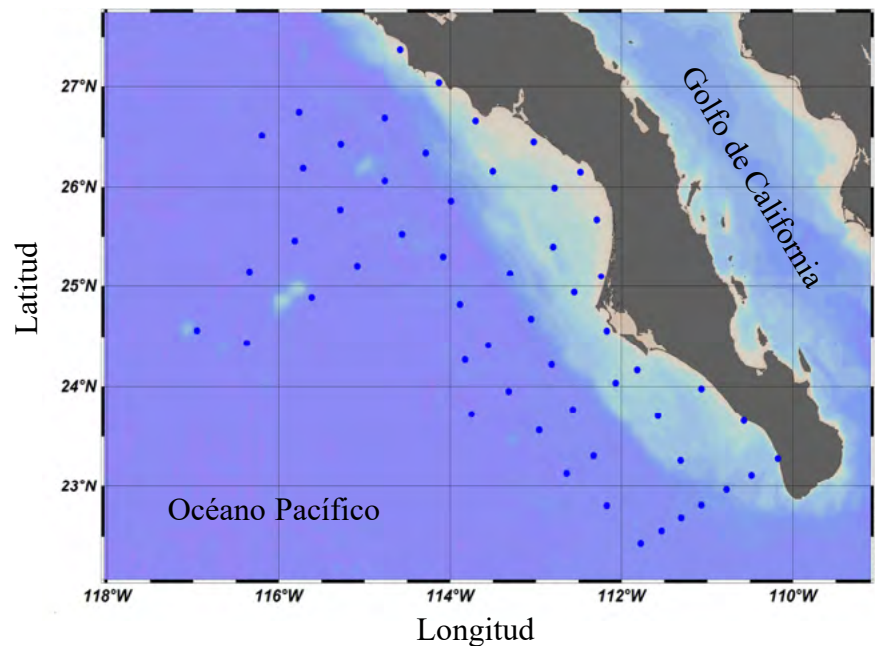


Figura 1. Localización de las estaciones oceanográficas realizadas en verano 2019 en el Sistema Frontal de Baja California Sur.

Los análisis de CID se realizaron mediante un equipo analizador de carbono marca Apollo SciTech modelo AS-C3 V2016 acoplado a un Licor-7000. 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 entre las réplicas una diferencia de hasta  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$  con respecto al subestándar.

## Resultados y Discusión

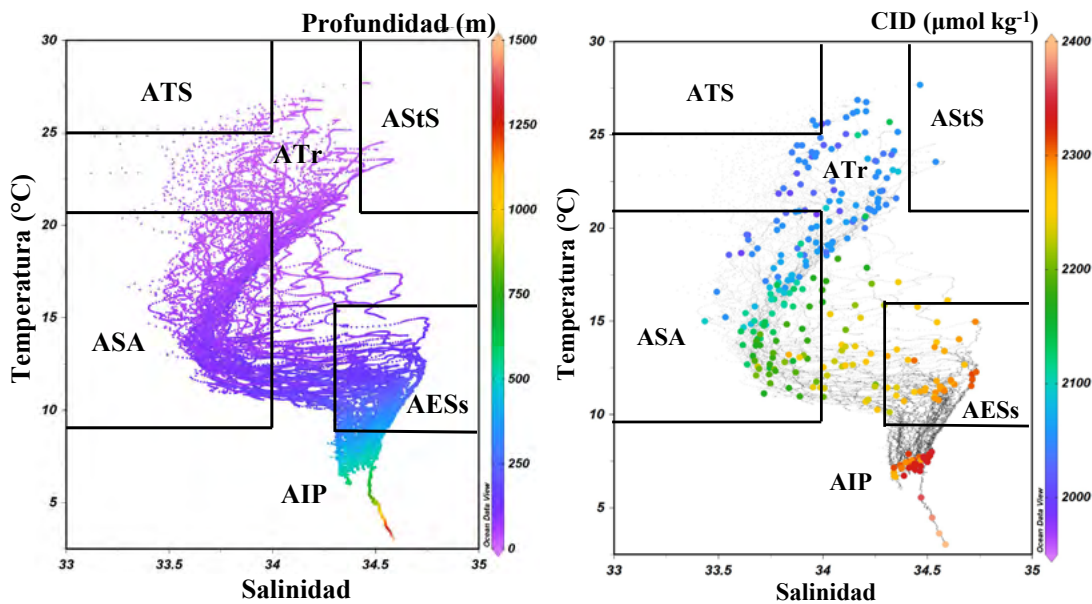
Las masas de agua que se identificaron en el Sistema Frontal de Baja California Sur fueron en mayor proporción el Agua Subártica, Agua Transicional, Agua Ecuatorial Subsuperficial y en menor proporción el Agua Tropical Superficial y el Agua Subtropical Superficial, y el Agua Intermedia del Pacífico se registró de profundidades  $>500\text{m}$  (Fig. 2 panel izquierdo). Con respecto a la concentración de CID, es evidente que las masas de agua ATr, ATS y AStS presentaron los valores menores y el AIP los mayores (Fig. 2 panel derecho). En el cuadro 1 se observa la profundidad de las masas de agua y su concentración de CID.

Durazo *et al.* (2010) realizaron la climatología de variables hidrológicas en la Corriente de California frente a Baja California en un periodo de 1997-2008, pero sus observaciones fueron hasta Puerto San Carlos, BCS, reportaron un predominio del ASA durante todo el año, y que, durante el verano y otoño, además del ASA, se registró la influencia del ATS y del AStS, en este estudio a excepción de la poca influencia del ATS, concuerda con las masas de agua registradas.

Chapa-Balcorta *et al.* (2015) reportaron para el golfo de Tehuantepec en condiciones post tehuanos en aguas superficiales una concentración de CID de  $2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , mientras que Trucco-Pignata *et al.* (2019) en un transecto a lo largo del golfo de California a Jalisco registraron para el ATS valores de CID  $2016 \pm 60 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , en este estudio se registraron valores de  $\sim 2050 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , menores a los de Chapa-Balcorta *et al.* (2015) y similares a los de Trucco-Pignata *et al.* (2019). Las condiciones post tehuanos promueven la elevación de aguas ricas en CID, mientras que en el SFBCS, a pesar de que hubo zonas costeras con influencia de surgencias con poca intensidad (datos no mostrados) podría ser la causa de no haber registrado valores superiores de CID en este estudio. Es importante considerar las áreas con las que se están comparando los resultados de este estudio tienen diferente influencia de forzamientos físicos y biogeoquímicos, por lo que es necesario realizar más estudios en el área de estudio para poder tener una base de datos robusta y conocer más a detalle los procesos que están involucrados, tanto espacial como temporalmente.

**Cuadro 1. Profundidad de las masas de agua y su concentración de carbono inorgánico disuelto.**

Masa de agua	Z (m)	CID ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ )
ATS	0-50	$<2050$
ASA	50-200	2050-2150
ATr	0-80	$<2050-2070$
AStS	0-20	2050
AESs	200-400	2250-2300
AIP	$>400$	$>2300$



**Figura 2.** Masas registradas en verano de 2019 en el Sistema Frontal de Baja California Sur, tomadas de Durazo y Baumgartner (2002). Agua Tropical Superficial (ATS), Agua Subártica (ASA), Agua Subtropical Superficial (AStS), Agua Transicional (ATr), Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs) y Agua Intermedia del Pacífico (AIP). Panel izquierdo con respecto a profundidad; panel derecho con respecto a la concentración de carbono inorgánico disuelto (DIC).

## Conclusiones

Se presenta una relación entre las masas de agua y la concentración de carbono inorgánico disuelto en el Sistema Frontal de Baja California Sur, en donde las masas de agua Ecuatorial Subsuperficial e Intermedia del Pacífico presentan las concentraciones más elevadas, las del Subártico, las concentraciones intermedias y Transicional, Tropical Superficial y Subtropical Superficial las más bajas. La variación entre los valores entre diferentes zonas geográficas es debido a los diferentes forzamientos físicos y biogeoquímicos.

## Agradecimientos

Se agradece al Instituto Nacional de la Pesca y Acuicultura (INAPESCA) por las facilidades otorgadas para la toma de muestras de DIC. Al financiamiento de los proyectos IPN-SIP2021072 y 2022584.

## Literatura citada

- Aguirre, R. 2002. Los mares mexicanos a través de la percepción remota. Temas selectos de Geografía de México. Plaza y Valdés Editores, Instituto de Geografía, UNAM. México., 95 p. ISBN: 968-856-951-8.
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández- Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin, and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO<sub>2</sub> system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, *J. Geophys. Res. Oceans*, 120, doi:10.1002/2015JC011249.
- Chapa-Balcorta, C., R. Sosa-Ávalos, J. M. Hernández-Ayón y T. L. Espinosa-Carreón. 2018. Base de datos sobre carbono inorgánico disuelto y flujos de carbono océano-atmósfera en ecosistemas marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(3): 186-199. ISSN 2448-5578.
- Durazo, R. and T. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997-1999. *Progress in Oceanography*, 54, 7-31, doi:10.1016/S0079-6611(02)00041-1.
- Durazo, R., A. M. Ramírez-Manguilar, L. E. Miranda y L. A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrológicas. In *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. R. Durazo y G. Gaxiola-Castro (Eds.). SEMARNAT-INE-CICESE: 25-58 pp.
- Etnoyer, P., D. Canny, B. Mate and L. Morgan. 2004. Persistent Pelagic Habitats in the Baja California to Bering Sea (B2B) Ecoregion. *Oceanography*, 17: 90-101.

- Kurczyn, J. A., E. Beier, M. F. Lavín, M. F. and A. Chaigneau. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical-subtropical transition zone: statistical characterization from satellite altimetry. *J. Geophys. Res. Ocean* 117:C10021. doi: 10.1029/2012JC007970
- Kurczyn, J. A., E. Beier, M. F. Lavín, A. Chaigneau and V. M. Godínez. 2013. Anatomy and evolution of a cyclonic mesoscale eddy observed in the northeastern Pacific tropical-subtropical transition zone. *J. Geophys. Res. Ocean* 118, 5931–5950. doi: 10.1002/2013JC20437
- Park, K. 1966. Deep-sea pH. *Science*. 154: 1540-1542.
- Sabine, C. L., R. M. Key, R. Feely and D. Greeley. 2002. Inorganic carbon in the Indian Ocean: Distribution and dissolution process. *Global Biogeochemical Cycles*. 16(4): 15-1-15-18.
- Sabine, C. L., R. A. Feely, N. Gruber, R. M. Key, K. Lee, J. L. Bullister, R. Wanninkhof, Wong, K. J. D. Wallace, B. Tilbrook, F. J. Millero, T. H. Peng, A. Kozyr, T. Ono and A. F. Ríos. 2004. The Oceanic sink for antropogenic CO<sub>2</sub>. *Science* 305:367-371.
- Trucco-Pignata, P. N., J. M. Hernández-Ayón, E. Santamaria-del-Angel, E. Beier, E., L. Sánchez-Velasco, V. M. Godínez, and O. Norzagaray. 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





# 5 Ecosistemas Terrestres



## 5.1. Almacén de carbono en una plantación de *Pinus Greggii*, en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo

Mosquera-Sánchez D.L.<sup>1</sup>; García-Martínez R.<sup>2,\*</sup> y Godoy-Bautista J.A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Institución de educación superior Colegio Integrado Nacional Oriente de Caldas; Cra. 5 N° 6 – 30, Pensilvania Caldas, Colombia.

<sup>2</sup> División de Ingeniería Forestal, Tecnológico Nacional de México, TES-Valle de Bravo. Carretera Federal Valle de Bravo, Km 30, Ejido San Antonio Laguna, 51200 Donato Guerra, Estado de México, México.

\* Autor para correspondencia: rgml117@gmail.com

### Resumen

Las plantaciones forestales son importantes para mitigar el cambio climático porque capturan y almacenan carbono. La zona de estudio se encuentra en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo (Latitud: 19.236997°, Longitud: -100.131912°, Elevación: 1993 msnm), Estado de México, México. En 2014 se presentó un incendio forestal y en el siguiente año se instaló una plantación (0.8 ha) con *Pinus Greggii* Eglem. Por lo tanto, el objetivo de la investigación fue estimar la cantidad de carbono (C) almacenado en los árboles de 7 años. Esta zona está ubicada en un bosque de transición con un clima templado y cálido, temperatura media anual de 18.7°C y una precipitación de 885.1 mm. Se realizó un censo al arbolado y se midieron el DAP (cm), altura total (m), diámetro de copa (m), área basal (m<sup>2</sup>), volumen total (m<sup>3</sup>), área basal total (m<sup>2</sup>), biomasa total (Mg) y C total (Mg). A los datos se les calcularon medidas de tendencia central, dispersión y análisis de correlación.

**Palabras clave:** *Captura de carbono; plantaciones forestales; cambio climático; incendios forestales; restauración forestal*

### Abstract

Forest plantations are important for mitigating climate change because they capture and store carbon. The study area is located in the Amanalco-Valle de Bravo basin (Latitude: 19.236997°, Longitude: -100.131912°, Elevation: 1993 masl), State of Mexico, Mexico. In 2014 there was a forest fire and the following year a plantation (0.8 ha) with *Pinus Greggii* Eglem was installed. Therefore, the objective of the research was to estimate the amount of carbon (C) stored in 7-year-old trees. This area is located in a transitional forest with a warm and temperate climate, an average annual temperature of 18.7°C and a rainfall of 885.1 mm. A census of the trees and DBH (cm), total height (m), crown diameter (m), basal area (m<sup>2</sup>), total volume (m<sup>3</sup>), total basal area (m<sup>2</sup>), total biomass (Mg) was carried out. and total C (Mg). Measures of central tendency, dispersion and correlation analysis were calculated for the data.

**Key words:** *carbon capture; Forest plantations; climate change; forest fires; forest restoration*

### Introducción

El estimar la cantidad de almacén de carbono en las plantaciones forestales, es esencial para determinar su aporte positivo en cuanto al cambio climático, siendo así; una alternativa favorable en acción por el clima. La concentración de CO<sub>2</sub> la podemos estabilizar a largo plazo, por ello; el servicio que nos brinda esta plantación es de gran potencial ya que, se encuentra en un área de conservación. El objetivo de esta investigación fue estimar el almacén de carbono en una plantación de *Pinus Greggii*, en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo. Donde se usó la ecuación alométrica que fue elaborada en Hidalgo CF por Pacheco et al. 2007 para estimar la biomasa y luego el carbono almacenado. El *Pinus Prieto*



*Greggii Eglem* es nativo de la Sierra Madre Oriental de México, su rápido crecimiento y su buena adaptación a suelos pobres ha permitido usarse en programas de restauración de suelos degradados en el Valle de México. El área de estudio tiene una plantación que se estableció un año después del incendio forestal, donde se usaron plántulas de *Pinus Greggii Eglem* para reforestar y así, recuperar el 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. Por consiguiente, se realizó este trabajo investigativo para brindar información confiable en cuanto a la estimación de biomasa y carbono en una plantación de *Pinus Greggii Eglem*, con el fin de impulsar el uso de la especie para áreas de conservación y aquellas que necesiten recuperar el estado del suelo.

## Materiales y Métodos

1. Se caracterizó la plantación, superficie, densidad de plantación, edad y especie establecida. Se usó GPS (Garmin 64) y el software QGIS para realizar el levantamiento de las coordenadas y generar el polígono del área total.
2. El área total lo dividimos en tres secciones para analizar el desarrollo de los individuos en cada sección. Se realizó un censo al arbolado, donde se midió el DAP (cm), altura total (m), diámetro de copa (m), área basal (m<sup>2</sup>), volumen total (m<sup>3</sup>), biomasa total (Mg) y Carbono total (Mg). A los datos se les calcularon medidas de tendencia central, dispersión, análisis de correlación y frecuencia. La ecuación que se usó para estimar la biomasa tiene 0.8865 como coeficiente de determinación fue elaborada en Hidalgo CF por Pacheco *et al.* 2007.

**Materiales:** Clinómetro digital (Haglof Sweden). Cinta dimétrica, cinta métrica, agenda de apuntes, marcador, programa Excel.

$$\left( (6426.6) * ((DBH^2) * TH)^2 \right) + (291.42 * ((DBH^2 * TH)))$$

AGB [WI] Tree *Pinus Greggii* - kg

3. Caracterización del suelo mediante análisis físico-químicos: Se tomaron 23 muestras de suelo, se midió en sitio el grosor del matillo (cm), en laboratorio los parámetros de pH y conductividad eléctrica (ms).

**Materiales:** pala, machete, bolsas, cinta métrica, vernier, Groline Combo Waterproof, laboratorio de suelos.

## Resultados y Discusión

Los árboles presentaron las siguientes características: DAP (7.5±2.5 cm), altura total (5.8±1.5 m), diámetro de copa (3.2±4.2 m), Biomasa (28±31 kg árbol<sup>-1</sup>), C (14±15.4 kg árbol<sup>-1</sup>), Área basal total (0.44 m<sup>2</sup>), Volumen total (1.97 m<sup>3</sup>) y C total (1.224 Mg). Grosor del mantillo (3.2±2.3cm), pH (6.3±0.20), Conductividad eléctrica (0.13±0.061) y se encontró una correlación de r= 0.6 entre la altura total y el DAP.

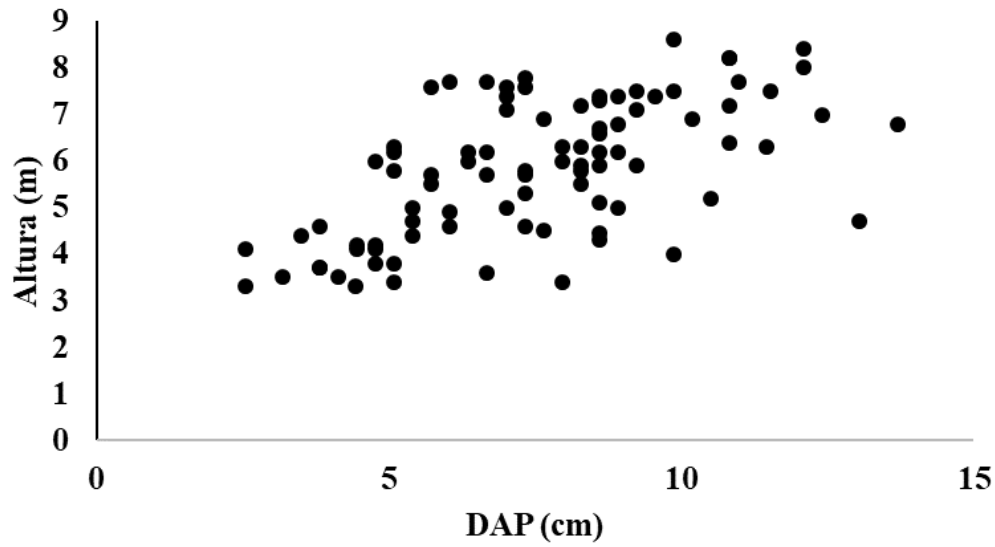


Figura 1: Coeficiente de correlación entre DAP (cm) y altura total (m).

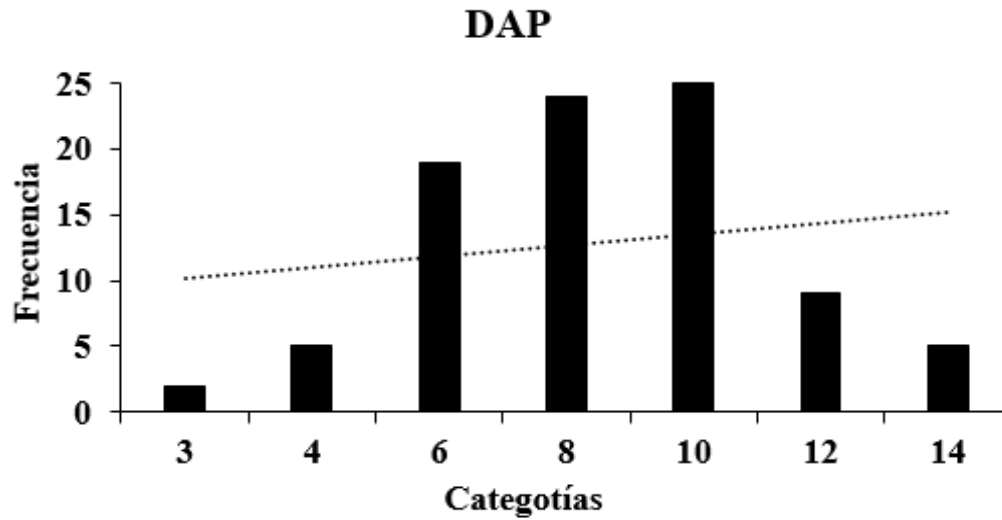


Figura 2: análisis de frecuencia en DAP.

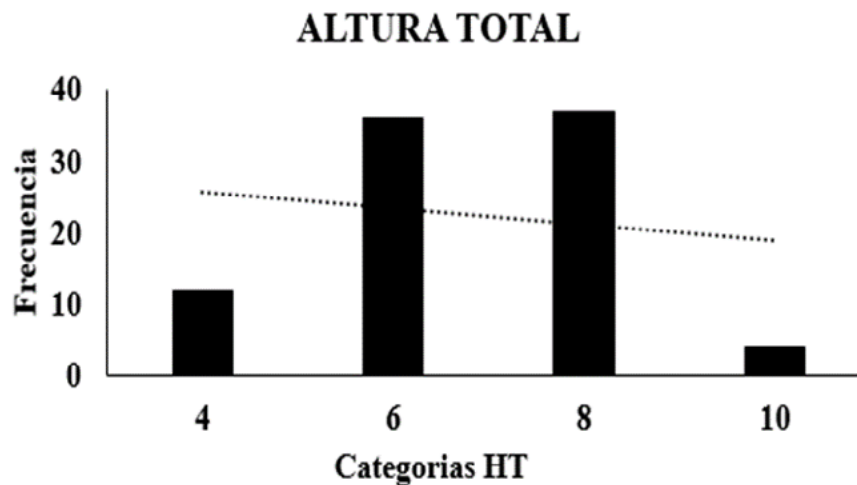


Figura 3: análisis de frecuencia en Altura total.

**Cuadro 1: valores del grosor del mantillo.**

Sección 1 – Mantillo			
N° Muestra	Valor (CM)	N° Muestra	Valor (cm)
1	1	5	0.8
2	1	6	7
3	2	7	1.4
4	7	8	5.2

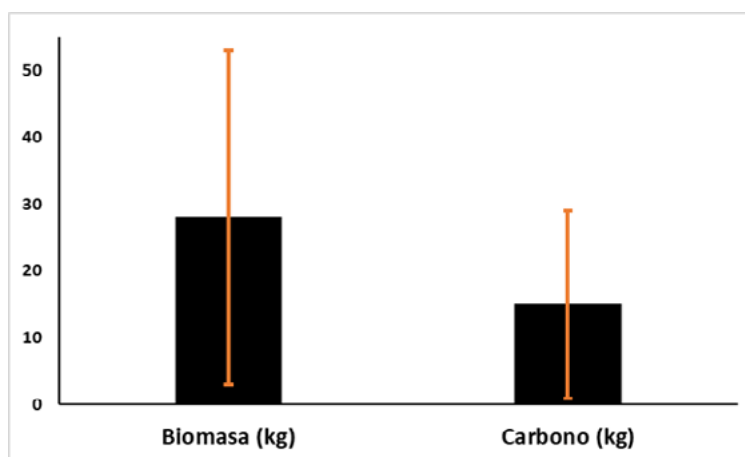
Sección 2			
N° Muestra	Valor (CM)	N° Muestra	Valor (cm)
9	0.3	13	1
10	1.3	14	6.5
11	2	15	4
12	6	16	1.8

Sección 3			
N° Muestra	Valor (CM)	N° Muestra	Valor (cm)
17	6	21	3
18	5	22	4
19	2	23	3
20	2.3		

### Estimación, Biomasa y Carbono

	BIOMASA (kg/árbol)	CARBONO (kg/árbol)
<b>Promedio</b>	28	15
<b>SD</b>	25	14
<b>Rango</b>	0.7 - 118	0.3 - 59



### Conclusiones

1. Los individuos de la plantación son jóvenes, la cantidad de C almacenado es 1.530 kg/ha, relativamente bajo. Sin embargo, tiene un gran potencial para capturar y almacenar carbono porque se encuentra en un área de conservación. Permitiendo así una permanente acción por el clima de manera positiva.
2. El grosor del matillo nos permite evidenciar que su presencia considerada en la sesión tres, ayuda al crecimiento y buen desarrollo de los árboles. Las secciones uno y dos tienen un grosor bajo llevando incluso a evidenciar los espacios donde se habían plantado individuos de *Pinus Greggii* *Eglen* como reforestación.
3. La información generada sirve para establecer un parámetro de referencia de acumulación de C de la especie en la región y compararlo con otras plantaciones a nivel nacional.



## Agradecimientos

- ❖ **IES Colegio Integrado Nacional Oriente de Caldas:** Por incentivar a la investigación, motivar y apoyar a sus estudiantes a ver el estudio más allá de un salón de clases.
- ❖ **Mag. José Alexander Godoy Bautista:** Por el apoyo y asesoramiento en la investigación e impulsándome hacer de esta experiencia una de las mejores de mi perfil profesional.
- ❖ **Tecnológico de estudios superiores Valle de Bravo:** Por recibirme de la mejor manera, colocando a mi disposición instalaciones, docentes y equipos en pro al buen desarrollo de la estancia investigativa.
- ❖ **Dr. René García Martínez:** Por hacer del proyecto una excelente investigación, compartiendo sus conocimientos y brindando lo mejor de su perfil ocupacional.

## Literatura citada

- Bonilla Beas, R. y Carrillo Anzures, F. 1985. Desarrollo histórico, situación actual y perspectiva del establecimiento de plantaciones. 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>
- Eguiluz, T. 1982. Clima y distribución del género *Pinus* en México.
- 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.
- 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.
- Martínez, M. 1992 *Los Pinos Mexicanos*. Ediciones Botas. México D.F.
- 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>
- Pacheco F, Aldrete A, Gómez A, Fierros A, Cetina V, Vaquera H. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm.
- Porta, J.; López-Acevedo, M. y Poch, R. M. 2019. *Edafología. Uso y protección de suelos*. 4ª edición. España. 619 p.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.
- 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
- Trujillo-Ubaldo, E.; Álvarez-López, P.S.; Valdovinos-Chávez, V.R.; Benitez-Molina, G.; Rodríguez-Molina, L.U. 2018. Turnos forestales en plantaciones maderables de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, en Balancán, Tabasco.
- INEGI. 2020. Climatología. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>

## 5.2. Distribución espacial de biomasa aérea en bosques bajo aprovechamiento maderable en Hidalgo, México

Cortés-Sánchez Bossuet G.<sup>1</sup>; Ángeles-Pérez Gregorio<sup>1,\*</sup>; De los Santos-Posadas Héctor M.<sup>1</sup>; Valdez-Lazalde José R.<sup>1</sup> y Soriano-Luna María de los Ángeles<sup>2</sup>.

<sup>1</sup> Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

<sup>2</sup> Servicio Forestal de Estados Unidos. Programa México, Programas Internacionales – Gerencia técnica del Sistema de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRV), CONAFOR. Periférico Poniente, San Juan de Ocotán, Jalisco.

\*Autor para correspondencia: [gangles@colpos.mx](mailto:gangles@colpos.mx)

### Resumen

Determinar el contenido de biomasa que almacena el paisaje forestal es una actividad esencial para evaluar su contribución a la mitigación del cambio climático. El empleo de sensores remotos ha coadyuvado a evaluar los recursos forestales, a través de provisión de información detallada y de la determinación de la variabilidad espacial de la biomasa en diferentes periodos de tiempo. Asimismo, la información derivada de sensores remotos permite evaluar el estado actual de las reservas de biomasa en ecosistemas forestales, así como su evolución a través del tiempo. El objetivo del estudio fue cuantificar la biomasa aérea y su distribución espacial a través del empleo de imágenes espectrales del sensor Landsat 8 OLI, en bosques bajo gestión forestal maderable en Hidalgo, México. Se seleccionaron escenas para los años 2013, 2014, 2016 y 2019 correspondientes a la estación seca del año en la zona de estudio y se recopiló información de inventario en esos mismos años. Se utilizó información de las bandas espectrales para determinar la biomasa aérea, relacionando la biomasa estimada mediante de inventario tradicional e información del sensor, a través índices de vegetación (IV) y bandas espectrales como variables explicativas. Se evaluaron tres métodos de regresión: Regresión Lineal, Modelos Aditivos Generalizados (GAM) y Bosques Aleatorio (RF). Los modelos ajustados explicaron del 30 al 76 % de la variabilidad de la biomasa, con un RMSE de 57.4 a 32.93 Mg ha<sup>-1</sup>. El algoritmo de RF fue el que presentó el mejor desempeño entre los modelos evaluados. Se estimó una biomasa promedio para los cuatro periodos de medición de 103,546.22 ( $\pm 2,437.39$ ) Mg con un promedio de 135 Mg ha<sup>-1</sup>. Para cada año evaluado se generó un mapa de distribución de biomasa mostrando la evolución de la densidad de biomasa ocasionado por la gestión forestal en área de estudio.

**Palabras clave:** *Landsat 8, métricas texturales, índices de vegetación, manejo forestal, monitoreo forestal.*

### Abstract

Estimation of aboveground biomass (AGB) in the forest is an essential activity to assess its contribution to climate change mitigation. The use of remote sensors has helped to assess forest resources, through the provision of detailed information and determine the spatial variability of biomass in different periods. Information derived from remote sensing allows evaluation of current biomass reserves in forest ecosystems and evolution over time. The objective of the study was to quantify the aerial biomass and spatial distribution with images from the Landsat 8 sensor in forests under management for timber production in Hidalgo, Mexico. We select scenes for the years 2013, 2014, 2016 and 2019 corresponding to the dry season in the study region and inventory information for those years. Information from the spectral bands was used to determine the aerial biomass, relating biomass estimated through traditional inventory and sensor information through vegetation index (VI) and spectral bands as explanatory

variables. Three regression methods were evaluated: Linear Regression, Generalized Additive Models (GAM) and Random Forests (RF). The fitted models explain from 30 to 76% of the biomass variability, with an RMSE of 57.4 to 32.93 Mg ha<sup>-1</sup>. The RF regression presented the best performance among the evaluated models. Average biomass was estimated for the four measurement periods of 103,546.22 ( $\pm 2,437.39$ ) Mg with an average of 135 Mg ha<sup>-1</sup>. Biomass distribution map was generated showing the evolution of biomass density caused by forest management in the study area.

**Key words:** *Landsat 8, Texture analysis, vegetation index, management forest, forest monitoring.*

## Introducción

Los bosques juegan un papel primordial en el contexto social, económico, y en la mitigación del cambio climático. Además, tienen la capacidad de almacenar carbono (C) a través de la fijación de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) mediante el proceso de fotosíntesis, resultando en el crecimiento de los árboles, así como de reservorios de carbono (Beer *et al.* 2010, Köhl *et al.* 2020). La estimación biomasa y C en los ecosistemas terrestres, representa un esfuerzo de la comunidad científica para el entendimiento del ciclo de carbono, la cual requiere una combinación de mediciones y compilación de estimaciones estadísticas y uso de modelos (Le Quéré *et al.* 2018).

Estimar la biomasa aérea del bosque es una actividad esencial para evaluar los reservorios de C, así como evaluar la gestión forestal (MacDicken *et al.* 2015). Una alternativa para estimar biomasa es mediante una combinación de inventarios tradicionales en campo acoplados con información derivada de sensores remotos. El uso de estas tecnologías implica el desarrollo de funciones para estimar biomasa y carbono en los ecosistemas forestales (Li *et al.* 2019). Por ejemplo, imágenes del sensor Landsat han sido empleadas para determinar biomasa y otros parámetros forestales (volumen, área basal, índice de área foliar, etc.), cambios de cobertura y uso de la tierra (Capolupo *et al.* 2020). No obstante, la estimación de biomasa y C en bosques bajo gestión para la producción maderable son escasos, y representan una oportunidad para determinar el efecto de la cosecha sobre su dinámica espaciotemporal.

El objetivo del presente estudio fue a) ajustar modelos de regresión para la estimación de biomasa aérea en bosques que se encuentran bajo gestión forestal maderable en el estado de Hidalgo, a partir de información del sensor remoto Landsat 8, y b) generar mapas de distribución de biomasa espacialmente explícitos.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El área de estudio pertenece a la región forestal Zacualtipán – Molango en el estado de Hidalgo (Figura 1). Es una zona que presenta zonas montañosas, mesetas y cañones, con presencia de bosques de pino-encino, bosques de encino y bosque mesófilo de montaña (Ángeles-Pérez *et al.* 2015). Con un clima templado-húmedo con lluvias de junio a octubre, una temperatura media anual de 14.4 °C y una precipitación entre 1325.8 mm.

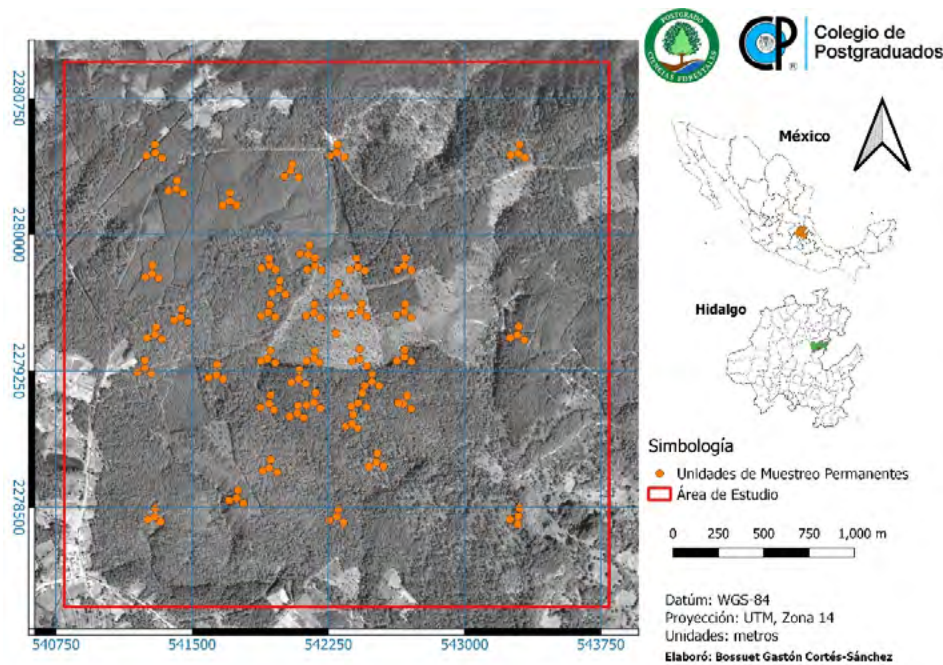


Figura 1. Localización del área de estudio.

### Información de Campo

Se realizó un inventario forestal en una superficie de 900 ha en el año de 2013. Además, se realizaron remediciones en 2014, 2016 y 2019 en 40 conglomerados tipo Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] 2012). Cada conglomerado está compuesto por 4 sitios de 400 m<sup>2</sup> cada uno, dispuestos en forma de “Y” invertida.

### Información de Sensor Landsat 8

Se empleó información del sensor Landsat 8 (ruta/filas: 026/036, cobertura de nubes <10%). Una escena anual correspondiente al año de medición y remediación de las unidades muestreo en campo. Las imágenes cuentan con una resolución espacial de 30×30 m, provenientes de la Colección 1 nivel 1, con reflectancia calibrada en la parte superior de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés). La información para su calibración se extrajo de los metadatos de la imagen (Chander *et al.* 2009).

Se generaron índices de vegetación para estimar biomasa a partir de las bandas espectrales infrarrojo cercano y rojo, como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI), también el índice de vegetación mejorada (EVI), índice de vegetación avanzado (AVI) y Razón Simple (RS) (Silleos *et al.* 2006).

Además, se emplearon ocho métricas de textura espectral, media, varianza, homogeneidad, contraste, disimilitud, entropía, segundo momento y correlación, también conocidas como métricas de co-ocurrencia derivados de la matriz de co-ocurrencia de niveles de gris (GLCM por sus siglas en inglés) (Haralick *et al.* 1973).

### Análisis estadístico

La biomasa calculada de las unidades de muestreo en campo se empleó como variable respuesta y la información de sensores remotos como variables predictoras. Se evaluaron algoritmos de regresión: modelos lineales (LR), modelos aditivos generalizados (GAM) y regresión del algoritmo bosques

aleatorios (RF). La selección de variables principales para explicar la variación espacial de la biomasa, se realizó mediante procedimiento *stepwise* para modelos lineales, y para los modelos de bosques aleatorios con la función *varimport* de la librería *randomForest* (Breiman *et al.* 2018). Todos los modelos se evaluaron a través de validación cruzada repetida 10 veces (10-fold). Para calificar el desempeño de los modelos se empleó el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y la raíz del cuadrado medio del error (RMSE).

## Resultados y discusión

Se obtuvieron los mejores modelos de LR, GAM y RF para el conjunto de datos. Además, se incluyó como variable explicativa la edad del rodal, para comparar el desempeño en la bondad de ajuste de los modelos (Cuadro 1). Los modelos lineales presentaron una explicación limitada de la varianza con un  $R^2$  de 0.30, y de 0.55 cuando se incluyó la edad del rodal. Los modelos GAM explicaron con un 30 % de la variabilidad de la biomasa aérea ( $R^2$  de 0.30) e incluyendo la edad se explicó el 69 % de la variabilidad ( $R^2$  de 0.69). Los modelos de regresión del algoritmo bosques aleatorios (RF) mejoró el desempeño de la explicación de la variabilidad de la biomasa, un  $R^2$  de 0.43, incluyendo la edad del rodal se obtuvo un  $R^2$  de 0.76. La edad suministro una ganancia importante para explicar y estimar biomasa aérea, esto es evidente en los parámetros de bondad de ajuste.

**Cuadro 1. Modelos evaluados y bondad de ajuste para estimar biomasa aérea a partir de información de sensores remotos.**

Id	Estructura del modelo	$R^2$	RMSE
RL1	$B = 480.7 - 351.9(B6md) - 1528(B2md) - 50.31(SRv) + 360.6(EVI) + 81.81(B4h) + 17.05(AVId)$	0.30	57.04
RL2	$B = 1167 + 2.115(Age) - 1084(B3md) - 726.3(N53md) - 1199(B2md) + 1.61(B4v) - 12.03(SRcor)$	0.55	45.79
GAM1	$B = s(B6md) + s(B2md) + s(SRv) + s(EVI) + s(B4h) + s(AVId)$	0.30	57.40
GAM2	$B = s(Age) + s(B3md) + s(N53md) + s(B2md) + s(B4v) + s(SRcor)$	0.69	37.85
RF1	$B = B4 + B3md + B4v + B6md + B6v + B6 + B4md + B2v + B3v + B3 + B2md + N65md + N53v + N53md + SRv + B5md$	0.43	51.26
RF2	$B = Age + B3md + N53md + B2md + B4v + SRcor$	0.76	32.93

Donde: B2, B3, B4, B5 y B6; son Reflectancia de las bandas Landsat 8. NDVI53, NDVI65, SAVI, EVI, AVI y SR; NDVI (*infrarojo - verde / verde + infrarojo*), NDVI (*SWIR1 - infrarojo / SWIR1 + infrarojo*), Índice de Vegetación Ajustado al Suelo, Índice de Vegetación Mejorado, Índice de Vegetación Avanzado e Índice de Razón Simple. *md* (Media), *v* (Varianza), *d* (Disimilitud) y *cor* (Correlación); Métricas texturales empleando niveles de gris de la matriz de co-ocurrencia.



A partir del modelo RF2 se estimó de forma espacial la distribución de la biomasa aérea. Se observaron los cambios espaciales en la distribución de la biomasa en el paisaje forestal en los periodos evaluados (Figura 2).

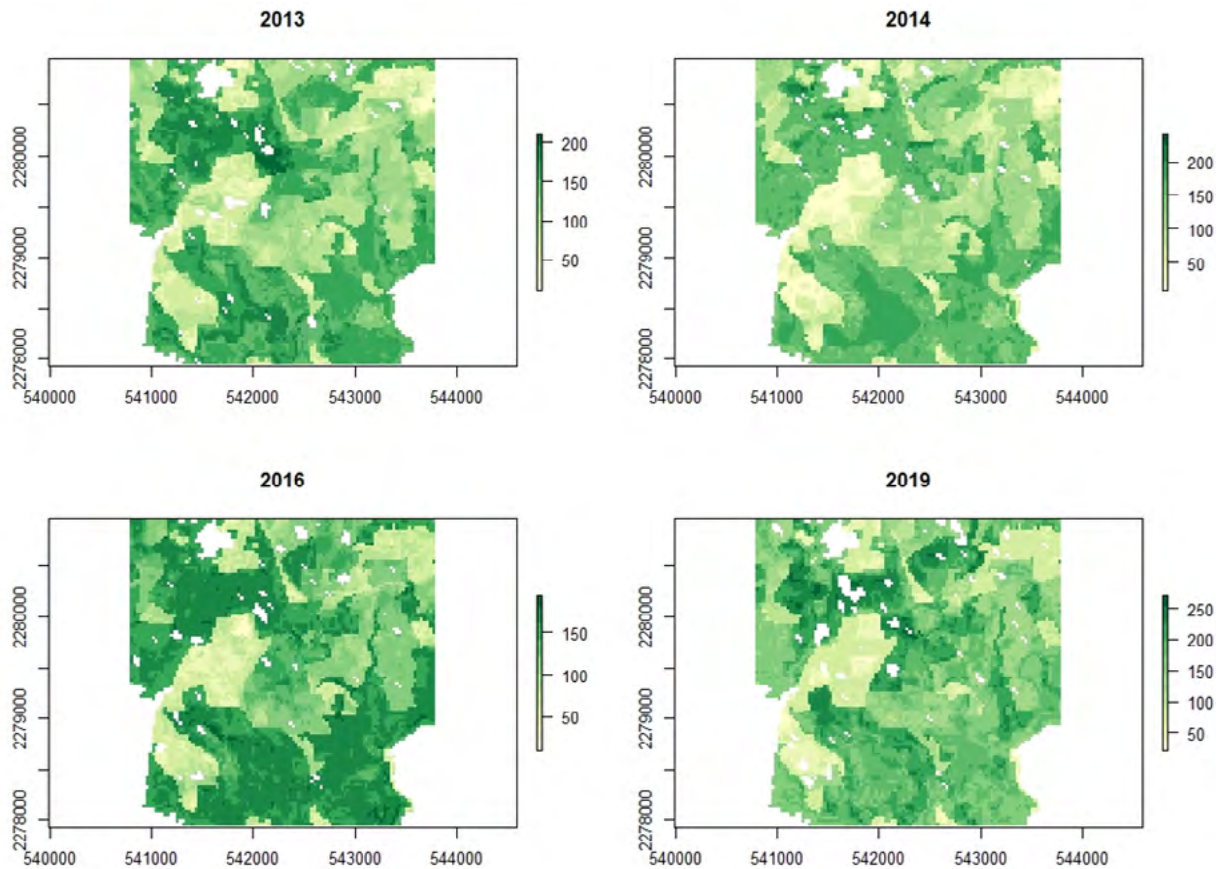


Figura 2. Mapa de distribución espacial de la biomasa aérea de diferente año ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ).

El inventario total de biomasa aérea con el modelo RF2 varió de 101 904.7 en el año 2013 a 129 412.2 Mg en el año 2019, en una superficie de 813 ha (Cuadro 2).

Cuadro 2. Biomasa aérea estimada (Mg) mediante sensor Landsat 8 e inventario tradicional en cada periodo de tiempo.

Año	Landsat 8		Inventario	
	Total (Mg)		Total (Mg)	$\pm$ IC
2013	101,904.70		96,745.30	7,537.16
2014	102,387.10		87,996.79	3,899.03
2016	106,346.87		95,372.67	8,341.79
2019	129,412.18		142,391.88	15,349.71

## Conclusiones

El algoritmo de regresión de bosques aleatorios (RF) presentó los mejores estimadores de bondad de ajuste. La inclusión de la edad del rodal mejoró sustancialmente la estimación de biomasa aérea del paisaje forestal. La información del sensor Landsat 8, así como de las métricas texturales ayudaron a mejorar las estimaciones y bondad ajustes de los modelos probados, previendo un RMSE similar a otros

estudios y sensores de mayor resolución espacial. Por otro lado, la información del sensor Landsat es de acceso libre, además de abastecer un catálogo temporal de imágenes importante previo a la puesta en órbita de sensores actuales.

Este trabajo muestra una estimación de biomasa aérea espacialmente explícita. También, se estimó la biomasa a nivel de paisaje para los años 2013, 2014, 2016 y 2019 en los cuales se estimó 101 904, 102 387, 106 346 y 129 412 Mg de biomasa respectivamente. La gestión forestal en el área de estudio ha propiciado el aumento de las reservas de biomasa acumulada, consiguientemente, el carbono acumulado.

## Agradecimientos

Al Colegio de Postgraduados, al Postgrado en Ciencias Forestales, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico. En especial nuestro agradecimiento al conjunto de propietarios de las tierras donde se asienta el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Atopixco.

## Literatura citada

- Ángeles-Pérez, G., B. Méndez-López, J. R. Valdez-Lazalde, F. O. Plascencia-Escalante, H. M. de los Santos-Posadas, G. Chávez-Aguilar, A. D. Ortiz-Reyes, M. d. I. Á. Soriano-Luna, Z. Zaragoza-Castañeda, E. Ventura-Palomeque, C. Wayson, D. López-Merlín, M. Olguín-Álvarez, O. Carrillo-Negrete y V. Maldonado-Montero. 2015. Estudio de Caso del Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono en Hidalgo. Montecillo, México.
- Beer, C., M. Reichstein, E. Tomelleri, P. Ciais, M. Jung, N. Carvalhais, C. Rödenbeck, M. A. Arain, D. Baldocchi, G. B. Bonan, A. Bondeau, A. Cescatti, G. Lasslop, A. Lindroth, M. Lomas, S. Luysaert, H. Margolis, K. W. Oleson, O. Roupsard, E. Veenendaal, N. Viovy, C. Williams, F. I. Woodward and D. Papale. 2010. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. *Science* **329**(5993): 834-838. doi:10.1126/science.1184984.
- Breiman, L., A. Cutler, A. Liaw and M. Wiener. 2018. *Random Forests for Classification and Regression*. University of California, Berkeley: Berkeley, CA, USA.
- Capolupo, A., M. Saponaro, U. Fratino and E. Tarantino. 2020. Detection of spatio-temporal changes of vegetation in coastal areas subjected to soil erosion issue. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **23**(4): 491-499. doi:10.1080/14634988.2020.1802983.
- Chander, G., B. L. Markham and D. L. Helder. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment* **113**(5): 893-903. doi: 10.1016/j.rse.2009.01.007.
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. 2012. Manual y procedimientos para el muestreo de campo: Re-muestreo 2012. Zapopan, Jalisco, México, SEMARNAT.
- FAO. 2017. *Voluntary guidelines on national forest monitoring*. Rome, Italy, FAO.
- Haralick, R. M., K. Shanmugam and I. Dinstein. 1973. Textural Features for Image Classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics* **SMC-3**(6): 610-621. Doi: 10.1109/TSMC.1973.4309314.
- Köhl, M., H.-P. Ehrhart, M. Knauf and P. R. Neupane. 2020. A viable indicator approach for assessing sustainable forest management in terms of carbon emissions and removals. *Ecological Indicators* **111**: 106057. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.106057.
- Le Quéré, C., R. M. Andrew, P. Friedlingstein, S. Sitch, J. Hauck, J. Pongratz, P. A. Pickers, J. I. Korsbakken, G. P. Peters, J. G. Canadell, A. Arneeth, V. K. Arora, L. Barbero, A. Bastos, L. Bopp, F. Chevallier, L. P. Chini, P. Ciais, S. C. Doney, T. Gkritzalis, D. S. Goll, I. Harris, V. Haverd, F. M. Hoffman, M. Hoppema, R. A. Houghton, G. Hurtt, T. Ilyina, A. K. Jain, T. Johannessen, C. D. Jones, E. Kato, R. F. Keeling, K. K. Goldewijk, P. Landschützer, N. Lefèvre, S. Lienert, Z. Liu, D. Lombardozzi, N. Metzl, D. R. Munro, J. E. M. S. Nabel, S. Nakaoka, C. Neill, A. Olsen, T. Ono, P. Patra, A. Peregon, W. Peters, P. Peylin, B. Pfeil, D. Pierrot, B. Poulter, G. Rehder, L. Resplandy, E. Robertson, M. Rocher, C. Rödenbeck, U. Schuster, J. Schwinger, R. Séférian, I. Skjelvan, T. Steinhoff, A. Sutton, P. P. Tans, H. Tian, B. Tilbrook, F. N. Tubiello, I. T. van der Laan-Luijkx, G. R. van der Werf, N. Viovy, A. P. Walker, A. J. Wiltshire, R. Wright, S. Zaehle and B. Zheng. 2018. Global Carbon Budget 2018. *Earth Syst. Sci. Data* **10**(4): 2141-2194. doi: 10.5194/essd-10-2141-2018.
- Li, C., Y. Li and M. Li. 2019. Improving Forest Aboveground Biomass (AGB) Estimation by Incorporating Crown Density and Using Landsat 8 OLI Images of a Subtropical Forest in Western Hunan in Central China. *Forests* **10**(2): 104. doi: 10.3390/f10020104.
- MacDicken, K. G., P. Sola, J. E. Hall, C. Sabogal, M. Tadoum and C. de Wasseige. 2015. Global progress toward sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **352**: 47-56. doi: 10.1016/j.foreco.2015.02.005
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. 2021. Anuario estadístico de la producción forestal 2018. México.
- Silleos, N. G., T. K. Alexandridis, I. Z. Gitas and K. Perakis. 2006. Vegetation Indices: Advances Made in Biomass Estimation and Vegetation Monitoring in the Last 30 Years. *Geocarto International* **21**(4): 21-28. doi: 10.1080/10106040608542399.

### 5.3. Almacén de carbono en la biomasa aérea de plantaciones forestales de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo

García-Martínez, R.<sup>1,\*</sup>; Hernández-Soto, F. N.<sup>1</sup>; García-Urbina J.<sup>1</sup>; De la Cruz-Santiago M.<sup>1</sup>; Emeterio-Moreno J.<sup>1</sup> y Colín-Velázquez M. K.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>División de Ingeniería Forestal, Tecnológico Nacional de México- TES 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: rgm1117@gmail.com

#### Resumen

Las plantaciones forestales de pino se establecen principalmente para la producción de madera que abastece a los aserraderos ubicados dentro de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo. Adicionalmente, brindan el servicio ambiental de captura y almacén de carbono durante su crecimiento. Esta información sirve para valorar económicamente el servicio ambiental de estos sistemas productivos. Aunque en la cuenca se establecen continuamente plantaciones forestales de pino, no se realizan estudios para evaluar el potencial que tienen para almacenar C. Por ello, el objetivo de este estudio fue estimar la cantidad de C almacenado en la biomasa aérea de los árboles de plantaciones de tres especies de pino de diferentes edades. Para ello se realizó un muestreo para medir 100 árboles de cada plantación. La densidad de plantación fue de 1100 árboles ha<sup>-1</sup>. Con ayuda de ecuaciones alométricas generadas en distintos estados del país se cuantificó la biomasa y el carbono de los individuos y de la plantación. De acuerdo con los datos obtenidos, *P. ayacahuite* puede almacenar 339 Mg ha<sup>-1</sup> antes de ser cosechados (16 años). Por otro lado, para los individuos jóvenes, *P. patula* acumuló mayor cantidad de C (17 Mg ha<sup>-1</sup>) comparado con *P. pseudostrobus* (6.2 Mg ha<sup>-1</sup>). Es necesario evaluar otras plantaciones de *P. patula* y *P. pseudostrobus* para establecer su capacidad de almacén de carbono una vez alcanzada la edad de cosecha.

**Palabras clave:** *plantaciones forestales, servicios ambientales, cambio climático, biomasa aérea pino.*

#### Abstract

The pine forest plantations are mainly based for the production of wood that supplies the sawmills located within the Amanalco-Valle de Bravo watershed. Additionally, they will provide the environmental service of carbon capture and storage during their growth. This information is used to economically assess the environmental service of these production systems. Although pine forest plantations were continuously reinforced in the basin, no studies were carried out to evaluate their potential to store C. Therefore, the objective of this study was to estimate the amount of C stored in the aerial biomass of plantation trees of three pine species of different ages. For this, a sampling was carried out to measure 100 trees from each plantation. The planting density was 1100 trees ha<sup>-1</sup>. With the help of allometric equations generated in different states of the country, the biomass and carbon of the individuals and of the plantation were quantified. According to the data obtained, *P. ayacahuite* can store 339 MgC ha<sup>-1</sup> before being harvested (16 years). On the other hand, for young individuals, *P. patula* accumulated a higher amount of C (17 MgC ha<sup>-1</sup>) compared to *P. pseudostrobus* (6.2 MgC ha<sup>-1</sup>). It is necessary to evaluate other plantations of *P. patula* and *P. pseudostrobus* to establish their carbon storage capacity once they reach harvest age.

**Keywords:** *forest plantations, environmental services, climate change, pine aerial biomass*

## Introducción

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). Las plantaciones de pino se destinan comúnmente para la producción de madera o árboles de navidad. Pero, en su desarrollo también cumplen la función de captura y almacén de carbono. Los árboles a diferencia de otras plantas, almacenan fotoasimilados en componentes de carbono dentro sus estructuras leñosas, por periodos prolongados (Acosta-Mireles, et al., 2002) y una forma de cuantificar la biomasa sobre y bajo suelo (materia orgánica en tejidos vivos y muertos) es mediante inventarios por muestreo (Keith, et al., 2014). La capacidad para almacenar carbono difiere entre una plantación y un bosque natural. Por ejemplo, Leyva-Pablo *et al.*, (2019) reportan un almacén de 383.9 Mg C ha<sup>-1</sup> para un bosque de pino-encino, en la Sierra Norte de Oaxaca.

Dado el crecimiento en la instalación de plantaciones forestales, es necesario evaluar su desarrollo en función de su capacidad para almacenar carbono a diferentes edades y al momento de la cosecha, para establecer parámetros de comparación en diferentes regiones del país.

El objetivo de este proyecto fue estimar la cantidad de C almacenado en la biomasa aérea de los árboles de plantaciones de tres especies de pino de diferentes edades.

## Metodología

### *Delimitación Geográfica*

La zona de influencia del trabajo comprende la cuenca hidrológica Valle de Bravo-Amanalco que se encuentra al 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 tres 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
El potrero	<i>Pinus patula</i>	4 años

### *Inventario del arbolado*

En cada plantación forestal se realizó un muestreo aleatorio simple y se tomaron medidas del diámetro normal de 100 árboles.

### *VARIABLES DE RESPUESTA*

El diámetro normal se midió con una forcípula Haglöf<sup>®</sup> con una capacidad de 120 cm.

## Biomasa y Carbono Aéreo

La biomasa aérea se calculó utilizando las siguientes ecuaciones alométricas del Cuadro 2. Para calcular la cantidad de carbono almacenado por individuo se utilizó el factor de 0.5 multiplicado por la biomasa.

**Cuadro 2.** Ecuaciones alométricas utilizadas para determinar la biomasa de las plantaciones de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México.

Especie	Ecuación	Autor
<i>Pinus ayacahuite</i>	$0.2893 \cdot DN^{2.1569}$	Navar, 2009
<i>Pinus pseudostrobus</i>	$0.128495 \cdot DN^{2.36444}$	Rodríguez <i>et al.</i> , 2009
<i>Pinus patula</i>	$0.0948 \cdot DN^{2.4079}$	Díaz, 2005

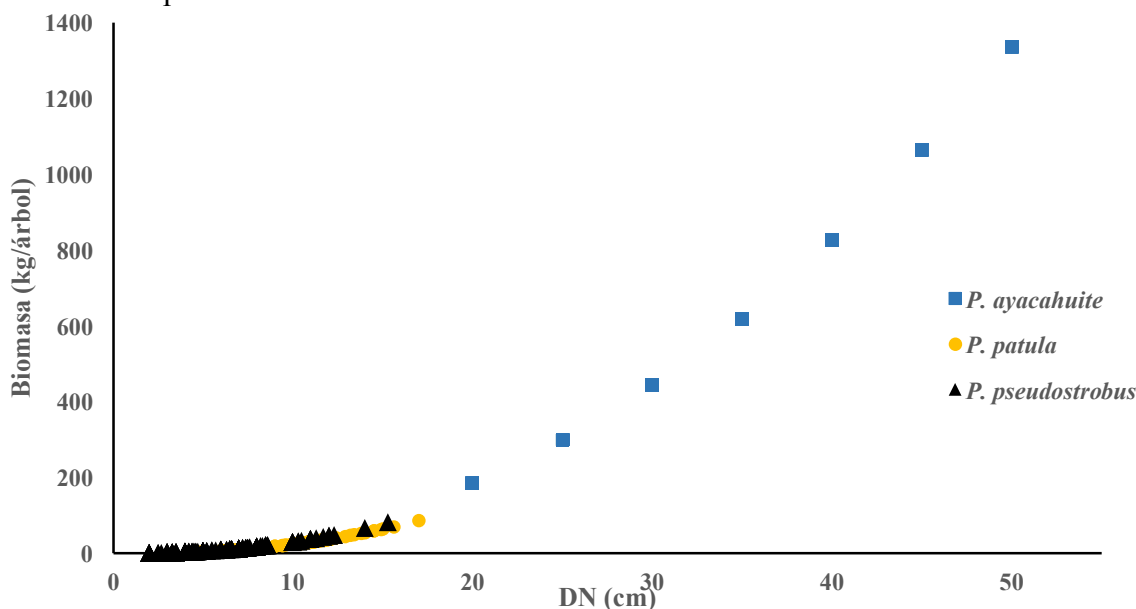
## Resultados y discusión

Los resultados de la biomasa y carbono por individuo se presentan en el Cuadro 3. Los árboles de *P. pseudostrobus* acumularon la menor cantidad de biomasa a pesar de que no son los de menor edad. *P. patula* acumuló 2.8 veces más biomasa que *P. pseudostrobus*, con dos años menos de edad. Finalmente, *P. ayacahuite* contiene 51 veces más biomasa que *P. pseudostrobus* y 20 veces más que *P. patula*.

**Cuadro 3.** Biomasa y carbono aéreo (promedio  $\pm$  desviación estándar) de los árboles de las plantaciones de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México.

Especie	Edad (Años)	Biomasa (kg/árbol)	Carbono (kg/árbol)
<i>Pinus ayacahuite</i>	16	617 $\pm$ 337	308.3 $\pm$ 168.6
<i>Pinus pseudostrobus</i>	6	12 $\pm$ 13	6.2 $\pm$ 6.6
<i>Pinus patula</i>	4	31 $\pm$ 13	16 $\pm$ 7

En la Figura 1. muestra la acumulación actual de carbono de las tres especies evaluadas. Los individuos de *P. patula* y *P. pseudostrobus* aún son jóvenes, por lo tanto, tienen la capacidad para capturar y almacenar carbono durante los próximos 10 a 15 años, que es el tiempo que requieren para alcanzar el diámetro mínimo para ser cosechados.



**Figura 1.** Acumulación de biomasa en los individuos de pino de las plantaciones evaluadas en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México.

Los resultados de la acumulación de carbono por hectárea se muestran en el Cuadro 4. A la fecha los árboles de *P. ayacahuite* están en proceso de cosecha, por lo tanto, se puede establecer que en las condiciones del predio se almacenó un total de 339 Mg ha<sup>-1</sup> de carbono después de 16 años.

**Cuadro 4. Biomasa y carbono aéreo (promedio ± desviación estándar) de los árboles de las plantaciones de pino en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México.**

Especie	Edad (Años)	Biomasa (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono (Mg ha <sup>-1</sup> )
<i>Pinus ayacahuite</i>	16	678±371	339±185
<i>Pinus pseudostrobus</i>	6	13.6±14.4	6.8±7.2
<i>Pinus patula</i>	4	35 ±15	17±7

## Conclusión

Las plantaciones forestales en la región además de producir madera cumplen la función de mitigación del calentamiento global al secuestrar el C en la madera. De acuerdo con los datos obtenidos en la región, *P. ayacahuite* puede almacenar 339 Mg ha<sup>-1</sup> antes de ser cosechados. Por otro lado, para los individuos jóvenes, *P. patula* acumuló mayor cantidad de C comparado con *P. pseudostrobus*.

## Literatura citada

- INEGI. 2020b. Edafología. <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/>
- Alcalá-de Jesús, M.; Hidalgo-Moreno, C.; Gutiérrez-Castorena, M.C. 2009. Mineralogía y retención de fosfatos en andisoles. *Terra Latinoamericana* 27(4): 275-286.
- Rodríguez, R.; Jiménez, J.; Aguirre, O.; Treviño, E.; Razo, R. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera el Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5:317-327
- Díaz R. 2005. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en el estrato aéreo en bosques de *Pinus patula* Schl. Cham. en Tlaxcala México. Tesis, Universidad Nacional Autónoma Chapingo.
- Acosta-Mireles, M., Vargas-Hernández, J. & Velázquez-Martínez, A., 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia*, Volumen 36, pp. 725-736.
- Keith, H. y otros, 2014. Accounting for Biomass Carbon Stock Change Due to Wildfire in Temperate Forest Landscapes in Australia. *PLoS ONE*, 9(9), pp. 1-17.
- Leyva-Pablo, T.; de León-González, F.; Etchevers-Barra, J.D.; Cortés-Pérez, M.; Santiago-García, W.; Ponce, M. A.; Fuentes-Ponce, M. 2019. Almacenamiento de carbono en bosques con manejo forestal comunitario. *Madera y Bosques*. Doi: <https://doi.org/10.7440/res64.2018.03>
- Meza-Pérez, E.; Geissert-Kientz, D. 2006. Estabilidad de estructura en andisoles de uso forestal y cultivados. *Terra latinoamericana*, 24(2): 163-170.
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. *For Ecol Manag* 257:427-434
- Gutiérrez-Hermosillo, F. 2020. Los ejidos de la parte alta de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo protegen, defienden y manejan sus territorios. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C.
- INEGI. 2020a. Climatología. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>

## 5.4. Respuesta de la respiración del suelo al incremento de la temperatura durante incubación

Guillén-Cruz Gabriela<sup>1</sup> y Flores-Rentería Dulce<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup> 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.

<sup>2</sup> 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.flores@cinvestav.edu.mx

### Resumen

Para finales de este siglo, se pronostica que la temperatura global promedio aumentará entre 1.4 y 5.8 °C. Los efectos del incremento en los sistemas agrícolas de tierras secas son complejos y varían en el tiempo y aún no hay consenso sobre cómo afectará la dinámica del carbono. Por ello, se requiere investigar la influencia del aumento de la temperatura sobre la tasa de respiración inmediata de los suelos ( $R_S$ ) agrícolas en Cuatro Ciénegas (CC). Suelos de seis campos agrícolas se incubaron durante 17 días a la temperatura media de la temporada de crecimiento del sitio de estudio (36.4 °C) y bajo dos escenarios de cambio climático (incremento de 1.5 y 3 °C). Los resultados mostraron que el aumento de 1.5 °C afectó positivamente la  $R_S$ , durante los dos primeros días de incubación y en los siguientes tres días disminuyó en un 18.53%, atribuido a la aceleración en la tasa de descomposición de la materia orgánica. La  $R_S$  también siguió un patrón de aumento y disminución a lo largo del tiempo del escenario de 3 °C, atribuido a la muerte y el reemplazo de la comunidad microbiana. Bajo un escenario de calentamiento global, se espera que los suelos agrícolas de CC pierdan más carbono lábil. Es decir, cuando la temperatura del aire aumenta en 1.5 °C y 3 °C, se liberará un 66% y un 50% más de CO<sub>2</sub> del suelo, respectivamente. Este porcentaje ayudará a ajustar los modelos nutricionales para reponer el C perdido por el incremento de respiración.

**Palabras clave:** *cambio climático, incremento de temperatura, respiración del suelo, zonas áridas.*

### Abstract

By the end of this century, the average global temperature is forecast to rise between 1.4 and 5.8 °C. The effects of the increase in dryland agricultural systems are complex and vary over time and there is still no consensus on how it will affect carbon dynamics. Therefore, it is necessary to investigate the influence of temperature increase on the immediate respiration rate of agricultural soils ( $R_S$ ) in Cuatro Ciénegas (CC). Soils from six agricultural fields were incubated for 17 days at the average temperature of the growing season of the study site (36.4 °C) and under two climate change scenarios (increase of 1.5 and 3 °C). The results showed that the increase of 1.5 °C positively affected  $R_S$ , during the first two days of incubation and in the following three days decreased by 18.53%, attributed to the acceleration in the rate of decomposition of organic matter.  $R_S$  also followed a pattern of increase and decrease over time of the 3°C scenario, attributed to the death and replacement of the microbial community. Under a global warming scenario, CC agricultural soils are expected to lose more labile carbon. That is, when the air temperature increases by 1.5 °C and 3 °C, 66% and 50% more CO<sub>2</sub> will be released from the soil, respectively. This percentage will help adjust nutritional models to replenish the C lost due to increased breathing.

**Key words:** *climate change, temperature increase, soil respiration, arid zones.*

## Introducción

El suelo representa la mayor reserva terrestre de carbono orgánico (Yang *et al.*, 2014). Sin embargo, éste se libera a la atmósfera como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a través de la respiración (R<sub>S</sub>) resultante del metabolismo de los microorganismos durante la descomposición de la materia orgánica (respiración heterótrofa) y la respiración de las raíces (autótrofa) (Metcalf *et al.*, 2007). Uno de los principales factores que influyen en la R<sub>S</sub> es la temperatura, que estimula la descomposición de la materia orgánica del suelo. Por lo tanto, el escenario de calentamiento global previsto tiene el potencial de aumentar la liberación de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. La actividad de las comunidades microbianas refleja la salud de los ecosistemas a través del ciclo biogeoquímico del carbono, por lo tanto, los microbios del suelo son de particular interés en las predicciones climáticas futuras (Naylor *et al.*, 2020).

La temperatura media mundial ha aumentado entre 0.60 y 0.76 °C en los últimos 50 años, y según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), se espera que aumente entre 1.4 y 5.8 °C adicionales a finales de este siglo, con cambios en los patrones de lluvia y otros fenómenos meteorológicos extremos (Zamani *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2012). El calentamiento global se ha convertido en uno de los mayores problemas del mundo, con impactos negativos en los ecosistemas naturales, la productividad del sistema agrícola y el futuro de la humanidad (Rawlins *et al.*, 2015).

Los ecosistemas más vulnerables a estos escenarios de cambio climático previstos son los áridos y semiáridos (Muñoz Iniestra *et al.*, 2013). En estos ecosistemas, las bajas precipitaciones, las altas temperaturas y los suelos subdesarrollados los hacen especialmente susceptibles al cambio climático. Específicamente, en la parte noreste de México, se espera un aumento en la temperatura promedio y una disminución en la precipitación anual (Christensen *et al.*, 2007).

Nuestro estudio explora los efectos de los aumentos leves de temperatura de 1.5 °C y 3 °C por encima del promedio del sitio de estudio en condiciones controladas para suelos de un sistema agrícola en una región árida. Los aumentos significativos de la temperatura en estos ecosistemas podrían tener un fuerte efecto al disminuir el rendimiento, asociado tanto con alteraciones en las tasas de evapotranspiración como con la descomposición de la materia orgánica del suelo (Zamani *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2012), liberando así potencialmente más CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Sin embargo, el efecto de los aumentos leves de temperatura ha sido menos explorado.

Comprender la respuesta a corto plazo de la R<sub>S</sub> al cambio climático es fundamental porque tiene una alta variabilidad espacial. Por lo tanto, evaluar el ciclo del carbono bajo diferentes escenarios climáticos, especialmente en los suelos agrícolas locales de ecosistemas áridos y semiáridos, ya que pueden verse más afectados nos permitirá implementar acciones de mitigación contra el cambio climático. Además que sumará información para los modelos de ajuste de nutrientes requeridos por el cultivo. Por lo tanto, el objetivo principal de este estudio fue determinar el efecto del ligero aumento de la temperatura en R<sub>S</sub> en suelos de diferentes campos agrícolas de CC. Planteamos la hipótesis de que pequeños aumentos de temperatura, los suelos agrícolas de CC aumentarían su liberación de carbono, alterando la dinámica del carbono del suelo.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

La investigación se realizó en la Cuenca de Cuatro Ciénegas (CC), Coahuila, ubicada en la parte sur del desierto de Chihuahua (26° 50' 41" N, 102-8' E). La temperatura media anual es de 21 °C. La temperatura media del mes más frío (enero) es de 12.9 °C, y para el mes más caluroso (julio) es de 28.8 °C. La precipitación anual es de 252 mm (WorldClim, 2017), aunque es muy variable de un año a otro



debido a El Niño, la Oscilación del Atlántico Norte y los ciclones tropicales. Los modelos de cambio climático global predicen que es probable que el clima de CC se vuelva más seco y cálido con una frecuencia creciente de eventos climáticos extremos, lo que resulta en un clima más extremo (Montiel-González *et al.*, 2018). La actividad agrícola en CC comenzó a principios del siglo XX, pero ha aumentado en los últimos 30 años y consiste principalmente en la producción de alfalfa (*Medicago sativa*) para forraje de ganado (Hernández-Becerra *et al.*, 2016). Se seleccionaron seis parcelas agrícolas, con un tipo de suelo cálcico (Calcisol) pero con manejo contrastante. Cinco parcelas agrícolas activas con manejo intensivo a regular, produciendo principalmente alfalfa, maíz (*Zea mays*) y avena (*Avena sativa*) dependiendo del año y la temporada. También incluimos un sitio agrícola que ha estado abandonado durante más de 50 años. El muestreo de suelos se realizó en noviembre de 2019 a lo largo de transectos lineales cada 30 m con un total de cinco muestras por parcela. Las muestras de suelo se tomaron a una profundidad de 15 cm, eliminando la primera capa hojarasca. Las muestras de suelo se mezclaron para obtener una muestra compuesta por parcela y se tamizaron a 2 mm.

### Metodología

Se exploraron dos escenarios de cambio climático aumentando la temperatura 1.5 °C y 3 °C en relación con la temperatura media de los meses de crecimiento en el sitio de estudio de 36.4 °C (utilizado como escenario de control). Se colocaron seis réplicas de suelo (250 g) por parcela y escenario, en contenedores abiertos de PVC (10.5 cm de diámetro). Las macetas se colocaron aleatoriamente en una cámara de crecimiento y se incubaron durante 17 días, con 16 h luz y 8 h de oscuridad, con temperatura y humedad relativa establecidas para cada escenario. Dado que las prácticas agrícolas consideran un riego de acuerdo con las necesidades del cultivo, los suelos se regaron a saturación, independientemente del escenario de temperatura / humedad relativa, esto es, aproximadamente a 30% de humedad del suelo, con 140 ml de agua del grifo el día antes de que se midiera la  $R_s$ .

La respiración del suelo ( $R_s$ ) se midió para cada contenedor cada tres días entre las 11:00 y las 12:30 h con una cámara cerrada portátil (Cámara de Respiración del Suelo- SRC-2) conectada a un analizador de gas infrarrojo EGM-5 (PP Systems). El contenido de agua del suelo y la temperatura del suelo se determinaron inmediatamente después de la determinación de la  $R_s$  con un sensor Hydraprobe II. Adicionalmente, se determinaron las propiedades fisicoquímicas del suelo para cada parcela agrícola.

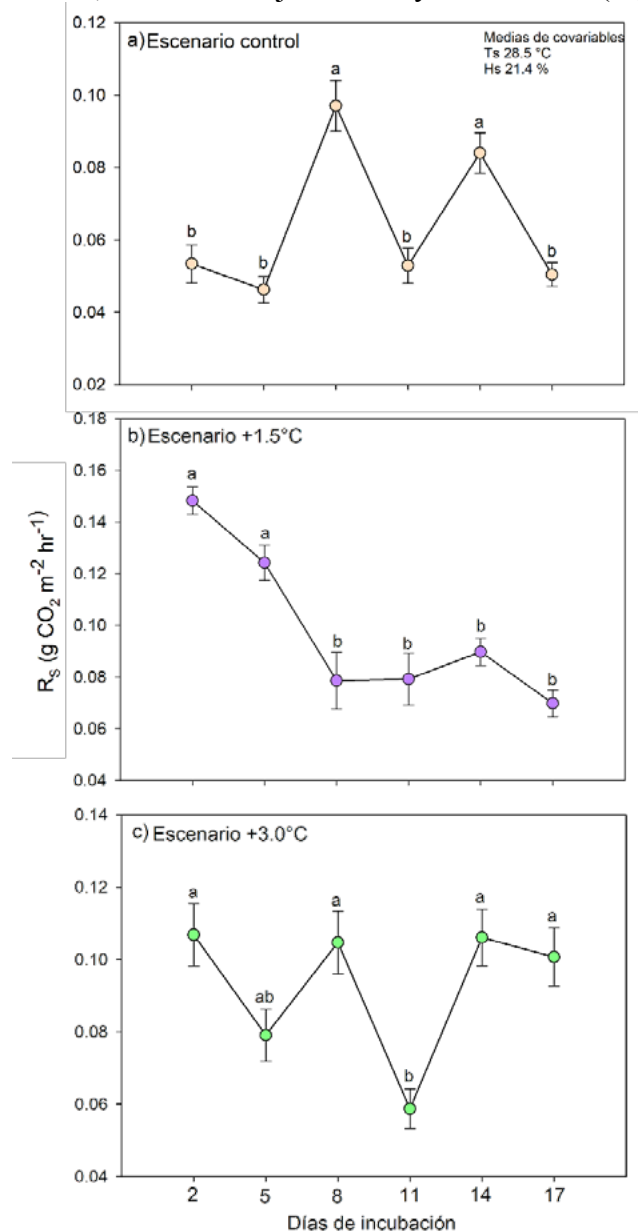
Se realizaron análisis de modelos mixtos lineales generalizados (GLMM<sub>ANCOVA</sub>) para evaluar la influencia de los escenarios de temperatura en la  $R_s$ . En modelo, el escenario y las mediciones a lo largo del tiempo se utilizaron como categóricas fueron utilizadas como variables categóricas. En todos los análisis, la temperatura del suelo y el contenido de agua se incluyeron como covariables. El análisis post-hoc de Tukey se utilizó para evaluar las diferencias entre las medias. Los análisis estadísticos se ejecutaron en el software STATISTICA V10.0.

### Resultados y Discusión

Los aumentos leves de la temperatura ambiental (1.5 °C y 3 °C) en los suelos agrícolas de CC tuvieron un efecto positivo en la  $R_s$ . Este efecto aumentará la liberación de CO<sub>2</sub> en un 66% para el escenario de 1.5 °C y en un 50% para el escenario de 3 °C. Un aumento en la  $R_s$  asociado con el efecto de un aumento de la temperatura sobre la actividad microbiana ha sido bien estudiado (Hamdi *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2014). Este efecto se ha atribuido a una aceleración a corto plazo en la tasa de descomposición de la materia orgánica. Como resultado, el carbono lábil es fácilmente accesible para los microorganismos del suelo, causando un agotamiento acelerado del sustrato (Cavicchioli *et al.*, 2019; Walker *et al.*, 2018).

En general, la  $R_s$  varió con el tiempo para cada escenario: el valor más alto fue de 0.15 g de CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup> cuando la temperatura se incrementó en 1.5 °C, y el valor más bajo fue de 0.05 g de CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup> en el control (Figura 1). Con una media de 0.09 g de CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup>, la  $R_s$  en el escenario control fue

significativamente mayor en los días 8 y 14 que en el resto del periodo de incubación (media: 0.05 g de  $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ ), aunque no hubo diferencias significativas (Figura 1a). Cuando la temperatura aumentó 1.5 °C, los mayores flujos de  $\text{CO}_2$  se obtuvieron en los primeros cinco días (media 0.14 g de  $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ ), mientras que para el resto del período de incubación los valores de  $R_S$  oscilaron entre 0.07 y 0.09 g de  $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  (Figura 1b). Cuando la temperatura se incrementó en 3 °C, la tasa de  $R_S$  fue superior a 0.08 g de  $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  excepto el día 11, cuando el flujo disminuyó en un 40% (Figura 1c).



**Figura 1. Respiración del suelo a lo largo del tiempo para cada escenario de temperatura para el suelo de parcelas agrícolas en CC.** Los efectos se evaluaron utilizando un GLMM. Diferentes letras minúsculas representan diferencias entre las mediciones para un escenario dado según la prueba post-hoc de Tukey ( $p < 0.05$ ).

Nuestros resultados proporcionan información sobre cómo la descomposición de la materia orgánica por los microorganismos responde al aumento de la temperatura previsto.

Además, más allá del aumento de la actividad debido al ligero aumento de la temperatura, la tasa de  $R_S$  a lo largo del período de incubación indica la respuesta del mecanismo microbiano. En este sentido, el patrón general observado durante el período de incubación para los escenarios de aumento de temperatura fue un pulso  $R_S$  inicial seguido de estabilización (escenario 1.5 °C, día 8), y en el caso del

escenario 3 °C, una disminución (día 5 y 11) y un aumento posterior de la actividad (día 8 y 14). Esta estabilización puede estar asociada con el agotamiento del sustrato fácilmente descomponible (Bradford *et al.*, 2008; Hamdi *et al.*, 2011), frecuentemente observado a corto plazo (Bradford *et al.*, 2008). Las disminuciones y aumentos en la actividad microbiana pueden explicarse por la muerte y el reemplazo de la comunidad microbiana. Cuando la temperatura se incrementa, algunos microorganismos mueren y son reemplazados por comunidades latentes adaptadas a altas temperaturas. Los microbios muertos sirven de sustrato para los microorganismos adaptados (Bárcenas-Moreno *et al.*, 2009; Bradford, 2013). Patrones similares se observaron en un estudio de incubación realizado en suelos agrícolas en un ecosistema semiárido, donde el  $R_s$  aumentó y disminuyó con el tiempo a altas temperaturas (40 °C y 50 °C), con recuperación microbiana después de 7 días de incubación (Hamdi *et al.*, 2011). El mismo patrón se observó en un experimento de incubación donde los suelos agrícolas se sometieron a diferentes temperaturas (25 °C, 40 °C y 50 °C), y la recuperación microbiana ocurrió después de 9 días de incubación (Shi *et al.*, 2020).

## Conclusiones

Nuestro estudio muestra que hay un aumento significativo en la liberación de CO<sub>2</sub> del suelo (66% y 50%, respectivamente) en comparación con el control cuando la temperatura ambiental aumenta ligeramente en 1.5 °C y 3 °C. El aumento de 1.5 °C afecta a la sensibilidad de  $R_s$  a la temperatura a corto plazo, con más CO<sub>2</sub> liberado en los primeros días, y un posterior agotamiento del sustrato. El aumento de 3 °C implica la descomposición de la materia orgánica, seguida de una disminución y cambio en la comunidad microbiana que da paso a microorganismos que son más tolerantes a las altas temperaturas. Para confirmar esto último, es necesario ampliar la investigación y validar estos resultados en condiciones de campo. En general, los suelos agrícolas de la Cuenca de Cuatro Ciénegas perderán C orgánico en respuesta al calentamiento global, destacando la importancia de implementar acciones de mitigación del cambio climático que contemplen la restitución del C perdido por el incremento de  $R_s$  y reduzcan su liberación.

## Agradecimientos

Esta investigación fue apoyada financieramente por Cinvestav Saltillo. Agradecemos a Emmanuel F. Campuzano y Dalia Ramírez Espinoza por su apoyo técnico con la recolección de muestras y la determinación de las propiedades fisicoquímicas del suelo, respectivamente. A la beca de doctorado de CONACyT (779550).

## Literatura citada

- Bárcenas-Moreno, G.G.-B., Maria; J. Rouskand E. Bååth. 2009. Adaptation of soil microbial communities to temperature: comparison of fungi and bacteria in a laboratory experiment. *Global Change Biology* 15 2950-2957.
- Bradford, M.A. 2013. Thermal adaptation of decomposer communities in warming soils. *Frontiers in microbiology* 4 333.
- Bradford, M.A.; C.A. Davies; S.D. Frey; T.R. Maddox; J.M. Melillo; J.E. Mohan; J.F. Reynolds; K.K. Tresederand M.D. Wallenstein. 2008. Thermal adaptation of soil microbial respiration to elevated temperature. *Ecology Letters* 11 1316-1327.
- Cavicchioli, R.; W.J. Ripple; K.N. Timmis; F. Azam; L.R. Bakken; M. Baylis; M.J. Behrenfeld; A. Boetius; P.W. Boydand A.T. Classen. 2019. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. *Nature Reviews Microbiology* 17 569-586.
- Christensen, J.H.; A. Hewitson; A. Busuioac; A. Chen; X. Gao; I. Held; R. Jones; R.K. Kolli; W.T. Kwon; R. Laprise; V. Magaña Rueda; L. Meams; C.G. Menéndez; J. Räisänen; A. Rinke; A. Sarrand P. Whetton. 2007. Regional Climate Projections. in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Hamdi, S.; T. Chevallier; N.B. Aïssa; M.B. Hammouda; T. Gallali; J.-L. Chotteand 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.



- Hernández-Becerra, N.; Y. Tapia-Torres; O. Beltrán-Paz; J. Blaz; V. Souzaand F. García-Oliva. 2016. Agricultural land-use change in a Mexican oligotrophic desert depletes ecosystem stability. *PeerJ* 4 e2365.
- Metcalfe, D.B.; P. Meir; L. Aragao; Y. Malhi; A. Da Costa; A. Braga; P. Gonçalves; J. de Athaydes; S. De Almeidaand 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.
- Montiel-González, C.; F. Bautista; C. Delgadoand F. García-Oliva. 2018. The Climate of Cuatro Ciénegas Basin: Drivers and Temporal Patterns. in: Souza, V., Olmedo-Álvarez, G., Eguiarte, L.E. (Eds.). *Cuatro Ciénegas Ecology, Natural History and Microbiology*. Springer International Publishing. Cham. pp. 35-42.
- Muñoz Iniestra, D.J.; M. Ferreira Ramirez; I.B. Escalante Arriagaand J. López García. 2013. Relación entre la cobertura del terreno y la degradación física y biológica de un suelo aluvial en una región semiárida. *Terra Latinoamericana* 31 201-210.
- Naylor, D.; N. Sadler; A. Bhattacharjee; E.B. Graham; C.R. Anderton; R. McClure; M. Lipton; K.S. Hofmockeland J.K. Jansson. 2020. Soil microbiomes under climate change and implications for carbon cycling. *Annual Review of Environment and Resources* 45 29-59.
- Rawlins, B.; J. Harris; S. Priceand M. Bartlett. 2015. A review of climate change impacts on urban soil functions with examples and policy insights from E nglad, UK. *Soil Use and Management* 31 46-61.
- Shi, A.; X. Zhou; S. Yaoand B. Zhang. 2020. Effects of intensities and cycles of heating on mineralization of organic matter and microbial community composition of a Mollisol under different land use types. *Geoderma* 357 113941.
- Walker, T.W.; C. Kaiser; F. Strasser; C.W. Herbold; N.I. Leblans; D. Woebken; I.A. Janssens; B.D. Sigurdssonand A. Richter. 2018. Microbial temperature sensitivity and biomass change explain soil carbon loss with warming. *Nature climate change* 8 885-889.
- Wang, X.; L. Liu; S. Piao; I.A. Janssens; J. Tang; W. Liu; Y. Chi; J. Wangand S. Xu. 2014. Soil respiration under climate warming: differential response of heterotrophic and autotrophic respiration. *Global Change Biology* 20 3229-3237.
- WorldClim. 2017. *Global Climate Data v2.0*.
- Yang, H.; X. Li; Z. Wang; R. Jia; L. Liu; Y. Chen; Y. Wei; Y. Gaoand 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.
- Zamani, R.; A.M.A. Aliand A. Roozbahani. 2020. Evaluation of adaptation scenarios for climate change impacts on agricultural water allocation using fuzzy MCDM methods. *Water Resources Management* 34 1093-1110.
- Zhou, X.; C. Chen; Y. Wang; Z. Xu; Z. Hu; X. Cuiand Y. Hao. 2012. Effects of warming and increased precipitation on soil carbon mineralization in an Inner Mongolian grassland after 6 years of treatments. *Biology and Fertility of Soils* 48 859-866.

## 5.5. Comparación de modelos del uso eficiente de luz para la estimación del GPP en México

Domínguez-Eusebio Carlo A.<sup>1,\*</sup> y Alvarado-Barrientos Susana<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, Col. El Haya, CP 91073, Xalapa, Veracruz.

\* Autor por correspondencia: carlo.deusebio@ecologia.edu.mx

### Resumen

Ante la crisis climática causada por alteraciones antropogénicas al balance de energía superficial y por el aumento de gases de efecto invernadero en la atmósfera, es imperante evaluar las llamadas “soluciones climáticas naturales” como son la conservación y restauración de los ecosistemas. Estas soluciones se basan en fijación de CO<sub>2</sub> a través de la productividad primaria bruta (GPP en inglés) por los ecosistemas. El método covarianza de torbellinos (EC en inglés) es un método de vanguardia y altamente confiable para cuantificar los flujos verticales (biósfera-atmósfera) de carbono, sin embargo, su uso extensivo en campo es limitado por su alto costo. La información obtenida por el EC puede ser usada para evaluar modelos espaciales de GPP, los cuales son complementarios para extender temporal y espacialmente las observaciones esta técnica. En este trabajo se evaluaron cuatro modelos basados en la eficiencia de uso de luz (LUE) para la cuantificación del GPP, contrastándolos con observaciones de EC en tres ecosistemas mexicanos: matorral árido, bosque seco primario, y manglar tropical. En general, todos los modelos siguieron el patrón estacional de las observaciones de GPP, siendo el VPM la una mejor estimación, con un R<sup>2</sup> promedio de 0.75. El matorral árido presentó en general el mejor ajuste a los modelos evaluados. Además, el modelo VPM requiere menor cantidad de información de campo, por lo que su aplicabilidad en México tiene potencial para contribuir con los inventarios de gases de efecto invernadero y evaluar con precisión los bonos de carbono de ecosistemas del país.

**Palabras clave:** *Eddy covariance; Landsat; MexFlux; Productividad Primaria Bruta; Fotosíntesis*

### Abstract

Faced with the climate crisis caused by anthropogenic alterations to the surface energy balance and an unprecedented increase in the concentration of greenhouse gases in the atmosphere, it is imperative to evaluate the so-called “natural climate solutions” such as ecosystem conservation and restoration. These solutions are based on the fact that ecosystems fix CO<sub>2</sub> through gross primary productivity (GPP). Eddy covariance (EC) remains the state-of-the-art method to quantify the vertical flux (biosphere-atmosphere) of carbon, but it is not possible to implement it extensively in the field due to its high cost. EC is also the reference method to evaluate satellite models of GPP, which are in turn necessary to extend, temporally and spatially, the limited EC observations. In this work, We evaluated four satellite GPP models, based on light use efficiency (LUE), against EC observations for three contrasting Mexican ecosystems: arid shrubland, primary dry forest, and tropical mangrove. In general, all models presented similar temporal pattern than observations. Among the four evaluated models, VPM presented the best GPP estimation, with mean R<sup>2</sup> of 0.75. The arid shrubland presented in general, the best fit with all evaluated models. Furthermore, VPM requires less field information, thus its applicability in Mexico has great potential to contribute with green house gases inventories and to evaluate with precision the carbon credits of Mexican ecosystems.

**Key words:** *Eddy covariance; Landsat; MexFlux; Gross Primary Productivity; Photosynthesis.*

## Introducción

La producción primaria gruesa o bruta (GPP por sus siglas en inglés) de un ecosistema es la energía total fijada por la fotosíntesis en forma de biomasa, por lo que es un proceso sumamente importante del ciclo del carbono (Chapin & Matson, 2002). Cuantificar y comprender los controles biofísicos de este flujo de materia (o energía) es imperativo ante la crisis climática ya que permite mejorar el entendimiento de las interacciones entre la biosfera y la atmósfera.

A escala de ecosistema, el método de covarianza de torbellinos (EC en inglés) permite conocer, casi en tiempo real, el intercambio biosfera-atmósfera de materia (dióxido de carbono y agua) y energía (calor latente y sensible; Baldocchi et al., 2001). Aunque la operación de este método tiene ciertas limitaciones (Burba & Andersson, 2010), sigue siendo el método de vanguardia de observaciones directas del flujo vertical de carbono, por lo que tiene un gran potencial para evaluar soluciones climáticas naturales como la conservación o restauración de ecosistemas (Tarín-Terrazas et al., 2020; Hemes et al., 2021). Además, las observaciones derivadas con este método pueden ser utilizadas para parametrizar y evaluar modelos de GPP para distintos usos y coberturas del suelo, ampliando tanto espacial como temporalmente la extensión de las observaciones que permiten las estaciones de EC en campo. Esto ha sido relativamente poco explorado en México (e.g. González del Castillo et al., 2018).

Particularmente, el uso de modelos como los de eficiencia de uso de la luz (LUE; Lieth, 1975), tiene un alto potencial para mejorar los inventarios de gases de efecto invernadero en el país o evaluar con mayor precisión los bonos de carbono (Novick et al. 2022). El objetivo de este trabajo fue evaluar cuatro modelos satelitales de LUE para la cuantificación de GPP de tres ecosistemas mexicanos contrastantes con datos de acceso libre de mediciones de flujos verticales de CO<sub>2</sub>.

## Materiales y métodos

Se utilizaron los siguientes modelos LUE satelitales: CASA (Potter et al., 1993), VPM (Xiao et al., 2004), el EC-LUE (Yuan et al., 2007) y el GLO-PEM (Prince y Goward, 1995), para estimar el GPP en tres coberturas de suelo distintas para las cuales se cuenta con datos de acceso libre: un matorral árido en Baja California Sur (Bell et al., 2012), un bosque seco primario en Sonora (Rojas-Robles et al., 2020), y un manglar tropical en Quintana Roo (Alvarado-Barrientos, et al., 2021).

Para ejecutar los modelos es necesario estimar parámetros usando imágenes satelitales y observaciones meteorológicas (o incluso flujos turbulentos). Los datos satelitales se obtuvieron de Landsat 8 y 7 dependiendo del periodo de las observaciones de EC, mediante la plataforma Google Earth Engine, porque su resolución espacial (hasta 30 m) es compatible con la huella de las mediciones de EC. Los datos de EC se encuentran disponibles en el repositorio de AmeriFlux (<https://ameriflux.lbl.gov>). Estos datos de superficie incluyen variables micrometeorológicas para la cuantificación de flujos verticales de materia y energía, y variables climáticas como temperatura y radiación solar incidente de onda corta y fotosintéticamente activa (PPFD). Los datos obtenidos se encuentran a una resolución temporal de media hora, por lo que se realizó una suma diaria para obtener un promedio cada 8 días o 16 días, según corresponda con la temporalidad de la información satelital.

Para estimar el GPP del ecosistema a partir de sensores remotos se necesitan índices de vegetación, mismos que se obtuvieron de las imágenes de Landsat 8 o 7. El Índice de Agua Superficial Terrestre (LSWI; Xiao et al. 2002) se obtuvo con la reflectancia de las bandas de infrarrojo cercano e infrarrojo corto. El Índice de Vegetación Mejorado (EVI; Huete et al., 1997) se obtuvo utilizando valores de reflectancia de la superficie de las bandas azul, rojo, infrarrojo cercano, e infrarrojo corto. El Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI; Tucker, 1979) se obtuvo en función de las bandas de infrarrojo cercano y rojo visible.

De manera general, los modelos LUE son una función de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) incidente, la eficiencia del uso de la luz  $\epsilon_g$  [gC mol/PAR] y la fracción de PAR absorbida ( $fPAR$ ) en el

dosel de la vegetación:  $GPP = \varepsilon_g * fPAR * PAR$ . El  $fPAR$  fue calculado mediante la relación  $fPAR = \alpha * EVI$ , donde el coeficiente  $\alpha$  es una función lineal de la relación EVI-PAR, mismo que se fijó en 1 (Wang et al., 2010). Por otro lado, los valores de PAR [ $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ ] fueron obtenidos mediante la densidad de flujo de fotones fotosintéticos (PPFD), variable obtenida por las estaciones de EC. Adicionalmente se utilizó las relaciones  $PAR = (\text{SWRad} * 0.45)$  y  $fPAR \approx \text{NDVI}$  (o “algoritmo de MODIS”; Running & Zhao, 2015), para depender de la menor cantidad de observaciones en campo y usar mayoritariamente datos satelitales.

La principal diferencia entre modelos evaluados radica en el cálculo del parámetro  $\varepsilon_g$ , el cual depende del rendimiento cuántico aparente (o la eficiencia máxima del uso de la luz) y los escalares de regulación por los efectos de la temperatura, agua y fenología foliar (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Parámetros y variables requeridos por los modelos de uso eficiente de luz (LUE) evaluados. T, T<sub>min</sub>, T<sub>max</sub> y T<sub>opt</sub> son las temperaturas actual, mínima, máxima y óptima, respectivamente, cuando existe actividad fotosintética. VPD es la presión de vapor de saturación. EET y PET son la evapotranspiración actual y potencial, respectivamente. LE y H son los flujos verticales de calor latente y sensible, respectivamente.**

VPM	GLO-PEM	EC-LUE	CASA
$\varepsilon_g = \varepsilon_{\max} * ft * fw * Ps$	$\varepsilon_g = \varepsilon_{\max} * \min(ft, fw)$	$\varepsilon_g = \varepsilon_{\max} * \min(ft, fw)$	$\varepsilon_g = \varepsilon_{\max} * ft1 * ft2 * fw$
$ft = \frac{(T - T_{\min})(T + T_{\max})}{[(T - T_{\min})(T - T_{\max})] - (T - T_{\text{opt}})^2}$	$fw = Ws * VPD$	$fw = \frac{LE}{LE + H}$	$ft1 = \frac{1.1814 * (1 + e^{0.3(-T_{\text{opt}}-10+T)})}{1 + e^{0.2(T_{\text{opt}}-10-T)}}$
$fw = \frac{1 + LSWI}{1 + LSWI_{\max}}$	$Ws = \frac{0.5 + EET}{PET}$	$ft \text{ utilizado}$ en el modelo VPM	$ft2 = 0.8 + 0.02T_{\text{opt}} - 0.0005T_{\text{opt}}^2$
$Ps = \left\{ \begin{array}{l} \frac{1 + LSWI}{2} \\ 1 \end{array} \right\}$	$ft \text{ utilizado}$ en el modelo VPM		$fw \text{ utilizado}$ en el modelo GLO – PEM

Dado que la fotosíntesis está restringida a un determinado rango de temperatura más allá del cual se inhibe la actividad biológica, mediante una regresión entre el GPP y la temperatura del aire diaria se determinaron los valores en los que se limitan y favorecen los flujos de CO<sub>2</sub> (T<sub>min</sub>, T<sub>max</sub> y T<sub>opt</sub> en el cuadro 1). Los valores de T<sub>min</sub> y T<sub>max</sub> se seleccionaron cuando el GPP era nulo en temperaturas bajas y altas, respectivamente, y T<sub>opt</sub> a la cual el GPP presentara los valores más altos. Los valores de VPD, EET, LE y H fueron obtenidos de los datos de las estaciones de EC, mientras que la PET fue estimada con la ecuación de Penman-Monteith (Monteith, 1965). La estimación de  $\varepsilon_{\max}$  está determinada por la elección del modelo, que puede ser lineal o no lineal (Xiao *et al.*, 2004; Ruimy *et al.*, 1995), en cuyo caso se necesitan datos de superficie como PPFD, flujo vertical de CO<sub>2</sub> y la temperatura del aire para estimar algunos parámetros. En este estudio,  $\varepsilon_{\max}$  se estimó usando un modelo hiperbólico no lineal con los datos de flujo de CO<sub>2</sub> (NEE) en cada sitio de estudio:

$$NEE = \frac{\varepsilon_{\max} * PPFD * GPP_{\max}}{\varepsilon_{\max} * PPFD + GPP_{\max}} + R_s$$

Cabe mencionar que los modelos LUE utilizan un valor fijo para  $\varepsilon_{\max}$ , sin embargo, considerando que el GPP es dinámico en el tiempo, adicionalmente se estimó este parámetro mensualmente para identificar las mejores relaciones entre el modelo y los datos observados (Souza *et al.*, 2013; Xiao *et al.*, 2004). El GPP resultante de los modelos satelitales y el reportado por las estaciones de EC (observado) fue contrastado utilizando regresiones lineales, por lo que los estadísticos R<sup>2</sup>, RMSE y BIAS fueron usados para la evaluación de los modelos.

## Resultados y discusión

Los resultados de los análisis de regresión lineal entre el GPP modelado y el observado para las coberturas bosque seco, matorral árido y un manglar tropical en México indican que el modelo VPM tiene el mayor potencial para predecir el comportamiento del flujo de CO<sub>2</sub> a lo largo del año. La determinación de GPP por los modelos utilizados varía de acuerdo el tipo de superficie, siendo, en promedio, el EC-LUE y el VPM los que mejor explican las variaciones con un R<sup>2</sup> de 0.75 y 0.71,

respectivamente. Por otro lado, el VPM presentó tanto el RMSE y como el BIAS más bajo, mientras que el EC-LUE los valores más altos. Los modelos GLO-PEM y CASA presentaron, salvo para el matorral árido, valores de  $R^2$  considerablemente menores a los anteriores (Cuadro 2).

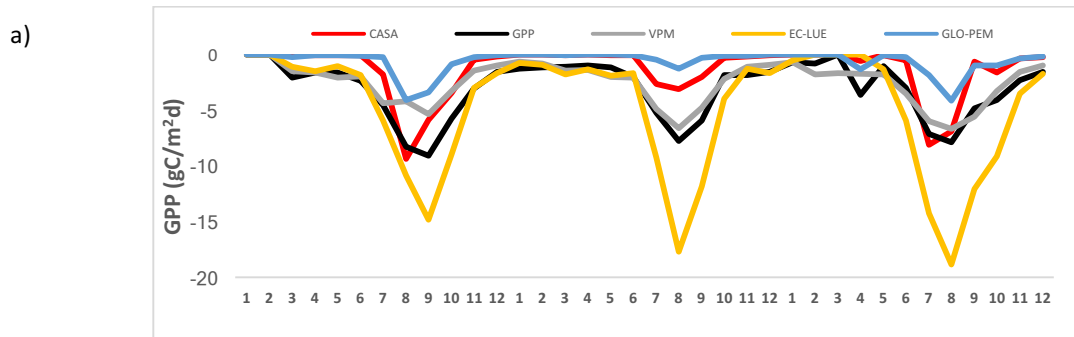
**Cuadro 2. Estadísticos de evaluación de los modelos EC-LUE, VPM, GLO-PEM y CASA en la estimación de GPP con observaciones derivadas de mediciones con el método de covarianza de torbellinos en tres ecosistemas mexicanos.**

Ecosistema	$R^2$				RMSE (g C/m <sup>2</sup> d)				BIAS (g C/m <sup>2</sup> d)			
	VPM	EC-LUE	GLO-PEM	CASA	VPM	EC-LUE	GLO-PEM	CASA	VPM	EC-LUE	GLO-PEM	CASA
Bosque seco tropical	0.73	0.73	0.46	0.53	2.42	8.03	3.28	2.63	0.74	4.28	2.46	1.52
Matorral árido	0.90	0.86	0.85	0.81	0.62	0.61	0.66	0.70	0.42	0.33	0.28	0.37
Manglar tropical	0.62	0.50	0.49	0.59	1.71	1.2	2.05	1.82	0.56	0.12	1.31	0.78
<b>Todos</b>	<b>0.75</b>	<b>0.71</b>	<b>0.60</b>	<b>0.64</b>	<b>1.58</b>	<b>3.28</b>	<b>2.00</b>	<b>1.72</b>	<b>0.57</b>	<b>1.58</b>	<b>1.35</b>	<b>0.89</b>

El modelo EC-LUE presenta una relación con los valores observados relativamente alta, sin embargo, su uso es realmente limitado dado que es necesario conocer a priori los flujos de calor sensible y latente, es decir, no se puede aplicar en sitios o ecosistemas donde no se tengan estaciones de EC, otro método micrometeorológico u otro método que cuantifique estos flujos turbulentos. Por otro lado, con modelos como el VPM, se requiere una menor cantidad de información para implementarlos, considerando que utilizando el algoritmo de MODIS (Running & Zhao, 2015) con datos de Landsat, sólo se requieren datos de radiación solar de onda corta.

Se ha reportado que el bosque tropical seco de estudio presenta una GPP media anual de  $1975 \pm 295.25$  gC/m<sup>2</sup> (Rojas-Robles et al., 2020), siendo el VPM el modelo con mayor aproximación ( $1517$  gC/m<sup>2</sup>). En general, a lo largo del año los modelos simulan el patrón anual del flujo de CO<sub>2</sub>, mostrando los valores más altos en la temporada húmeda (junio-octubre; Figura 1a), siendo el contenido de agua en el suelo y la radiación solar los principales controladores del flujo de CO<sub>2</sub> (Rojas-Robles et al., 2020). De igual manera, en el matorral árido de estudio se observan picos de mayor actividad fotosintética en la temporada con mayor precipitación, lo cual favorece a la humedad del suelo y al aumento del GPP en este periodo (Bell et al., 2012; Figura 1b). Durante el periodo que abarcan los datos (2004-2008), anualmente el matorral árido se comportó como una fuente de CO<sub>2</sub>, sin embargo, durante la temporada de crecimiento fue un sumidero ( $10,85 \pm 10,2$  g C/m<sup>2</sup>; Bell et al., 2012). La mejor estimación del GPP resultó la del modelo VPM, mostrando un GPP mensual que varía de 0.28 a 11 gC/m<sup>2</sup>.

Anualmente, el manglar tropical en el sureste de México se comportó como un sumidero CO<sub>2</sub> ( $709 \pm 09$  g C /m<sup>2</sup> año), sin embargo, debido a un período prolongado sin inundación por déficit de lluvia, este sitio se convirtió en una fuente neta de carbono (Alvarado-Barrientos, 2021). Este sitio es el que cuenta con menor cantidad de información (en comparación con los otros sitios de estudio), por lo que se tiene una menor cantidad de datos para alimentar los modelos. Por lo anterior y en comparación con los otros sitios, los modelos utilizados cuentan con una relación más baja con los datos observados (Cuadro 2). Aquí se presenta una variación anual del flujo de CO<sub>2</sub> que va de  $-1.12 \pm 1.19$  g C/m<sup>2</sup> d en agosto a  $3.79 \pm 0.48$  g C/m<sup>2</sup> d en febrero (Alvarado-Barrientos et al., 2021). Esta variación del flujo de CO<sub>2</sub> se nota bien representada por los modelos, sin embargo, estos suelen a subestimar o sobre estimar estos valores (Figura 1c).





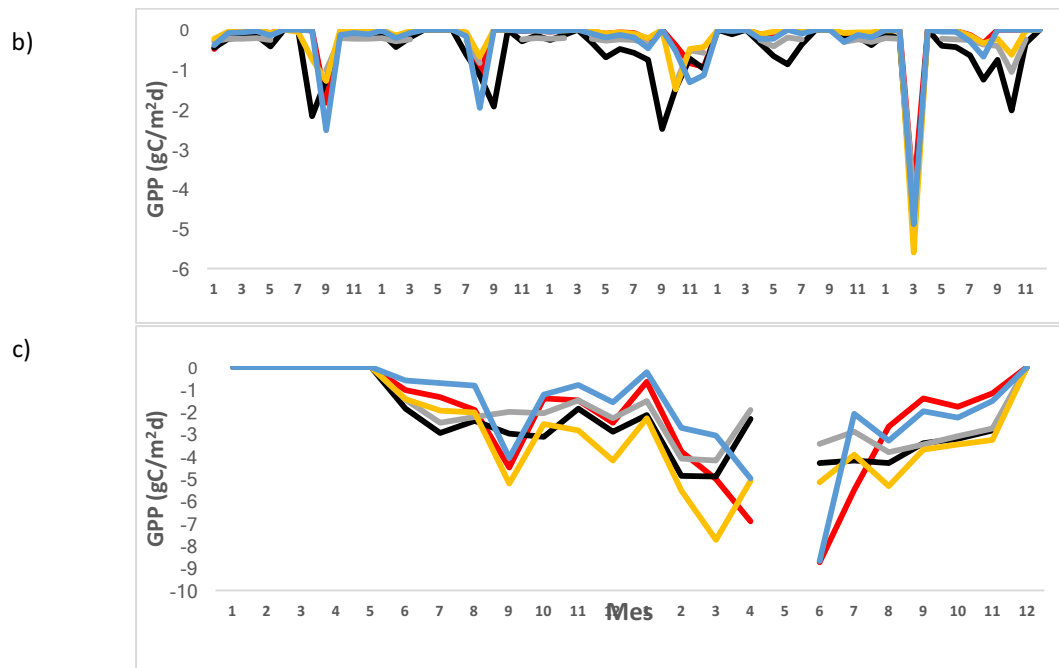


Figura 1. GPP media diaria mensual observada (negro) y estimada por distintos modelos LUE para: a) bosque seco, b) matorral árido, y c) un manglar tropical en México.

## Conclusiones

Los modelos utilizados en este trabajo han sido validados para la estimación de GPP en diversas coberturas del suelo, desde bosques tropicales perenes (Xiao et al., 2005), bosques de coníferas (Xiao et al., 2004), pastizales y cultivos (Wang et al., 2010), así como en sabanas, matorrales o bosques mixtos a lo largo del planeta (Zhang et al., 2015). Sin embargo, algunos ecosistemas representados en la red de EC de México (MexFlux) no habían sido incorporados a estas evaluaciones, especialmente los tropicales. Además, existen pocas implementaciones de modelos basados en el uso eficiente de luz (LUE) para estos ecosistemas. Los resultados indican que los modelos LUE presentan confiabilidad aceptable.

En concordancia con otros autores (e.g. Zhang et al., 2015; Wu et al., 2010), el modelo VPM es el que presenta una mejor estimación del GPP en los sitios estudiados. Además, este modelo requiere menor cantidad de información de campo, por lo que su aplicabilidad en México tiene gran potencial para ser recomendado en la evaluación de soluciones climáticas naturales. Sin embargo, es entonces necesario una mayor investigación ampliando los sitios, y para determinar en qué tipos y condiciones se obtiene una mejor aproximación de la dinámica de la GPP.

## Agradecimientos

Al CONACyT por la beca posdoctoral otorgada al primer autor, al INECOL por ser anfitrión durante la estancia, a los investigadores principales de los sitios del bosque seco primario (Enrico A. Yopez; MX-Aog), del matorral árido (Walter Oechel; MX-Lpa) y del manglar tropical (Susana Alvarado Barrientos; MX-PMm) por permitir el uso abierto de datos de EC de las torres de flujo y a AmeriFlux por resguardar y habilitar el acceso universal a estos datos.

## Literatura citada

- Alvarado- Barrientos, M.S., López- Adame, H., Lazcano- Hernández, H.E., Arellano- Verdejo, J., Hernández- Arana, H.A., 2021. Ecosystem- Atmosphere Exchange of CO<sub>2</sub>, Water, and Energy in a Basin Mangrove of the Northeastern Coast of the Yucatan Peninsula. *J Geophys Res Biogeosci* 126. <https://doi.org/10.1029/2020JG005811>
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., Anthoni, P., Bernhofer, C., Davis, K., Evans, R., 2001. Fluxnet: a new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* 82, 2415–2434.
- Bell, T.W., Menzer, O., Troyo-Diéquez, E., Oechel, W.C., 2012. Carbon dioxide exchange over multiple temporal scales in an arid shrub ecosystem near La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Glob Change Biol* 18, 2570–2582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02720.x>
- Burba, G. and Anderson D.J. 2010. A Brief Practical Guide to Eddy Covariance Flux Measurements: Principles and Workflow Examples for Scientific and Industrial Applications. LI-COR Biosciences. ISBN: 978-0-61543013-3.
- Chapin III, F.S., Matson, P.P.A., 2002. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer, New York.
- Hemes, K.S., Runkle, B.R.K., Novick, K.A., Baldocchi, D.D., Field, C.B., 2021. An Ecosystem-Scale Flux Measurement Strategy to Assess Natural Climate Solutions. *Environ. Sci. Technol.* 55, 3494–3504. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06421>
- Huete, A.R., Liu, H.Q., Batchily, K., van Leeuwen, W., 1997. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment* 59, 440–451.
- Lieth, H., 1975. Historical survey of primary productivity research. In: Lieth, H., Whittaker, R.H. (Eds.), *Primary Productivity of the Biosphere*. Springer-Verlag, New York, pp. 7e16.
- Monteith, J. L. 1965. Evaporation and Environment. 19th Symposia of the Society for Experimental Biology, University Press, Cambridge, 19:205-234.
- Novick, K. A., Metzger, S., Anderegg, W. R., Barnes, M., Cala, D. S., Guan, K., ... & Wiesner, S. 2022. Informing Nature- based Climate Solutions for the United States with the best- available science. *Global change biology*.
- Potter, C.S., Randerson, J.T., Field, C.B., Pamel, A.M., Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Klooster, S.A., 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Glob. Biogeochem. Cycles* 7, 811e841.
- Prince, S.D., Goward, S.N., 1995. Global primary production: a remote sensing approach. *J. Biogeogr.*, 815–835.
- Rojas- Robles, N.E., Garatuzza- Payán, J., Álvarez- Yépez, 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. Geophys. Res. Biogeosci.* 125. <https://doi.org/10.1029/2020JG005666>
- Ruimy, A., Jarvis, P.G., Baldocchi, D.D., Saugier, B., 1995. CO<sub>2</sub> Fluxes over plant canopies and solar radiation: a review. In: Begon, M., Fitter, A.H. (Eds.), *Advances in Ecological Research*. Academic Press, pp. 1–68.
- Souza, M.C., Biudes, M.S., Danelichen, V.H. de M., Machado, N.G., Musis, C.R. de, Vourlitis, G.L., Nogueira, J. de S., 2014. Estimation of gross primary production of the Amazon-Cerrado transitional forest by remote sensing techniques. *Rev. bras. meteorol.* 29, 01–12. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862014000100001>
- Tarin-Terrazas, T., Susana Alvarado-Barrientos, Alejandro Cueva-Rodríguez, César Hinojo-Hinojo, Eugenia González del Castillo, Zulia Sánchez-Mejía, Samuel Villarreal-Rodríguez, Enrico A. Yépez-González. 2020. MexFlux: sinergias para diseñar, evaluar e informar soluciones climáticas naturales. Programa Mexicano del Carbono. Elementos para Políticas Públicas Volumen 4, Número 2.
- Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment (United States)* 8, 127–150.
- Wang, Z., Xiao, X., Yan, X., 2010. Modeling gross primary production of maize cropland and degraded grassland in northeastern China. *Agricultural and Forest Meteorology* 150, 1160–1167. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.04.015>
- Wu, C., Munger, J.W., Niu, Z., Kuang, D., 2010. Comparison of multiple models for estimating gross primary production using MODIS and eddy covariance data in Harvard Forest. *Remote Sensing of Environment* 114, 2925–2939. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.012>
- Xiao, X., Boles, S., Liu, J., Zhuang, D., Liu, M., 2002. Characterization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT-4 VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environment* 82, 335–348.
- Xiao, X.M., Zhang, Q.Y., Braswell, B., Urbanski, S., Boles, S., Wofsy, S., Moore, B., Ojima, D., 2004. Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data. *Remote Sens. Environ.* 91, 256e270
- Yuan, W.P., Liu, S.G., Zhou, G.S., Zhou, G.Y., Tieszen, L.L., Baldocchi, D., Bernhofer, C., Gholz, H., Goldstein, A.H., Goulden, M.L., Hollinger, D.Y., Hu, Y.M., Law, B.E., Stoy, P.C., Vesala, T., Wofsy, S., 2007. Deriving a light use efficiency model from eddy covariance flux data for predicting daily gross primary production across biomes. *Agric. For. Meteorol.* 143 (3e4), 189e207.
- Zhang, L.-X., Zhou, D.-C., Fan, J.-W., Hu, Z.-M., 2015. Comparison of four light use efficiency models for estimating terrestrial gross primary production. *Ecological Modelling* 300, 30–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.001>

## 5.6. Estimación de productividad primaria bruta mediante fluorescencia de la clorofila (Sif) en bosques tropicales secos del noroeste de México

Jurado-Méndez Marina<sup>1</sup>; Aispuro-Arana Francisco H.<sup>1</sup>; Fuentes-Serna Axel B.<sup>1</sup>; Méndez-Barroso Luis A.<sup>2,\*</sup>; Yépez-González Enrico<sup>2</sup>;

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias en Recursos Naturales. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

\* Autor de correspondencia: luis.mendez78585@potros.itson.edu.mx

### Resumen

La estimación de producción primaria bruta (GPP) sigue siendo un desafío importante en el ciclo global de carbono. Durante décadas se han desarrollado diversos métodos para estimar GPP basados en percepción remota, principalmente sensores ópticos. Sin embargo, la alta resolución espacio-temporal y la baja relación señal-ruido de los datos, dificultan su aplicación en ecosistemas fragmentados afectando la estimación de GPP. La fluorescencia de clorofila inducida por el sol (SIF) es una señal emitida durante el proceso fotosintético a nivel molecular, lo cual representa una ventaja sobre la medición de la productividad con métodos ópticos tradicionales. En este estudio se desarrollaron dos modelos para la estimación de GPP basados en la relación de GPP a escala de ecosistema y estimado por medio de la técnica de covarianza de vórtices (GPP-EC) y datos de percepción remota de SIF. Los datos de GPP se obtuvieron de dos equipos de medición de EC instalados en un bosque tropical seco en el Noroeste de México durante los años 2016-2020. Los datos de SIF se obtuvieron del Instrumento de Monitoreo de la Troposfera (TROPOMI) y del Observatorio de carbono en órbita 2 (OCO-2), ambos disponibles para el sitio de estudio y con resolución temporal de un día. Los resultados muestran una estrecha relación lineal entre GPP-EC y SIF, destacando TROPOMI con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.92 y una mejor resolución espacial (3x7 km). Los modelos desarrollados para la estimación de GPP tuvieron un excelente desempeño en la calibración con  $R^2$  entre 0.91 y 0.92 y mostrando un deterioro en la validación con  $R^2$  entre 0.73 y 0.83. El presente trabajo muestra una alternativa para la medición de GPP en estos ecosistemas altamente estacionales.

**Palabras clave:** *Productividad Primaria Bruta; Modelación; Reservas de Carbono; Bosques caducifolios*

### ABSTRACT

The estimation of gross primary production (GPP) remains a major challenge in the global carbon cycle. For decades, various methods have been developed to estimate GPP based on remote sensing, mainly optical sensors. However, the high spatio-temporal resolution and low signal-to-noise ratio of the data make it difficult for its application in small or fragmented ecosystems, affecting the estimation of GPP. Solar-induced chlorophyll fluorescence (SIF) is a signal emitted during the photosynthetic process at the molecular level, which represents an advantage over measuring greenness by traditional optical methods. In this study, two models were developed for GPP estimation based on the relation between ecosystem-scale GPP, estimated using the vortex covariance technique (GPP-EC), and remotely-sensed SIF. GPP data were obtained from two EC towers installed in a tropical dry forest in Northwest Mexico during the years 2016-2020. SIF data were obtained from the Tropospheric Monitoring Instrument (TROPOMI) and the Orbiting Carbon Observatory 2 (OCO-2), both available for the study site and with one-day

temporal resolution. The results show a close linear relationship between GPP-EC and SIF, highlighting TROPOMI with a coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.889 and a better spatial resolution (3x7 km). The models developed for the estimation of GPP had an excellent performance during the calibration with  $R^2$  between 0.88 and 0.90 and showed a deterioration in the validation with  $R^2$  between 0.62 and 0.73. The present work shows an alternative for the measurement of GPP in these highly seasonal ecosystems.

**Key words:** *Gross primary productivity; Modeling; Carbon stock; Deciduous Forest.*

## Introducción

El bosque tropical seco es uno de los ecosistemas con mayor extensión en México. Este ecosistema en su estado natural (sin disturbios) cuenta con una densa comunidad de árboles, la mayoría con hábitos caducifolios (Rzedowski, 1978), la cual responde a la variabilidad climática, principalmente disponibilidad de agua.

La productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés) es muy importante en ecosistemas forestales para evaluar el balance de carbono (Sánchez *et al.*, 2019). En las décadas recientes se han desarrollado modelos para estimar GPP basados en índices de vegetación (NDVI, EVI, etc.) y respaldados con observaciones medidas mediante la técnica de covarianza de vórtices (EC) (Dura, *et al.*, 2013; Liu, *et al.*, 2021; Wang, *et al.*, 2010). Estos índices infieren el vigor vegetal mediante la intensidad del verdor relacionada con la concentración de clorofila, sin embargo, su alta concentración no resulta en una alta actividad fotosintética ya que en ocasiones ésta se encuentra limitada por factores ambientales como el déficit de presión de vapor, radiación solar o estrés hídrico (Kiratzis, *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2020).

A diferencia de los índices de vegetación tradicionales (i.e., NDVI), la fluorescencia de clorofila inducida por la radiación solar (SIF, por sus siglas en inglés) se considera una estimación directa de la actividad fotosintética (Baker, 2016). Por lo tanto, SIF y GPP están estrechamente relacionados con la actividad fotosintética de la vegetación (Turner *et al.* 2020a). En estudios recientes de percepción remota se ha utilizado SIF de diversas plataformas satelitales como GOSAT, OCO-2 y SCIAMACHY para estimar GPP a nivel ecosistémico (Guan, *et al.*, 2016; Meroni, *et al.*, 2009; Köehler, *et al.*, 2018). En este trabajo se utilizaron observaciones de SIF del Instrumento de Monitoreo de la Troposfera (TROPOMI, por sus siglas en inglés), las cuales son una opción para el estudio de ecosistemas por su buena resolución espacial (3 x 7 km) y temporal de un día (Köehler *et al.*, 2018; Köehler *et al.*, 2020).

El producto GOSIF (Global OCO-2 based SIF) fue creado con la intención de resolver la limitante de la baja cobertura espacial y temporal de OCO-2 desarrollando un producto global con una resolución espacial de 0.05°, resolución temporal de 8 días y con datos disponibles del año 2000 al 2021 (Qiu, *et al.* 2020). TROPOMI, abordo del satélite Sentinel 5 Precursor (S5P) (Veefkind *et al.*, 2012), cuenta con tres espectrómetros que cubren la región ultravioleta e infrarrojo cercano y un espectrómetro que cubre el infrarrojo de onda corta (Griffin *et al.*, 2019).

Finalmente, es importante resaltar que la interacción entre GPP y SIF en bosques tropicales secos (BTS) ha sido prácticamente ignorada en los estudios globales de ecosistemas.

El presente trabajo tiene como objetivo desarrollar un modelo para la estimación de GPP en BTS a partir de observaciones de torres de flujo EC y productos satelitales de SIF.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El área de estudio está localizada dentro de la Reserva Monte Mojino a cargo de NCI ([www.natureandculture.org](http://www.natureandculture.org)) dentro límites de la Reserva Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui a cargo de

la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas; CONANP) al sureste del estado de Sonora, en México. El clima de la región es semiárido (BS1(h')he(e)) y cálido; con una temperatura anual de 24°C y una precipitación media anual de aproximadamente 706 mm, donde la mayoría cae entre Julio a Octubre (Bójorquez, 2021). Este tipo de bosques se caracterizan por tener una vegetación caducifolia, es decir, pérdida de follaje en sequía y un dosel relativamente cerrado durante la temporada de lluvias (4-5 meses).

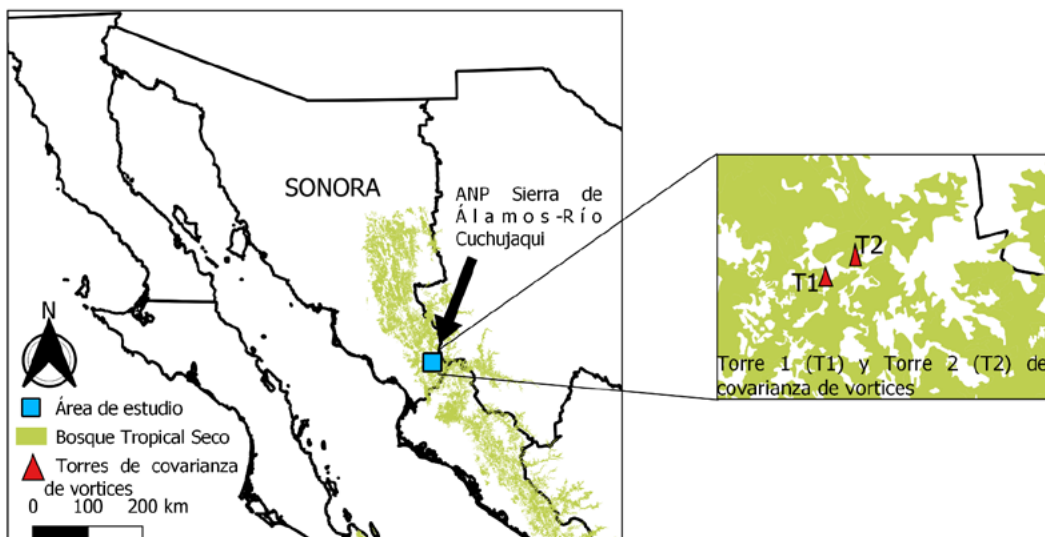


Figura 1: Ubicación del sitio de estudio dentro del ANP Sierra de Álamos - Río Cuchujaqui.

#### *Observaciones de productividad primaria bruta (GPP)*

El sitio de estudio cuenta con dos estaciones de monitoreo que emplean la técnica de covarianza de vórtices (EC) para estimar flujos de intercambio vertical de H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> y energía en el BTS (Rojas-Robles, 2020). Los datos de flujos verticales de CO<sub>2</sub> de estas torres tienen una resolución temporal de 30-minutos y se encuentran disponibles dentro de la red de monitoreo de ecosistemas Ameriflux. Una de las torres EC se encuentra ubicada en un BTS secundario, sucesión que sufrió después de perturbaciones crónicas producto de la actividad ganadera (en lo sucesivo denominada *Torre 1*, 26.9968 lat y -108.7892 long, y 367.28 msnm). Para la torre 1 se utilizaron datos del período que comprende los años 2016 a 2018. La segunda torre EC se encuentra ubicada en un sitio de BTS maduro (<https://ameriflux.lbl.gov/sites/siteinfo/MX-Aog>) (en lo sucesivo denominada *Torre 2*, 27.0046 latitud, -108.7795 longitud, y 384 msnm) y se obtuvieron datos de los años 2018 al 2020.

#### *Datos Fluorescencia de la Clorofila (SIF)*

El modelo para la estimación de GPP, está basado en la relación lineal entre observaciones de GPP, medidas con la técnica EC, y mediciones de SIF de productos satelitales (Verma *et al* 2017). Estudios recientes han encontrado una relación lineal entre GPP y SIF a escala ecosistémica (Turner, et al., 2020b; Li y Xiao, 2019; He, et al., 2020). Por lo tanto, se han empleado modelos de regresión lineal simple para obtener GPP a partir de datos satelitales de SIF. Turner, et al (2020) proponen un modelo para estimar GPP a partir de SIF con percepción remota:

$$GPP = m \text{ SIF}, \quad (1)$$

donde  $m$  es el factor de conversión de SIF a GPP y que es equivalente a la pendiente de la regresión lineal entre GPP observada y SIF de percepción remota. Este y varios trabajos previos han encontrado que la

intersección de esta regresión no es significativamente diferente de cero (Zhang et al.2020; Turner, et al., 2020c).

*Datos de GOSIF.* Se obtuvieron datos de GOSIF del Centro de Investigación de Sistemas Terrestres de la Universidad de New Hampshire (<https://globalecology.unh.edu/data/GOSIF.html>) del año 2016 a 2018 (Para la extracción de datos de GOSIF se utilizó la coordenada de cada torre). Los datos están disponibles como imágenes en formato TIFF y con cobertura global. Se generaron series de tiempo mediante la extracción del valor de SIF en la ubicación de las torres de EC para cada una de las imágenes. Dicho procesamiento se realizó en el software QGIS (3.22.5).

*Datos de TROPOMI.* Los datos de TROPOMI se obtuvieron de la base de datos de SIF del Instituto Tecnológico de California (<ftp://fluo.gps.caltech.edu>) comprendiendo el período 2018-2020. Posteriormente, se uso “Julia” (<https://julialang.org/downloads/>) y el paquete “Pluto” (<https://juliahub.com/ui/Packages/Pluto/OJqMt/0.7.5>) para extraer los valores de SIF de TROPOMI dentro de un polígono. El área delimitada por el polígono fue delineada utilizando la versión web de la herramienta Google Earth (<https://earth.google.com/web/>).

*Datos de productividad primaria bruta (GPP) de MODIS.* Datos de GPP del sensor MODIS se obtuvieron a través de la aplicación en línea appEEARS (Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples, <https://appears.earthdatacloud.nasa.gov>) para el período que comprende los años 2016 a 2020. Esta herramienta genera series de tiempo de GPP en el pixel mas cercano de las torres EC. Posteriormente, se calculó la productividad anual para ser comparada con los datos de GPP estimada a partir de SIF.

### *Generación y Evaluación del Modelo para obtener GPP a partir de datos de SIF*

Se desarrollaron dos modelos basados en un análisis de regresión lineal entre GPP-EC y SIF tanto de GOSIF como de TROPOMI. La pendiente obtenida de los análisis de regresión con intercepto forzado a cero ( $m$ ) es fundamental para transformar los valores satelitales de SIF a GPP con la ecuación 1.

Para la calibración del modelo generado con datos de GOSIF se utilizaron observaciones de GPP de la torre 1 con los años 2016 a 2018, mientras que para la validación se utilizaron datos de la torre 2 de los años 2019 y 2020. Para la calibración del modelo generado con datos de TROPOMI se utilizaron observaciones de GPP de la torre 2 de los años 2018 a 2019 y para su calibración el año 2020.

Para medir el desempeño de ambos modelos se utilizaron diferentes métricos estadísticos como la raíz del error cuadrático medio (RCME), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el sesgo promedio (B) y el coeficiente de correlación Pearson (CC).

## **Resultados y Discusión**

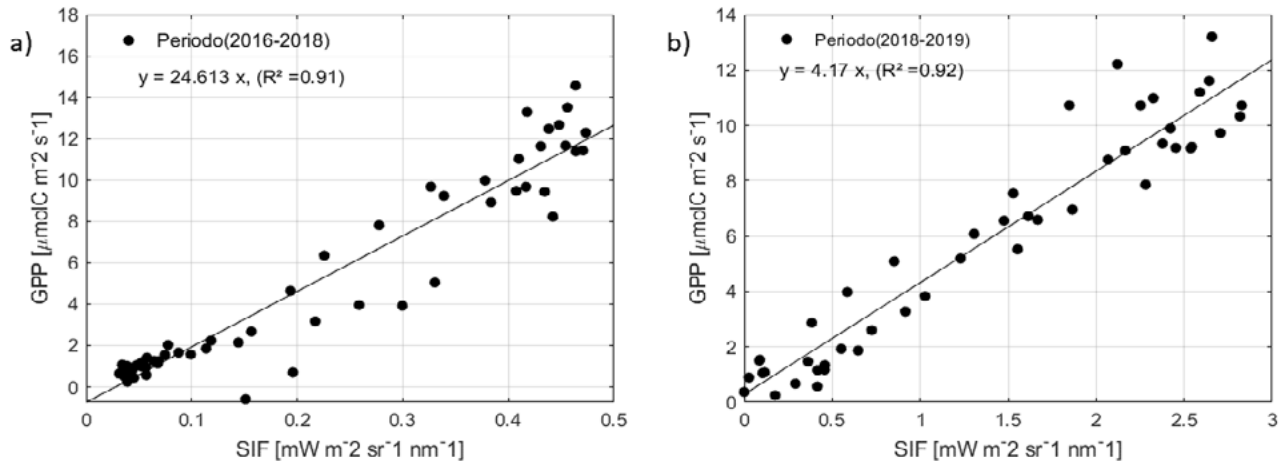
Los análisis de regresión entre SIF y GPP de EC (figura 2) dieron como resultado un factor de conversión de 23.75  $[(\mu\text{molm}^{-2}\text{ s}^{-1})/(\text{mWm}^{-2}\text{ sr}^{-1}\text{ nm}^{-1})-1]$  ( $R^2=0.907$ ) para datos de GOSIF y de 4.1633  $[(\mu\text{molm}^{-2}\text{ s}^{-1})/(\text{mWm}^{-2}\text{ sr}^{-1}\text{ nm}^{-1})-1]$  ( $R^2=0.94$ ) para TROPOMI. A partir de estos factores de conversión, se generaron las siguientes ecuaciones para cada uno de modelos:

$$\text{GPP} = 23.75 \text{ SIF}_{\text{GOSIF}} \quad (2)$$

$$\text{GPP} = 4.1633 \text{ SIF}_{\text{TROPOMI}} \quad (3)$$

Las figuras 3 y 4 muestran una estrecha relación con los números de conversión presentes en las ecuaciones 2 y 3. La GPP estimada mediante SIF de GOSIF mostró un valor acumulado de 870.69 g C  $\text{m}^{-2}$  entre los años 2016-2020, mientras que los valores observados de GPP tuvieron un valor de 756.76 g C  $\text{m}^{-2}$  para el mismo período. Con respecto a MODIS esta tuvo una GPP acumulada de 576.76 g C

$\text{m}^{-2}$  para el periodo de 2016 a 2020. Por otro lado, la GPP estimada mediante SIF de TROPOMI mostró un valor acumulado de  $430.08 \text{ g C m}^{-2}$  entre los años 2018-2020, mientras que los valores observados de GPP tuvieron un valor de  $413.47 \text{ g C m}^{-2}$  para el mismo periodo. En cambio la GPP de MODIS acumulada para el periodo de 2016 a 2020 fue de  $333.82 \text{ g C m}^{-2}$



**Figura 2. Modelos de ajuste de regresión lineal de SIF y observaciones de GPP. (a) Relación entre GOSIF y observaciones de GPP del año 2016 a 2018. (b) Relación entre TROPOMI y GPP del año 2018 y 2019.**

La figura 3 muestra el desempeño del modelo basado en datos de GOSIF para el proceso de calibración como de validación. El modelo tuvo un buen desempeño durante la calibración ( $R^2$  de 0.91) estimando bastante bien el inicio de la etapa de crecimiento, el punto máximo de producción y la senescencia del BTS durante el periodo 2016 a 2018. Para enfatizar su buen desempeño durante la calibración, el modelo obtuvo un bajo error ( $\text{RECM} = 1.4 \mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y el promedio de los valores estimados y observados durante 2016-2018 son prácticamente iguales ( $B = 1.06$ ). Sin embargo, el modelo de estimación de GPP-GOSIF sufrió un deterioro en su desempeño durante el proceso de validación ( $R^2$  de 0.83), especialmente durante el año 2020 subestimando la producción máxima estacional y una pobre predicción del inicio del crecimiento y la senescencia del BTS. Como resultado, el modelo predictivo incrementó su error ( $\text{RECM} = 1.6 \mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y en general sobrestima la GPP en un 44% durante la validación ( $B = 1.28$ ). Las discrepancias entre valores simulados y observados de GPP durante la validación, puede deberse al deficiente entrenamiento del algoritmo multivariable (machine learning) de GOSIF, el cual requiere datos meteorológicos como datos de entrada para hacer el reescalamiento de SIF (Bai, 2021). El año 2020 fue particularmente seco en BTS, por lo que la falta de este tipo de escenarios durante el proceso de entrenamiento del algoritmo puede arrojar sobre estimaciones en los valores de SIF de GOSIF.

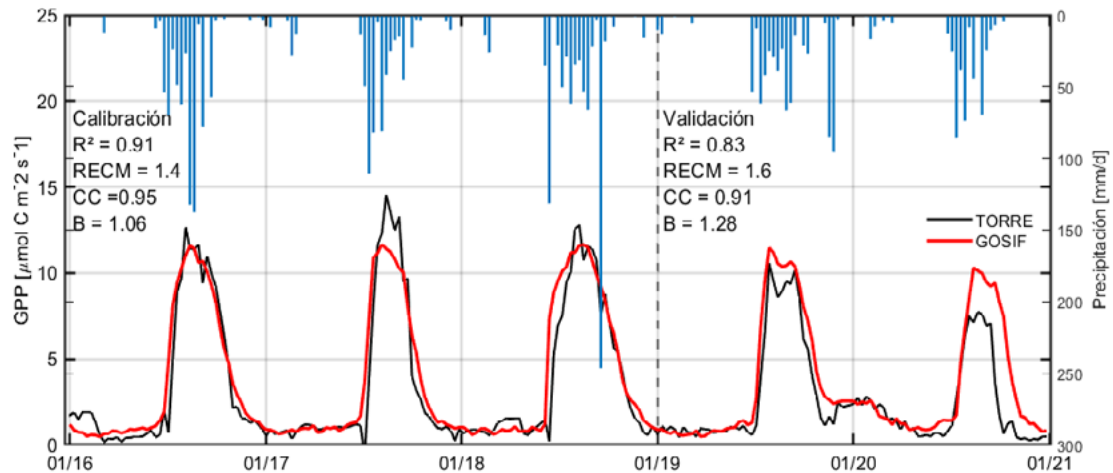


Figura 3. Comparación entre GPP estimada con datos de GOSIF y GPP observada durante el período 2016-2020.

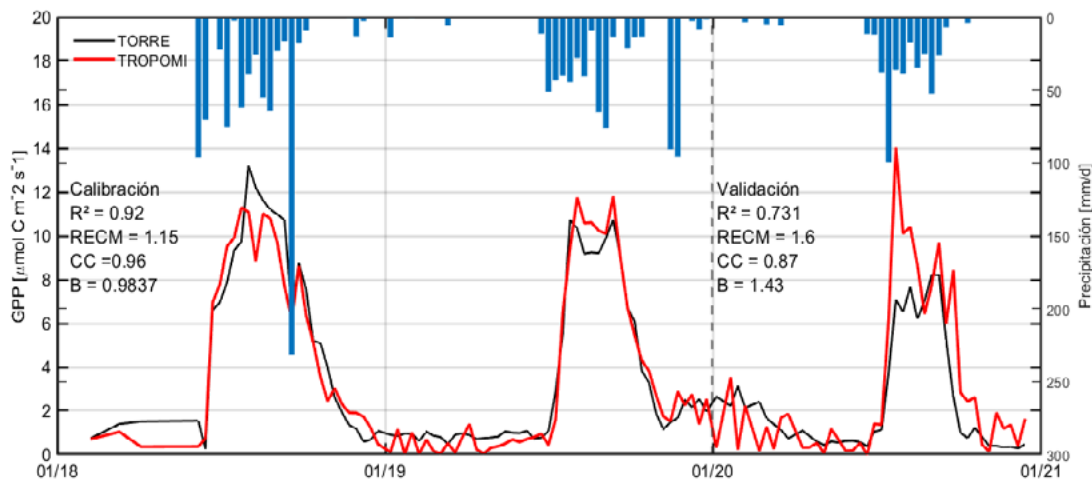


Figura 4. Comparación entre GPP estimada con datos de TROPOMI y GPP observada durante el período 2018-2020.

La figura 4 muestra el desempeño del modelo basado en datos de TROPOMI tanto para el proceso de calibración como de validación. El modelo tuvo un excelente desempeño durante la calibración ( $R^2$  de 0.92) en particular en la etapa de crecimiento, el punto máximo de producción y la senescencia del BTS durante el período 2018 a 2019. Durante el proceso de calibración, el modelo basado en TROPOMI obtuvo un bajo error ( $RECM = 1.15 \mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y una pequeña subestimación del 3.5% en los valores promedios estimados de GPP con respecto a las observaciones ( $B = 0.983$ ). El modelo de estimación de GPP fue más débil durante el proceso de validación ( $R^2$  de 0.731) durante el año 2020 sobreestimando la producción máxima estacional y una predicción errática de la senescencia del BTS. Como resultado, el modelo predictivo incrementó su error ( $RECM = 1.60 \mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y el promedio de los valores estimados y observados en el año 2020 son sobreestimados en un 28% ( $B = 1.43$ ).

Finalmente, el cuadro 1 muestra la comparación entre la GPP anual estimada con la técnica de covarianza de vórtices (GPP-EC), datos de fluorescencia (GPP-SIF) y del producto del sensor MODIS (GPP-MODIS). La GPP estimada mediante SIF obtuvo valores similares a aquellos medidos con la técnica de covarianza de vórtices mientras que MODIS claramente subestima la GPP anual.



**Cuadro 1. Comparación de GPP acumulada anual de torre de EC, GOSIF, TROPOMI y MODIS.**

AÑO	GOSIF			TROPOMI		
	GPP-EC	GPP-SIF	GPP-MODIS	GPP-EC	GPP-SIF	GPP-MODIS
	[g C m <sup>-2</sup> año]					
2016	169.23	175.31	100.53	---	---	---
2017	154.89	163.60	113.7	---	---	---
2018	185.82	202.59	133.42	168.41	158.34	115.81
2019	140.01	170.63	130.3	147.14	146.42	126.21
2020	106.81	158.56	98.78	97.92	125.32	91.8

## Conclusiones

La fluorescencia inducida por el sol (SIF) estimada mediante percepción remota es una herramienta útil para estimar GPP a nivel ecosistema. Los modelos desarrollados a partir de datos de fluorescencia de GOSIF-TROPOMI y valores observados de GPP son bastante factibles para implementarse en ecosistemas altamente estacionales (como BTS), y así, inferir su evolución estacional de GPP. El factor de conversión SIF-GPP generado para cada uno de los modelos en este trabajo pueden ser utilizados para estimar GPP de BTS en otras regiones de México o inclusive de América del Norte. Además, este factor permite extrapolar las estimaciones de GPP a una escala espacial mayor que capturadas por las huellas de torres de EC. Las estimaciones de GPP con el modelo de TROPOMI, capta de mejor manera los patrones estacionales, lo cual sugiere que la capacidad de identificar los cambios fisiológicos dentro del ciclo estacional en BTS es aceptable. Por último, GPP estimada con SIF representa un avance sobre las estimaciones de MODIS ya que sus valores son similares a los observados por la técnica de covarianza de vórtices.

## Agradecimientos

Este trabajo contó con el apoyo de CONACYT-México para las becas de posgrado de Mendez-Jurado (1149929), Aispuro-Arana (1150091) y Fuentes-Serna (1150167); y el Programa de Apoyo y Fomento a la Investigación (PROFAPI-ITSON).

## Literatura citada

- Rzedowski, J. (1978) Vegetación de México (Limusa, México)
- Verma, M., Schimel, D., Evans, B., Frankenberg, C., Beringer, J., Drewry, D. T., ... & Eldering, A. (2017). Effect of environmental conditions on the relationship between solar-induced fluorescence and gross primary productivity at an OzFlux grassland site. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(3), 716-733.
- Qiu, R., Han, G., Ma, X., Xu, H., Shi, T., & Zhang, M. (2020). A comparison of OCO-2 SIF, MODIS GPP, and GOSIF data from gross primary production (GPP) estimation and seasonal cycles in North America. *Remote Sensing*, 12(2), 258.
- Veefkind, J. P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., De Vries, J., Otter, G., ... & Levelt, P. F. (2012). TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer applications. *Remote sensing of environment*, 120, 70-83.



- Griffin, D., Zhao, X., McLinden, C. A., Boersma, F., Bourassa, A., Dammers, E., ... & Wolde, M. (2019). High- resolution mapping of nitrogen dioxide with TROPOMI: First results and validation over the Canadian oil sands. *Geophysical Research Letters*, 46(2), 1049-1060.
- Bojorquez, A. (2021). Efectos de una helada severa en un paisaje al limite norte del bosque neotropical seco [Tesis de doctorado, Universidad Autonoma de México] <https://drive.google.com/drive/folders/1isMWg6j10Yp55cfG9UvvpMc7cCL9W9WI>
- Rojas, N. E., Garatuza, J., Álvarez, J. C., Sánchez, 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*, 125(8), e2020JG005666.
- Liu, F. and Wang, C., Wang, X. 2021. Can vegetation index track the interannual variation in gross primary production of temperate deciduous forests?. *Ecological Processes*. 10(51), 1-11 doi.org/10.1186/s13717-021-00324-2
- Dura, E., Mendiguren, G., Pacheco, J., Pilar, M., Riaño, D., Iturriate, M., Gimeno, C., Carrara C. 2013. Validación de productos MODIS relacionados con la estimación de flujos de carbono en un ecosistema de Dehesa. *GeoFocus* , 13(1), 291-310. ISSN: 1578-5157
- Guan, K., Berry, J., Zhang, Y., Joiner, J., Guanter, L., Bradgley, G., Lobell, D. 2016. Improving the monitoring of crop productivity using spaceborne solar-induced fluorescence. *Global Change Biology*, 22, 716–726, doi: 10.1111/gcb.13136
- Meroni, M., Rossini, M., Guanter, L., Alonso, L., Rascher, U., Colombo, R., Moreno, J. 2009. Remote sensing of solar-induced chlorophyll fluorescence: Review of methods and applications. *Remote Sensing of Environment*, 113, 2037–2051
- Baker, N. 2016. Chlorophyll Fluorescence: A Probe of Photosynthesis In Vivo. *Annu. Rev. Plant Biol*, 59, 89–113
- Wang, H., Jia, G., Feng, J., Zhao, T., Ma, Z. 2010. Modeling Gross Primary Production by Integrating Satellite Data and Coordinated Flux Measurements in Arid and Semi-Arid China. *Atmospheric and oceanic science letters*, 3(1), 7–13
- Köhler, P., Frankenberg, C., Magney, T. S., Guanter, L., Joiner, J., & Landgraf, J. (2018). Global retrievals of solar-induced chlorophyll fluorescence with TROPOMI: First results and intersensor comparison to OCO-2. *Geophysical Research Letters*, 45, 10,456–10,463. <https://doi.org/10.1029/2018GL079031>
- Köhler, P., Behrenfeld, M. J., Landgraf, J., Joiner, J., Magney, T. S., & Frankenberg, C. (2020). Global retrievals of solar- induced chlorophyll fluorescence at red wavelengths with TROPOMI. *Geophysical Research Letters*, 47(15), e2020GL087541.
- Turner, A. J., Köhler, P., Magney, T. S., Frankenberg, C., Fung, I., & Cohen, R. C. (2020). A double peak in the seasonality of California's photosynthesis as observed from space. *Biogeosciences*, 17(2), 405–422. doi:10.5194/bg-17-405-2020
- Bai, Y., Liang, S., & Yuan, W. (2021). Estimating Global Gross Primary Production from Sun-Induced Chlorophyll Fluorescence Data and Auxiliary Information Using Machine Learning Methods. *Remote Sensing*, 13(5), 963.
- Li, X., & Xiao, J. (2019). A Global, 0.05-Degree Product of Solar-Induced Chlorophyll Fluorescence Derived from OCO-2, MODIS, and Reanalysis Data. *Remote Sensing*, 11(5), 517. doi:10.3390/rs11050517
- He, L., Magney, T., Dutta, D., Yin, Y., Köhler, P., Grossmann, K., Stutz, J., Dold, C., Harfield, J., Guan, K., Peng, B., Frankenberg, C. (2020). From the ground to space: Using solar- induced chlorophyll fluorescence to estimate crop productivity. *Geophysical Research Letters*, 47, e2020GL087474. <https://doi.org/10.1029/2020GL087474>
- Zhang, Z., Zhang, Y., Porcar-Castell, A., Joiner, J., Guanter, L., Yang, X., Migliavacca, M., Jia, W., Suni, Z., Chen, S., Martinih, D., Zhanga, Q., Lia, Z., Cleverly, J., Wang, H., Goulas, Y. (2020). Reduction of structural impacts and distinction of photosynthetic pathways in a global estimation of GPP from space-borne solar-induced chlorophyll fluorescence. *Remote Sensing of Environment*, 240, 111722. doi:10.1016/j.rse.2020.111722
- Kyrtzias, A. C., Skarlatos, D. P., Menexes, G. C., Vamvakousis, V. F., Katsiotis, A. 2017. Assessment of Vegetation Indices Derived by UAV Imagery for Durum Wheat Phenotyping under a Water Limited and Heat Stressed Mediterranean Environment. *Frontiers in Plant Science*, 8. doi:10.3389/fpls.2017.01114
- Liu, Q., Zhang, F., Chen, J., Li, Y. 2020. Water stress altered photosynthesis- vegetation index relationships for winter wheat. *Agronomy Journal*, 112.2944–2955 doi:10.1002/agj2.20256

## 5.7. Producción mensual de hojarasca en tres tipos de vegetación en Villaflores, Chiapas, México

Ruiz-Corzo Roldan<sup>1</sup>; Aryal-Deb R.<sup>2</sup>; Venegas-Sandoval Andrea<sup>1</sup>; Díaz-Nigenda Emmanuel<sup>1</sup> y Velázquez-Sanabria Carlos A.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Instituto de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático. Av 1a. Sur Pte No. 1460, Col. Centro, Caleras Maciel, CP. 29000 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

<sup>2</sup> CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas. Carretera Ocozocuatla-Villaflores, km 84.5, CP. 30470 Villaflores, Chiapas.

<sup>3</sup> Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agronómicas. Carretera Ocozocuatla-Villaflores, km 84.5, CP. 30470 Villaflores, Chiapas.

\* Autor para correspondencia: ruize.roldan@gmail.com

### Resumen

Los sistemas forestales proveen una amplia gama de servicios ecosistémicos; estos experimentan cambios por causas antropogénicas y naturales. Un ejemplo es la producción de hojarasca cuya dinámica forma parte importante del funcionamiento de ecosistemas forestales. El objetivo de este estudio fue analizar la dinámica mensual de producción de hojarasca en tres ecosistemas forestales en un gradiente de elevación. La cuantificación de la dinámica mensual de hojarasca se realizó de enero a julio 2022 en bosque de pino, encino y selva baja del Cerro Nambiyugua, Villaflores, Chiapas. En cada ecosistema se establecieron cuatro sitios de muestreo con un radio de 11.28 m. En cada ecosistema, se instalaron 16 trampas colectoras de 0.50 m<sup>2</sup> colocadas a un metro de altura del suelo. Para el secado de las muestras, se utilizaron bolsas de papel estraza y se colocaron en estufa a 60 °C durante 72 horas. Las mayores cargas de producción de hojarasca se obtuvieron en el mes de enero con  $1.38 \pm 0.19$  t ha<sup>-1</sup> en el ecosistema de pino. En el ecosistema de encino la mayor producción se obtuvo en el mes de marzo con  $1.15 \pm 0.25$  t ha<sup>-1</sup>; mientras que, en la selva baja se obtuvo la mayor producción en el mes de enero con  $1.05 \pm 0.28$  t ha<sup>-1</sup> con una tendencia en disminución al mes de junio  $0.14 \pm 0.04$  t ha<sup>-1</sup>. Los resultados del presente estudio pueden ser útiles en planificación de manejo de combustibles forestales para reducir los incendios y aumentar el almacenamiento de carbono.

**Palabras clave:** *Producción primaria; combustibles forestales; gradiente de elevación; ecosistemas forestales.*

### Abstract

Forest systems provide a wide range of ecosystem services; these systems undergo changes due to various anthropogenic and natural causes. An example is the production of litter whose dynamics form an important part of the functioning of forest ecosystems. The objective of this study was to analyze the monthly dynamics of litter production in three forest ecosystems at an elevation gradient. The quantification of the monthly litter production was carried out from January to July 2022 in the pine, oak and lowland tropical forests of Cerro Nambiyugua, Villaflores, Chiapas. In each ecosystem, four sampling sites with a radius of 11.28 m were established. We placed 16 litter collector traps of 0.50 m<sup>2</sup> at a height of one meter from the ground in each ecosystem. To dry the samples, brown paper bags were used and placed in an oven at 60 °C for 72 hours. The highest loads of litter production were obtained in the month of January with  $1.38 \pm 0.19$  t ha<sup>-1</sup> in the pine forest ecosystem. In the oak forest, the highest production was obtained in the month of March with  $1.15 \pm 0.25$  t ha<sup>-1</sup>; while, in the lowland tropical forests, the highest production was obtained in the month of January with  $1.05 \pm 0.28$  t ha<sup>-1</sup> with a

decreasing trend to the month of June,  $0.14 \pm 0.04 \text{ t ha}^{-1}$ . The results of this study could be useful in forest fuel management in order to reduce forest fires and enhance carbon storage.

**Key words:** *Primary production; forest fuels; elevation gradient; forest ecosystems.*

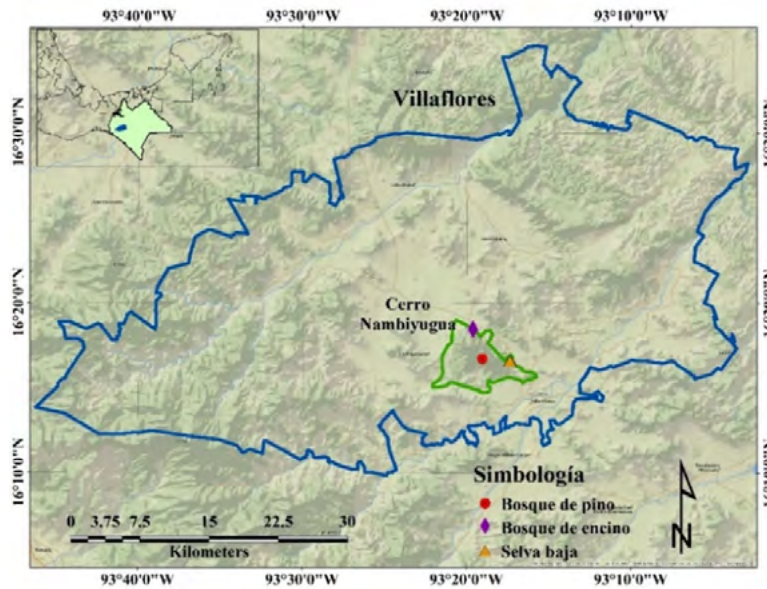
## Introducción

La hojarasca es una medida de la tasa de producción primaria neta de los ecosistemas forestales (EF), la cual está asociada con el almacenamiento de biomasa, la densidad de árboles y la apertura del dosel; pero es afectada por distintas variables ambientales como precipitación, temperatura, viento, relieve, elevación y fertilidad del suelo (López *et al.*, 2013). Asimismo, la acumulación de hojarasca y agrupaciones espaciales de partes de vegetación vivas y muertas, en todas sus variantes, forman parte integral de los biomas vegetales y por ello un componente fundamental de los EF, ya que son la fuente de energía para el desarrollo de incendios forestales, que influye, en el comportamiento del fuego y en su efecto, modulando su intensidad y severidad (Arellano *et al.*, 2017). La producción de hojarasca está determinada por mecanismos fisiológicos, variables ambientales, y tipo de ecosistema. Esta puede distribuirse de forma uniforme durante todo el año en los ecosistemas forestales perennes y en un periodo corto del año en ecosistemas caducifolios. Considerando que los ecosistemas forestales anualmente producen hojarasca, que se desprenden de las ramas causando acumulación sobre la superficie del suelo, reciclando y aumentando la carga, debe señalarse que determinar la dinámica de producción es fundamental para entender la función de estos sistemas (Ruiz-Corzo *et al.*, 2022). La dinámica de producción de hojarasca puede variar según la estructura y composición de especies de la vegetación y el tipo e intensidad de perturbación. Las variaciones temporales de la producción de hojarasca pueden diferir según el tipo de vegetación y las condiciones climáticas. Los cambios en la dinámica de producción de hojarasca pueden afectar la captura y el almacenamiento de carbono en estos ecosistemas (Aryal *et al.*, 2014). En relación a lo expuesto, el objetivo del estudio fue analizar la dinámica mensual de producción de hojarasca en tres ecosistemas forestales en un gradiente de elevación en el Cerro Nambiyugua, Villaflores, Chiapas.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El estudio se realizó en el Cerro Nambiyugua ubicado al noroeste de la cabecera municipal de Villaflores, Chiapas; para lo que se consideró un gradiente de elevación, entres EF a mencionar, bosque de pino (1010 msnm), bosque de encino (775 msnm) y selva baja tropical (670 msnm), (Figura 1). Las coordenadas geográficas del centro del Cerro son:  $16^{\circ} 16' 45.78''$  Norte,  $93^{\circ} 19' 32.79''$  Oeste (Cepeda *et al.*, 2010). Presenta una altitud máxima de 1,520 msnm y se caracteriza por rasgos topográficos muy accidentados, con cañadas, depresiones y elevaciones. Presenta climas que van desde el cálido subhúmedo con lluvias en verano por debajo de los 800 msnm, hasta el semi-cálido subhúmedo con lluvias en verano de los 800 a 1,520 msnm (CONANP, 2012). La vegetación predominante es pastizal cultivado, pastizal inducido, agricultura de temporal anual, bosque de pino, encino, pino-encino y selva baja caducifolia (INEGI, 2021).



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

Fuente: Elaboración propia con datos recopilados de INEGI (2021).

### *Colectas y cuantificaciones*

En total, se establecieron 12 sitios de muestreo con un radio de 11.28 m (cuatro en bosque de pino, cuatro en bosque de encino y cuatro en selva baja). En cada sitio se distribuyeron cuatro trampas colectoras de 0.50 m<sup>2</sup> consistentes en marcos circulares de poliductos de ½ pulgadas cubiertos de malla plástica fina de 1.0 mm que permitiera drenar el agua de lluvia, colocadas aproximadamente a un metro de altura del suelo; en total se instalaron 48 trampas colectoras. Las colectas se realizaron del mes de enero a julio de 2022.

Cada mes se retiró el material recolectado en bolsas con sus respectivos rótulos para su posterior procesamiento. Las muestras se colocaron en bolsas de papel estraza y se introdujeron en la estufa de secado a 60 °C durante 72 horas hasta llegar al peso constante. Luego se separó por hojas, ramas, flores y semillas (Figura 2).



**Figura 2.** Estructuras vegetales recolectadas en un gradiente de elevación, de tres ecosistemas forestales. a) hojas y acículas, b) ramas, c) flores y d) semillas.

La producción de hojarasca se obtuvo de acuerdo con la fórmula siguiente:

$$HO = \left( \frac{PS (g)}{A (m^2)} \right) \times 100$$

donde, *HO* es producción de hojarasca ( $t \text{ ha}^{-1}$ ), *PS* el peso seco en g y *A* el área de muestreo ( $0.50 \text{ m}^2$ ).

### Análisis de datos

Se analizó la información de producción de hojarasca y la suma total (hojas, flores, ramas y semillas), utilizando el análisis de varianza (ANOVA,  $p < 0.05$ ) de una vía para evaluar las diferencias significativas entre gradiente de elevación (tipo de vegetación) por mes. De igual manera, se evaluó las diferencias significativas entre los meses de muestreo en cada ecosistema forestal. Por último, se aplicó la prueba de Tukey ( $p < 0.05$ ) para verificar las comparaciones múltiples.

## Resultados y Discusión

La producción mensual de hojarasca mostró diferencias significativas entre ecosistemas, aunque no ocurrió en algunos meses (Figura 3). Asimismo, hubo diferencias significativas entre meses de colecta por cada ecosistema. La producción más alta se presentó en el mes de enero en los ecosistemas de pino y selva baja. En el ecosistema de encino la mayor producción se presentó en el mes de marzo, con  $1.08 \pm 0.25 \text{ t ha}^{-1}$ , mientras que la menor cantidad se encontró en el mes de julio con  $0.11 \pm 0.03 \text{ t ha}^{-1}$ . Para el caso del ecosistema de pino, la mayor producción de hojarasca se observó en los meses de enero y abril, con una media de  $1.34 \pm 0.19$  y  $0.74 \pm 0.13 \text{ t ha}^{-1}$  respectivamente. La menor cantidad se obtuvo en el mes de junio con  $0.09 \pm 0.02 \text{ t ha}^{-1}$  en este ecosistema. La selva baja alcanzó la mayor producción en el mes de enero con  $0.85 \pm 0.26 \text{ t ha}^{-1}$ , con una tendencia en disminución al mes de junio, en el cual se obtuvo una media de  $0.08 \pm 0.02 \text{ t ha}^{-1}$ . En promedio, la producción más alta se presentó en el mes de enero en los ecosistemas de pino y selva baja. Los valores encontrados de producción de hojarasca mensual en el ecosistema de pino y encino estudiados son altos y la selva baja su producción fue baja en comparación a lo reportado por López-Hernández *et al.* (2022) en bosque de pino-encino y matorral espinoso en el estado de Nuevo León, México, quienes reportaron  $0.55$  y  $0.48 \text{ t ha}^{-1}$  mensual, respectivamente; sin embargo, se coincide que del mes de enero a marzo es el período donde se obtienen los valores más altos de caída de hojarasca (Figura 3).

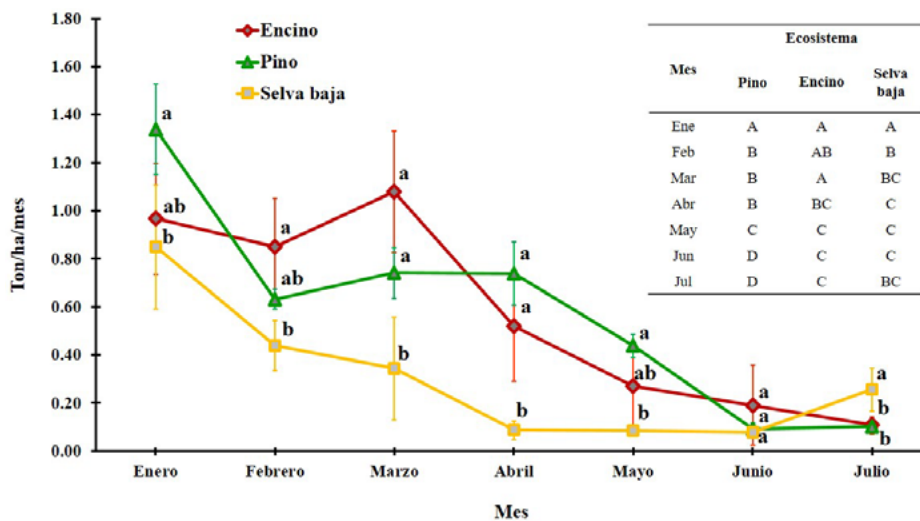


Figura 3. Producción mensual de hojarasca ( $t \text{ ha}^{-1}$ ) en tres ecosistemas forestales del Cerro Nambiyugua, Villaflores, Chiapas. Las barras de error indican los respectivos intervalos de confianza 95%. Las letras mayúsculas en el cuadro superior derecho indican diferencias significativas entre los meses de colecta por ecosistema y las letras minúsculas indican diferencias significativas entre ecosistema por mes.

Las producciones mensuales totales de combustibles forestales (hojas + ramas + flores + semillas) mostraron diferencias significativas entre meses de colecta por cada ecosistema, pero no sucedió en todos los meses. De igual manera, hubo diferencia significativa entre ecosistemas por cada mes de colecta pero no fue así para todos los meses (Cuadro 1). Consistente con el comportamiento de hojarasca, los valores más altos se obtuvieron en el ecosistema de pino y selva baja en el mes de enero, a su vez, la mayor producción en el ecosistema de encino se observó en el mes de marzo. Los valores más bajos se encontraron en los meses de julio en los ecosistemas de pino y encino, mientras que en la selva baja, fue en el mes de junio.

Los resultados de caídas de combustibles forestales indicaron una variación significativa entre los tres ecosistemas forestales estudiados. La mayor caída de hojarasca en los ecosistemas de estudio fue en la temporada de sequía, lo cual coincide con Martínez-Alonso *et al.* (2007) y López-Hernández *et al.* (2022) quienes señalan que el aumento de la temperatura, periodos de sequía, elevación, y fisiología de las hojas influyen en la producción de hojarasca en los ecosistemas forestales.

**Cuadro 1. Producción mensual de combustibles forestales (hojas + ramas + flores + semillas, t ha<sup>-1</sup>) en tres ecosistemas forestales del Cerro Nambiyugua, Villaflores, Chiapas. (Media ± intervalo de confianza de 95%). Las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre ecosistema por cada mes y las letras minúsculas indican diferencias significativas entre los meses de colecta de hojarasca en cada ecosistema.**

Mes	Ecosistemas forestales		
	Pino (t ha <sup>-1</sup> )	Encino (t ha <sup>-1</sup> )	Selva baja (t ha <sup>-1</sup> )
Enero	1.38 ± 0.19 <sup>A, a</sup>	1.03 ± 0.28 <sup>A, a</sup>	1.05 ± 0.28 <sup>A, a</sup>
Febrero	0.77 ± 0.10 <sup>A, b</sup>	0.97 ± 0.24 <sup>A, a</sup>	0.68 ± 0.34 <sup>A, ab</sup>
Marzo	0.85 ± 0.12 <sup>A, b</sup>	1.15 ± 0.25 <sup>AB, a</sup>	0.52 ± 0.35 <sup>B, b</sup>
Abril	1.07 ± 0.16 <sup>A, ab</sup>	0.73 ± 0.29 <sup>A, ab</sup>	0.28 ± 0.09 <sup>B, bc</sup>
Mayo	1.06 ± 0.13 <sup>A, b</sup>	0.59 ± 0.41 <sup>B, ab</sup>	0.17 ± 0.04 <sup>B, c</sup>
Junio	0.35 ± 0.17 <sup>A, c</sup>	0.37 ± 0.20 <sup>A, b</sup>	0.14 ± 0.04 <sup>A, c</sup>
Julio	0.26 ± 0.07 <sup>A, c</sup>	0.21 ± 0.10 <sup>A, b</sup>	0.32 ± 0.09 <sup>A, bc</sup>

Los valores encontrados de producción de hojarasca mensual en los ecosistemas estudiados, coinciden con lo reportado por Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) en bosque de encino, pino, pino-encino, pino-encino liquidámbar, parcelas bajo restauración forestal, en Chiapas, Mexico, quienes reportaron, mayor producción en el periodo enero-abril con un rango de 0.60 a 1.5 t ha<sup>-1</sup> por mes. En un estudio realizado por Aryal *et al.* (2015) en selvas tropicales semi-perennifolios, encontraron valores más altos durante febrero y marzo en el primer año y durante marzo a mayo en el segundo año. El patrón de producción de hojarasca del primer año de ese estudio es semejante con los resultados obtenidos en el presente estudio en el ecosistema de encino pero los picos de producción no coinciden con los otros ecosistemas forestales. Esto demuestra la necesidad de estudiar la producción de hojarasca a un largo plazo.

## Conclusiones

La producción de combustibles forestales fue diferentes entre los ecosistemas que representan los gradientes de elevación. Sumando de enero a julio, el ecosistema forestal de pino reportó mayor producción de hojarasca y la selva baja obtuvo la menor producción. Respecto a la variación mensual, la mayor producción de combustibles forestales totales se registró en el periodo enero-abril para el caso de

los tres ecosistemas. Los resultados del presente estudio pueden ser útiles en el manejo del paisaje (quemadas prescritas, extracción y/o transformación de combustibles forestales). Estos resultados pueden ser útiles en reciclaje de nutrientes y cuantificación de almacenamiento de carbono.

## Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor, con número de apoyo: 804577. Asimismo, se agradece al proyecto “Estrategias de mitigación de impactos ambientales del sector agropecuario en Chiapas” financiado por CONACYT (#381/2015). A las personas que apoyaron en recolección de muestras y trabajo de laboratorio.

## Literatura citada

- Arellano, S., J. A. Vega., A. D. Ruiz., A. Arellano., J. G. Álvarez., D. J. Vega y E. Pérez. 2017. Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado. Andavira. España. 248 p.
- Aryal, D. R., B. H. De Jong., S. Ochoa-Gaona., J. Mendoza-Vega y L. Esparza-Olguin. 2015. Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semi-evergreen tropical forests of SE Mexico. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 103(1): 45-60.
- Aryal, D. R., B. H. De Jong., S. Ochoa-Gaona., L. Esparza-Olguin and J. Mendoza-Vega. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment* 195:220-230.
- Cepeda G.M.F., C. Lasch, J.O. Núñez, M. Morales y J. González (compiladores). 2010. Planeación para la Conservación del Cerro Nambiyugua: Un Esfuerzo Conjunto para su Protección. The Nature Conservancy, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Servicio Forestal de los EE. UU. A. Mérida, Yucatán, México. 68 p.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2012. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Área de Protección de Flora y Fauna “Cerro Nambiyugua”, en el Estado de Chiapas, México. 68 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2021. División política municipal, 1:250000, Marco Geoestadístico. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Consulta: agosto 26, 2022).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2021. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII (continuo nacional). México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. (Consulta: agosto 17, 2022).
- López-Hernández, J. M., H. González-Rodríguez., Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza., A. E. Estrada-Castillón., N. L. Contreras-Guajardo y J. I. del Valle-Arango. 2022 Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en diferentes comunidades vegetales del Noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 9(1): e2891. DOI:10.19136/era.a9n1.2891.
- López-Hernández, J. M., H. González-Rodríguez., R. G. Ramírez-Lozano., I. Cantú-Silva., M. V. Gómez-Meza., M. Pando-Moreno y A. E. Estrada-Castillón. 2013. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35: 41-64.
- Martínez-Alonso C., F. Valladares-Ros., J. J. Camarero, M. López-Arias., M. Serrano y J. A. Rodríguez. 2007. The uncoupling of secondary growth, cone and litter production by intradecadal climatic variability in a mediterranean Scots pine forest. *Forest Ecology and Management* 253: 19-29.
- Rocha-Loredo, A. G., y N. Ramírez-Marcial. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 84: 1-12.
- Ruiz-Corzo, R., D. R. Aryal., A. Venegas-Sandoval., D. O. Jerez-Ramírez., K. S. Fernández-Zúñiga., S. López-Cruz., J. C. López-Hernández., B. Peña-Alvarez y C. A. Velázquez-Sanabria. 2022. Dinámica temporal de combustibles forestales y efecto del incendio en Cerro Nambiyugua, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 9(2): e3253. DOI: 10.19136/era.a9n2.325.



## 5.8. Cuantificación de acervos de carbono contenidos en bosques de la región Cofre de Perote, Veracruz

León-Mateos María L.<sup>1</sup> y Mendoza-Marín Julio C.<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup> Coordinación bosques y agua. SENDAS A.C. Camino a San Antonio Hidalgo, número 3, localidad de Rancho Viejo, municipio de Tlalnahuayocan, Veracruz, C.P. 91230.

<sup>2</sup> Vinculación y comunicación, agenda agua. SENDAS A.C. Camino a San Antonio Hidalgo, número 3, localidad de Rancho Viejo, municipio de Tlalnahuayocan, Veracruz, C.P. 91230.

\* Autor para correspondencia: jmendozam\_@hotmail.com

### Resumen

Los resultados que se exponen derivan del trabajo en conjunto entre la asociación civil SENDAS y ocho sitios ubicados en la región circundante al Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz. Esta iniciativa atiende a las reglas y métodos establecidos en el Protocolo Forestal para México (PFM), en su versión 2.0, diseñado por la Reserva de Acción Climática, cuyo enfoque de cuantificación se centra en la captura de carbono aéreo. Si bien el instrumento tiene varios elementos que aluden a cuestiones administrativas, económicas y sociales, el contenido de las siguientes páginas se centra en los datos que emanan de inventarios forestales y del análisis de los datos recabados a partir de ecuaciones alométricas que alberga el programa calkbosk, esto con el fin de calcular el tonelaje de carbono retenido en los árboles, al tiempo de hacer proyecciones futuras sobre el potencial de captura de las áreas de interés. Así mismo, tales hallazgos se toman como punto de partida para, por un lado, discutir las vicisitudes que giran en torno a la cuantificación de acervos de C, puesto que las condiciones relacionadas con el clima, tipo de vegetación, altitud y ubicación geográfica influyeron en el aprovechamiento forestal; y por otro, se presenta, grosso modo, parte del inventario forestal presente en cada área de estudio.

**Palabras clave:** *Protocolo Forestal para México; programa calkbosk; captura de carbono forestal.*

### Abstract

The results presented here derive from the joint work between the civil association SENDAS and eight sites located in the region surrounding the Cofre de Perote National Park, Veracruz. This initiative follows the rules and methods established in the Forestry Protocol for Mexico (PFM), version 2.0, designed by the Climate Action Reserve, whose quantification approach focuses on aerial carbon sequestration. Although the instrument has several elements that allude to administrative, economic and social issues, the content of the following pages focuses on data from forest inventories and the analysis of data collected from allometric equations hosted by the calkbosk program, in order to calculate the tonnage of carbon sequestered in trees, while making future projections on the sequestration potential of the areas of interest. Likewise, such findings are taken as a starting point to discuss the vicissitudes surrounding the quantification of C stocks, since conditions related to climate, vegetation type, altitude and geographic location influenced forest harvesting; and on the other hand, part of the forest inventory present in each study area is presented.

**Key words:** *Forestry Protocol for Mexico; calkbosk program; forest carbon sequestration.*

## Introducción

En los últimos años el manejo forestal se ha erigido desde visiones ecosistémicas, sociales, culturales, económicas, político-administrativas, e inclusive, paisajísticas; posturas que, por un lado, buscan subsanar la degradación ambiental en sus diferentes escalas, y por otro, pretenden obtener un rendimiento sustentable de todos los recursos y servicios que proporcionan los bosques (Aguirre, 2015).

No obstante, la experiencia en campo en el área de cobertura de interés permite señalar que en la práctica muchos de los planes de manejo propuestos por los desarrolladores de proyectos se centran solo en el aprovechamiento maderable, ya que este tipo de actividad representa para los locatarios un ingreso económico inmediato.

Ante este panorama, los trabajos previos que la asociación civil SENDAS ha venido realizando en ocho sitios circundantes al Parque Nacional Cofre de Perote son sumamente importantes, ya que al ejecutar las normas que la Reserva de Acción Climática (CAR por sus siglas en inglés) estableció en el Protocolo Forestal para México, en su versión 2.0, permitió que las y los dueños de bosques se percataran de que las iniciativas enfocadas en la captura de carbono son una alternativa para la diversificación económica, además de que la integridad de sus recursos naturales no se ve comprometida.

En este sentido, el objetivo de la investigación consiste en exponer los resultados obtenidos por área de trabajo en materia de captura de carbono, su proyección a futuro y las especies más representativas de cada inventario forestal. Paralelamente, se expone cómo algunas condiciones relacionadas al clima, tipo de vegetación, altitud y ubicación geográfica influyen en este tipo de aprovechamiento forestal.

## Materiales y Métodos

### *Área de cobertura del proyecto*

De manera individual, los ocho sitios circundantes al Parque Nacional Cofre de Perote presentan las siguientes características, concernientes a: tipo de propiedad y nombre, municipio de pertenencia, abreviatura de correspondencia y periodo de permanencia en el PFM; esto es, Predio Las Piedras, Acajete, (PP), 2019-2024; ejido San Pedro Buenavista, Acajete, (SPBV), 2019-2024; ejido Agua de Los Pescados, Perote, (EALP), 2019-2024; ejido La Libertad, Perote, (LL), 2019-2024; ejido Sierra de Agua, Perote, (SA), 2019-2024; ejido Coatitila, Xico, (C), 2019-2024; ejido Tonalaco, Xico, (T), 2020-2025 y; ejido Las Vigas, Las Vigas de Ramírez, (LV), 2020-2025. En la Figura 1 se encuentran ubicados cada uno de los lugares señalados.



Figura 1. Localización del área de estudio.

En la Cuadro 1 se apuntan algunas características generales de los bosques que son de interés para este proyecto.

**Cuadro 1. Vegetación, altitud y unidades climáticas de los 8 sitios del proyecto**

Clave	Superficie ha	Vegetación	Altitud	Unidades climáticas
PP	35	Vegetación secundaria de Pino Encino	2700-2900	Templado húmedo C(fm)
SPBV	57	Vegetación secundaria de Pino Encino	2400-2700	Templado húmedo C(fm)
EALP	76	Vegetación secundaria de Pino Encino	2950-3000	Frío C(E)(m)
LL	344	Bosque de Pino	2700-3000	Templado subhúmedo C(w1) (w), Templado subhúmedo C(w0) (w), Semifrío subhúmedo C(E)(W2)(w)
SA	370	Bosque de Pino	2400-2600	Templado subhúmedo C(w2), Templado subhúmedo C(w1) (w)
C	130	Bosque de Pino y Bosque de Oyamel	2500-3000	Frío C(E)(m)
T	282	Bosque de Pino	2400-3000	Templado húmedo C(m), Semifrío subhúmedo C(E)(W2) (w)
LV	1809	Bosque de Pino y Vegetación Secundaria de Pino Encino	2400-3000	Templado húmedo C(m), Templado húmedo C(fm), Semifrío subhúmedo C(E)(W2) (w), Templado subhúmedo C(w2)

### *Proceso metodológico*

En lo que compete al trabajo de campo, se establecieron rejillas de 25 x 25 m sobre el total de superficie que cada sitio registró en el programa, en cada una de las intersecciones se geoposicionó una parcela de muestreo, posteriormente, estos datos fueron almacenados en el sistema calkbosk y de manera aleatoria se escogieron 100 parcelas por cada lugar. Tal porcentaje de muestra se estableció considerando dos referentes: i) si las unidades albergaban plantaciones forestales o bosques naturales, dado que la homogeneidad o heterogeneidad de éstas en cuanto a especies, densidad y edades determinaron la intensidad de los inventarios y; ii) el error estándar que se manejó osciló entre  $\pm 8\%$  y  $\pm 13\%$ , puesto que se recurrió al uso de la regla de agregación del PFM 2.0, la cual indica que el error estándar permitido de  $\pm 5\%$  puede aumentar un 1 % por cada ejido o predio agregado al mismo grupo.

Para realizar los inventarios, en las intersecciones de las parcelas seleccionadas se delimitaron dos círculos concéntricos: en el primero, con un radio de 5.64 m (círculo pequeño), se midieron todos los árboles que tuvieron un diámetro a la altura del pecho (DAP) entre los 5 cm y 29.9 cm; mientras que, en el segundo, con un radio de 11.28 m (círculo grande), incluyendo al círculo pequeño, se midieron todos los árboles mayores a los 30 cm de DAP.

Paralelamente se observaron otros elementos como: especie del individuo, medición de altura total y de altura de copa con clinómetro electrónico Haglöf, vigor del árbol (con valores de 1-dominante, 2-codominante, 3-suprimido, 4-muerto en pie y 5-muerto en estado de putrefacción), porcentaje de defectos de copa por cada tercio del árbol (alto, medio y bajo) e incremento radial en los últimos 5 años.

Sobre el elemento que antecede es importante señalar que para su valoración se seleccionaron dos árboles de cada parcela, con vigores 1 y 3; posteriormente, con ayuda de un taladro de Pressler se extrajeron muestras y se midieron los últimos cinco anillos a fin de medir el crecimiento en milímetros durante los últimos cinco años.

No menos importante, hay que mencionar que con la intención de fortalecer las capacidades comunitarias en torno al manejo forestal y fomentar el empleo, mediante talleres impartidos a lo largo de



una semana se capacitaron de dos a tres brigadas por sitio, (cada una integrada por tres personas), en el uso del equipo de medición arbórea y en la aplicación de la metodología del levantamiento del inventario forestal; ejercicio que ya en su aplicación en campo llevó un aproximado de 30 días en cada lugar.

El procedimiento que ocupó el sistema para realizar los cálculos referentes a las toneladas de CO<sub>2</sub> e para los predios se describen a continuación (Cuadro 2):

**Cuadro 2. Cálculo de toneladas de CO<sub>2</sub> e para los predios.**

Descripción	Procesos requeridos
Calcular los metros <sup>3</sup> del volumen y biomasa (g) en cada árbol	Calck bosk calcula la biomasa directamente de las variables ingresadas, generalmente el diámetro y altura, del inventario forestal. Para ello utiliza ecuaciones registradas por CAR para cada especie.
Convertir la biomasa a toneladas de CO <sub>2</sub> e	Los estimados de biomasa se convierten a toneladas de CO <sub>2</sub> al dividir la biomasa entre 1000 y multiplicando el resultado por 0.5 (para convertir el valor a carbono) y posteriormente multiplicando por 3.67 (para convertir el valor a CO <sub>2</sub> e). El resultado está dado en toneladas de CO <sub>2</sub> e por árbol.
Ajustar las toneladas de CO <sub>2</sub> e derivado de defectos de copa	Defecto bajo 33%
	Defecto medio 33%
	Defecto alto 33%
	Suma defecto
Ajustar el estimado de CO <sub>2</sub> e para árboles muertos y en decadencia	CO <sub>2</sub> e ajustado
	Los árboles muertos (vigor 4) se multiplican por 0.5 y los árboles en decadencia (vigor 5) se multiplican por 0.75 para cuantificar la descomposición que impacta a la densidad de la madera. Todos los otros árboles permanecen iguales.
Expandir las toneladas de CO <sub>2</sub> e en cada árbol a una hectárea	60% x toneladas de CO <sub>2</sub> en el árbol bruto x% defecto
	30% x toneladas de CO <sub>2</sub> en el árbol bruto x % defecto
	10% x toneladas de CO <sub>2</sub> e en el árbol bruto x % defecto
Calcular el promedio de las toneladas de CO <sub>2</sub> e para el predio	Suma de las toneladas de CO <sub>2</sub> e para cada paso mencionado arriba
	Toneladas de CO <sub>2</sub> e - Suma defecto
	Los árboles muertos (vigor 4) se multiplican por 0.5 y los árboles en decadencia (vigor 5) se multiplican por 0.75 para cuantificar la descomposición que impacta a la densidad de la madera. Todos los otros árboles permanecen iguales.
Calcular las toneladas de CO <sub>2</sub> e totales en el predio	Multiplicar las toneladas de CO <sub>2</sub> e de cada árbol por el porcentaje requerido para representar el estimado por ha:
	25 x toneladas de CO <sub>2</sub> e para árboles en el radio de 1/25 de hectárea (circulo pequeño, 5.64m)
	100 x toneladas de CO <sub>2</sub> e para árboles en el radio de 1/100 de hectárea (circulo grande, 11.28m)
Calcular el promedio de las toneladas de CO <sub>2</sub> e para el predio	Suma de los estimados de CO <sub>2</sub> e de cada parcela y dividir por el número de parcelas en el predio
Calcular las toneladas de CO <sub>2</sub> e totales en el predio	Multiplicar el promedio del estimado de toneladas de CO <sub>2</sub> e por las hectáreas participantes

Tomado del PFM 2.0.

## Resultados y Discusión

En la Figura 2 se puede apreciar que los ejidos SPBV y C presentaron un mayor contenido de CO<sub>2</sub>e/ha para la línea base, mientras que el predio PP y los ejidos LL y SA tuvieron el menor. Sin embargo, al analizar la captura de C anual los ejidos con menor rendimiento son SA, LV y T.

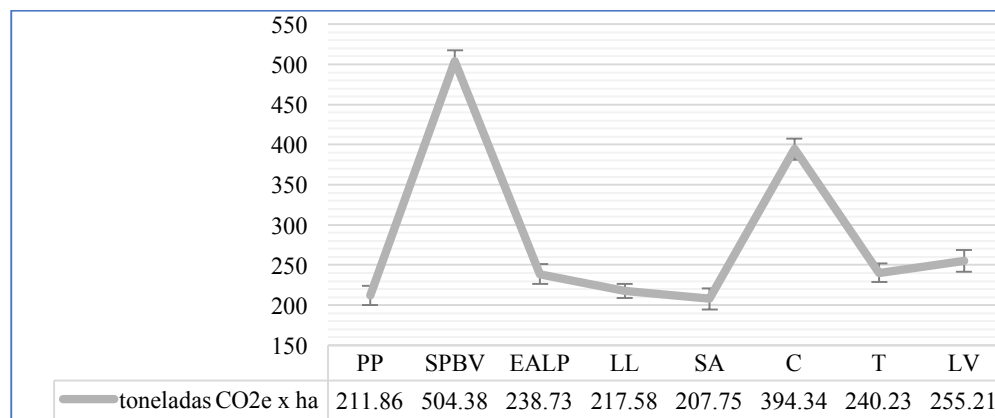


Figura 2. Línea base de CO<sub>2</sub>e fijado en 8 sitios circundantes al Parque Nacional Cofre de Perote.

A raíz de lo dicho, se exponen algunas singularidades de los sitios que presentaron los rendimientos más altos y bajos; en este sentido, en el lado izquierdo de la Figura 3 se ubican las toneladas anuales por ha. de CO<sub>2</sub>e de cada sitio, esto partiendo de la línea base (Año 0). Es de destacar que cinco de los ocho lugares fijaron de manera anual entre 12 y 32 t/ha, mientras que PP, SPBV y C albergaron 37 y 81 t/ha respectivamente. Tales diferencias encontradas derivaron de que estos últimos reciben una mayor humedad dada su ubicación geográfica (lado oriental del Cofre de Perote); en su composición de especies tiene una importante población de *P. patula*, considerada de rápido crecimiento (Guillespie, 1992); los aprovechamientos maderables que se han realizado en SPBV y C son relativamente recientes – alrededor de una década –, mientras que el PP es el único sitio que no se encuentra bajo aprovechamiento forestal y por lo tanto presenta la mayor densidad con un promedio de 2001 árboles por ha. SPBV y C presentan el mayor número de especies, 21 y 22 respectivamente, entre ellas de coníferas y latifolias.

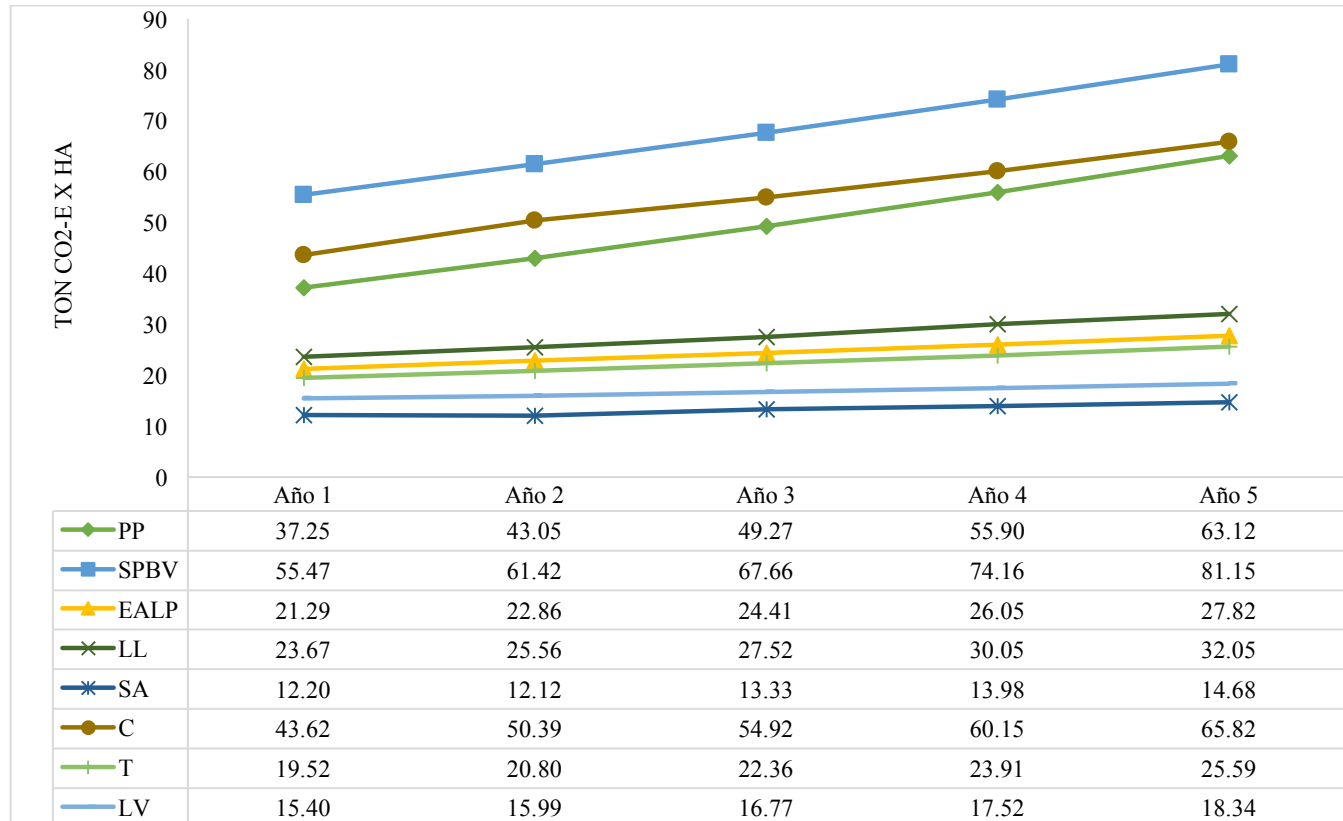


Figura 3. Toneladas de carbón capturadas por años.

Caso contrario son SA y LV, ejidos con la menor cantidad de carbono capturado anualmente, el primero está ubicado hacia el Valle del Cofre de Perote y recibe menor humedad (independientemente de su clima templado subhúmedo); sumado el hecho de que ambos cuentan con especies de pino de crecimiento medio (Quiñonez *et al.*, 2015), como *P. teocote*, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus*. Por su parte, LV si bien tiene una buena productividad, es de destacar que pese a detentar la mayor superficie registrada en el programa, su densidad de árboles es la más baja con 791 árboles promedio/ha, hecho ocasionado (de acuerdo con lo observado en campo), por los aprovechamientos forestales que han mermado los bosques durante 25 años y por la fragmentación que han causado las áreas de cultivos cercanas a los bosques.

A grandes rasgos, en la figura 4 se puede observar la composición de especies de cada área de estudio.

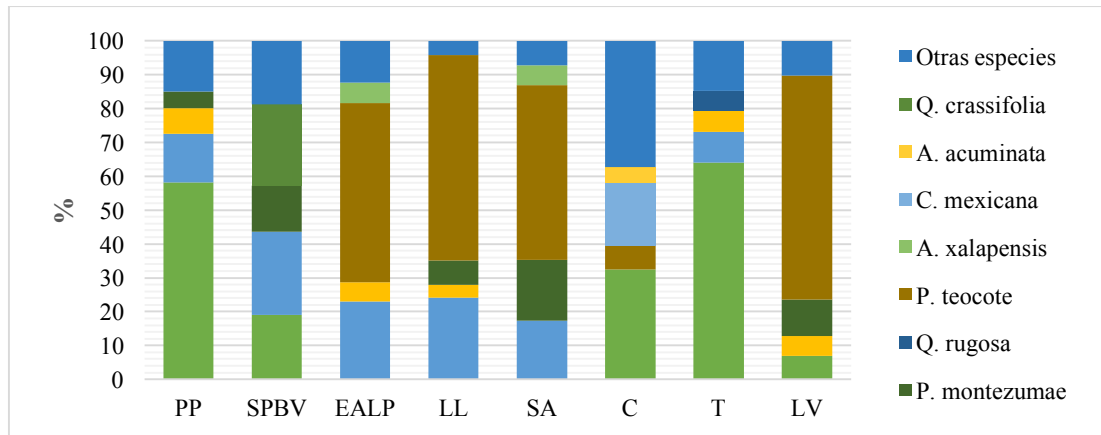


Figura 4. Especies registradas en los inventarios forestales.

## Conclusiones

Cada uno de los sitios circundantes al Parque Nacional Cofre de Perote que fueron objeto de estudio presentan condiciones específicas relacionadas al clima, tipo de vegetación, altitud y ubicación geográfica que logran determinar la cantidad de carbono que ha de ser fijado. No obstante, un elemento importante a desarrollar en futuras investigaciones será el sociocultural, ya que la región cuenta con un vasto registro histórico y de experiencias en primera persona que ayudarían a comprender mejor los procesos y contextos en los que se han dado los aprovechamientos forestales; en consecuencia, estos relatos podrían nutrir futuros planes de manejo.

## Agradecimientos

A todas las personas dueñas de bosques que participan en este programa, a todos los integrantes que conformaron las brigadas comunitarias a la Reserva de Acción Climática.

## Literatura citada

- Aguirre, O. 2015. Manejo forestal en el siglo XXI. *Madera y Bosques* 21:17-18.
- CAR (Reserva de Acción Climática). 2020. Protocolo Forestal para México versión 2.0. Errata y clasificaciones. México. [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2020/08/Mexico\\_Forest\\_Protocol\\_V2.0\\_Espanol\\_Package\\_080420.pdf](https://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2020/08/Mexico_Forest_Protocol_V2.0_Espanol_Package_080420.pdf) (consulta: junio 27, 2022).
- Gillespie, J. 1992. *Pinus patula* Schiede and Deppe. Patula pine. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Quiñonez, J.; H. M. De los Santos y J. G. Álvarez. 2015. Crecimiento en diámetro normal para *Pinus* en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6:
- Taylor, N. 2016. Estructura y composición de bosques en paisajes manejados de Los Altos de Chiapas. Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur. 44 p.

## 5.9. Cambios en la composición florística en el Desierto Chihuahuense bajo diferentes escenarios de cambio climático

Cab-Sulub Leticia<sup>1</sup>; López-Vázquez Víctor H<sup>1</sup>; Díaz-Chavero Eleazar<sup>1</sup>; Rodríguez-Moreno Víctor M.<sup>2</sup>; Alfaro-Reyna Teresa<sup>1</sup> y Delgado-Balbuena Josué<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Agricultura Familiar. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Km 8.5, Carretera Lagos de Moreno – Ojuelos de Jalisco, Ojuelos de Jalisco, Jalisco. 47563

<sup>2</sup> Campo Experimental Pabellón- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Carretera Aguascalientes-Zacatecas km 32.5, Pabellón de Arteaga, Aguascalientes. 20670.

\* Autor para correspondencia: delgado.josue@inifap.gob.mx

### Resumen

El Desierto Chihuahuense (DC) es un ecosistema con características biológicas y ecológicas únicas; los tipos de vegetación predominantes son los pastizales y matorrales. Los pastizales (con ruta metabólica C<sub>4</sub>) son considerados importantes sumideros de carbono al moderar el CO<sub>2</sub> liberado a la atmósfera, además poseen gran resistencia a condiciones de aridez y a altas temperaturas. Por su parte, los matorrales (con ruta metabólica C<sub>3</sub>) son menos eficientes en el uso del agua y absorción de CO<sub>2</sub>. En la actualidad existe una tendencia hacia el incremento de productividad en las zonas áridas a nivel global, una de las hipótesis para este incremento es la expansión de especies arbustivas y el reemplazo de pastizales por matorrales, por lo que este trabajo investiga cual es el riesgo de cambio en la composición de especies bajo diferentes escenarios de cambio climático. En este sentido se realizaron modelos de nicho ecológico de seis especies características de los pastizales y matorrales del DC y se proyectaron a escenarios climáticos futuros. Los modelos sugieren que en el futuro la disponibilidad climática para las especies de matorrales aumenta y para las especies de pastizales la idoneidad climática disminuye. Los escenarios de cambio climático estiman alteraciones en la precipitación y temperatura, por lo que se puede prever cambios en la composición florística del DC. Sin embargo, los factores antropogénicos, como el cambio de uso de suelo, sobrepastoreo y supresión de fuego también son relevantes en la composición vegetal del Desierto Chihuahuense.

**Palabras clave:** *cambios en la vegetación; modelos de nicho ecológico, plantas C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub>*

### Abstract

The Chihuahuan Desert (DC) is an ecosystem with unique biological and ecological characteristics; the predominant types of vegetation are grasslands and shrublands. Grasslands (with C<sub>4</sub> metabolic pathway) are considered important carbon sinks by moderating the CO<sub>2</sub> released into the atmosphere, they also have great resistance to both arid conditions and high temperatures. On the other hand, shrublands (with metabolic path C<sub>3</sub>) are less efficient in the water use and CO<sub>2</sub> uptake. Currently, there is a trend towards increased productivity in arid areas globally, one of the hypotheses for this increase is the expansion of shrub species and the replacement of grasslands by shrublands, so this work investigates what is the risk of change in species composition under different climate change scenarios. In this sense, we created ecological niche models for six characteristic species of grasslands and scrublands of DC and they were projected to future climate scenarios. The models suggest that in the future the climatic suitability for shrubland species increases and decrease for grassland species. Climate change scenarios estimate changes in precipitation and temperature, so changes in the floristic composition of DC can be anticipated. However, anthropogenic factors, such as changes in land use, overgrazing and fire suppression are also relevant in the vegetal composition of the Chihuahuan Desert.

**Key words:** *changes in vegetation; ecological niche models, C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> plants*

## Introducción

El Desierto Chihuahuense (DC) se extiende desde el centro y norte de México hasta el suroeste de Estados Unidos (Morrone *et al.*, 2022). La vegetación en el DC se puede clasificar en pastizales y matorrales. Los pastizales semiáridos se constituyen principalmente de especies del género *Bouteloua* y *Aristida*. Los matorrales se clasifican en tres principales tipos: matorral desértico micrófilo (MDM), matorral desértico rosetófilo (MDR) y el matorral desértico crassicaule (MDC); algunas de las especies más representativas se incluyen en los géneros *Larrea*, *Jatropha*, *Agave*, *Mammillaria* y *Opuntia* (Granados-Sánchez *et al.*, 2011).

Los principales servicios ambientales que brindan los pastizales son la producción de forraje (base fundamental en actividades pecuarias), captura de agua y captura y almacenamiento de carbono (Turnbull *et al.*, 2010). Estudios recientes reportan algunos cambios en su composición florística y la aparición de gramíneas exóticas y matorrales, donde antes se encontraban gramíneas nativas (Jurado – Guerra *et al.*, 2021). Las problemáticas que enfrentan los pastizales son, principalmente, por el cambio climático, el sobrepastoreo, invasión de especies y cambio de uso de suelo. La poca humedad y altas temperaturas en las zonas áridas también son limitantes para la germinación y establecimiento de las gramíneas (Munson *et al.*, 2013). Sin embargo, las plantas con ruta metabólica C<sub>4</sub>, como las especies de pastizales, tienen mayores tasas de asimilación cuando son sometidas a elevadas temperaturas, (Christin y Osborne, 2014; Lara y Andreo, 2011); lo que podría otorgarles una ventaja a los pastizales sobre los matorrales, ante escenarios de cambio climático.

El IPCC (por sus siglas en inglés: Intergovernmental Panel on Climate Change) proyecta un aumento en la temperatura de hasta 3° C y la reducción de la precipitación del 20% en el Desierto Chihuahuense para el 2100 (Geneva, 2013). Esto traerá como consecuencia que muchas especies de plantas cambien sus patrones de crecimiento e incluso su distribución (Bakkenes *et al.*, 2002). En los últimos años, se ha detectado un aumento en los índices de vegetación y productividad, a través de imágenes de satélite, en las zonas áridas del mundo (Ahlström *et al.*, 2015; Fensholt *et al.*, 2012). La hipótesis para este incremento es la expansión de especies arbustivas y el reemplazo de pastizales por matorrales. En este sentido, el objetivo principal de este trabajo fue evaluar la sensibilidad climática de especies de pastizales y matorrales del Desierto Chihuahuense.

## Materiales y Métodos

Área de estudio: el Desierto Chihuahuense es el más grande de Norteamérica y es un territorio compartido entre México y Estados Unidos que se extiende a lo largo de aproximadamente 622,446 km<sup>2</sup>. Los límites oeste y este está delimitado por los sistemas montañosos más grandes de México: la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental; los límites norte y sur aún es tema de debate, sin embargo, diferentes autores marcan estos límites de acuerdo con la distribución de la flora y fauna y al clima (Hernández *et al.*, 2004; Morrone *et al.*, 2022; Schmidt, 1986). Para evaluar el riesgo del reemplazo de especies de pastizales por los matorrales por cambio climático se realizaron modelos de nicho ecológico y se proyectaron escenarios de cambio climático con diferentes concentraciones de CO<sub>2</sub> y modelos de circulación global (GCM, por sus siglas en inglés). Se seleccionaron seis especies para crear los modelos, tres especies de gramíneas (*Aristida divaricata*, *Bouteloua gracilis* y *Eragostris mexicana*) y tres especies de matorrales (*Larrea tridentata*, *Jatropha dioica* y *Opuntia engelmannii*).

Los modelos de nicho ecológico identifican áreas con idoneidad climática a través de relacionar las localidades conocidas (registros de presencia) y variables ambientales (Soberón y Nakamura, 2009). Los registros de presencia se obtuvieron de la base de datos de acceso libre GBIF (Global Biodiversity Information Facility; <https://www.gbif.org/>). Las variables ambientales se obtuvieron de la plataforma



de Worldclim, que tiene disponible 19 variables derivadas de la precipitación y temperatura (Fick y Hijmans, 2017; <https://www.worldclim.org/>). En Worldclim también se obtuvieron los escenarios de cambio climático, se utilizaron dos modelos de circulación global: CCSM4 (Vertenstein *et al.*, 2016) y HadGEM2-ES (Jones *et al.*, 2011), dos trayectorias de concentración representativas de CO<sub>2</sub> (RCP, por sus siglas en inglés): RCP 2.6 y RCP 8.5 para los años 2050 y 2070, para tener un total de 24 escenarios. Estos escenarios representan los escenarios de cambio climático más optimistas y pesimistas.

Previo a la creación de los modelos de nicho se realizó el tratamiento de los registros de presencia y las variables ambientales. Para reducir sesgos de muestreo se aplicaron filtros a los registros obtenidos. Primero, se eliminaron aquellos registros sin información adicional para revisar la localidad y posteriormente, se asignó una distancia mínima (1 km) entre registros. En cuanto a las variables ambientales se seleccionaron dos subconjuntos para evaluar su ajuste al modelo. La selección de los subconjuntos se basó en variables que tuvieran  $r < 0.80$  para reducir el riesgo de correlación y colinealidad (Dormann *et al.*, 2013).

Los modelos de nicho y proyecciones a escenarios de cambio climático se construyeron con algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt; Phillips *et al.*, 2006) a través de R (R Development Core Team, 2022). Con el fin de evaluar el rendimiento y controlar la complejidad de los modelos se crearon 745 modelos candidatos, para cada especie, usando diferentes clases («feature class») y multiplicador de regularización («regularization multiplier»). Los modelos finales fueron seleccionados con base en su buen ajuste (tasa de omisión  $< 10\%$ ; Peterson *et al.*, 2011), el valor más bajo de AIC (Akaike's Information Criterion) y el ROC  $< 0.05$  (Peterson *et al.*, 2011).

Los modelos finales fueron proyectados a los diferentes escenarios de cambio climático, antes mencionados. Los modelos de cada escenario de cambio climático fueron reclasificados usando como umbral de corte el «10 percentile training presence» (Araujo y Peterson, 2012) y posteriormente se cuantificó el cambio en la distribución geográfica entre el escenario actual y los escenarios futuros mediante la ecuación 1, que mide la contracción o expansión potenciales de las áreas (Medina *et al.*, 2020).

$$RSV = (nf - np) / np * 100 \quad (1)$$

Donde *RSV* es el «range size variation», *n* es el número de píxeles, *p* indica el escenario presente y *f* indica el escenario futuro de cambio climático. Los procesos descritos con anterioridad se realizaron para cada especie. Los detalles metodológicos pueden ser consultados en [https://github.com/Leticia9/ENM\\_DC.git](https://github.com/Leticia9/ENM_DC.git).

## Resultados y Discusión

Un total de 4,352 registros se obtuvieron para *Aristida divaricata* (197), *Bouteloua gracilis* (770) y *Eragrostis mexicana* (304), *Larrea tridentata* (570), *Jatropha dioica* (1,475) y *Opuntia engelmannii* (1,036). La sensibilidad climática, estimada a través de la pérdida o ganancia de zonas con idoneidad climática, fue distinta para cada especie y escenario climático. No obstante, se encontró un patrón de posible extensión para las especies de matorrales y de reducción de idoneidad climática para las especies de pastizales (Figura 1).

Las tres especies de pastizales muestran reducción en la idoneidad climática para el 2050 y 2070. En particular, las proyecciones para *Eragrostis mexicana* sugieren pocas áreas idóneas con las proyecciones de cambio climático optimista (RCP 2.6) y un área menor para el escenario de cambio climático pesimista (RCP 8.5; Figura 1, 2). Por su parte, las proyecciones para las especies de matorrales *Larrea tridentata* y *Opuntia engelmannii* sugieren que prácticamente toda el área del DC tendrá idoneidad climática para su establecimiento (Figura 1, 2).

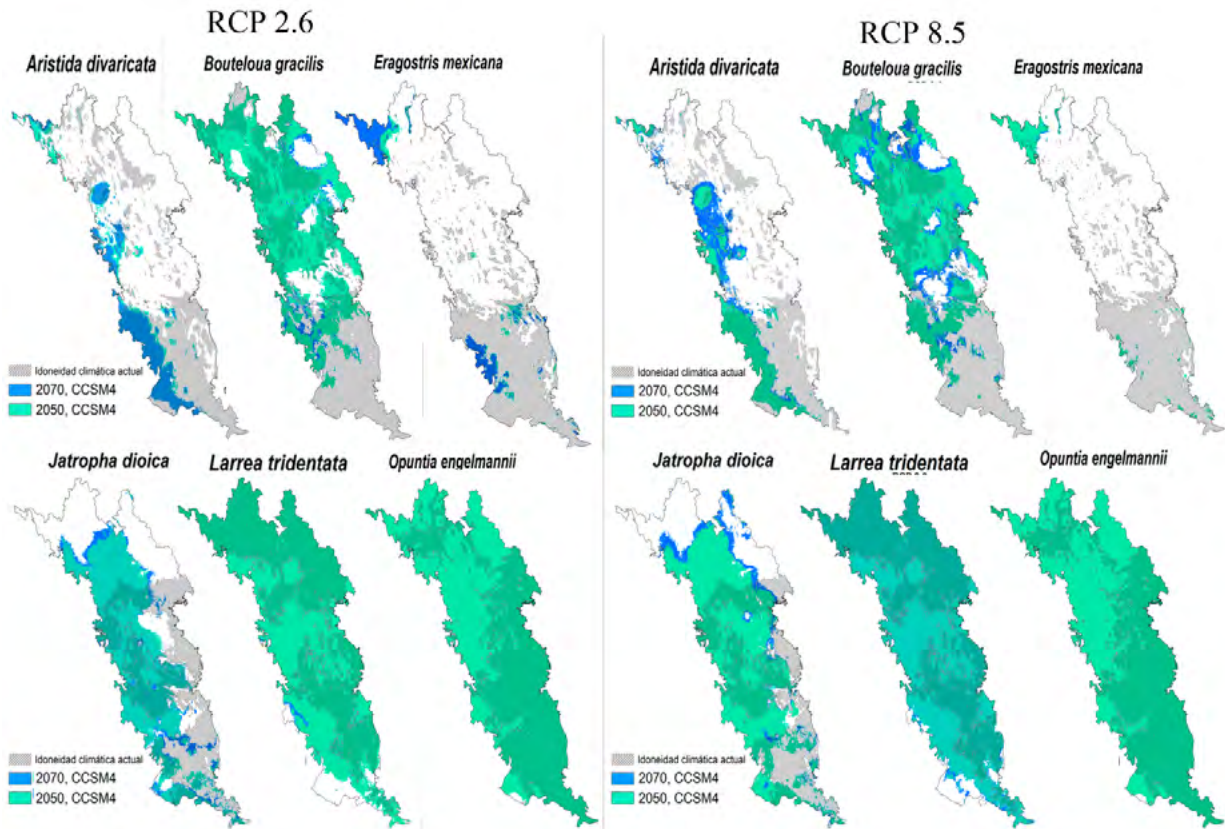


Figura 1. Idoneidad climática actual y futura (2050 y 2050) bajo dos escenarios de cambio climático (RCP 2.6 y 8.5) para tres especies de pastizales (*Aristida divaricata*, *Bouteloua gracilis* y *Eragrostis mexicana*) y tres especies de matorrales (*Larrea tridentata*, *Jatropha dioica* y *Opuntia engelmannii*).

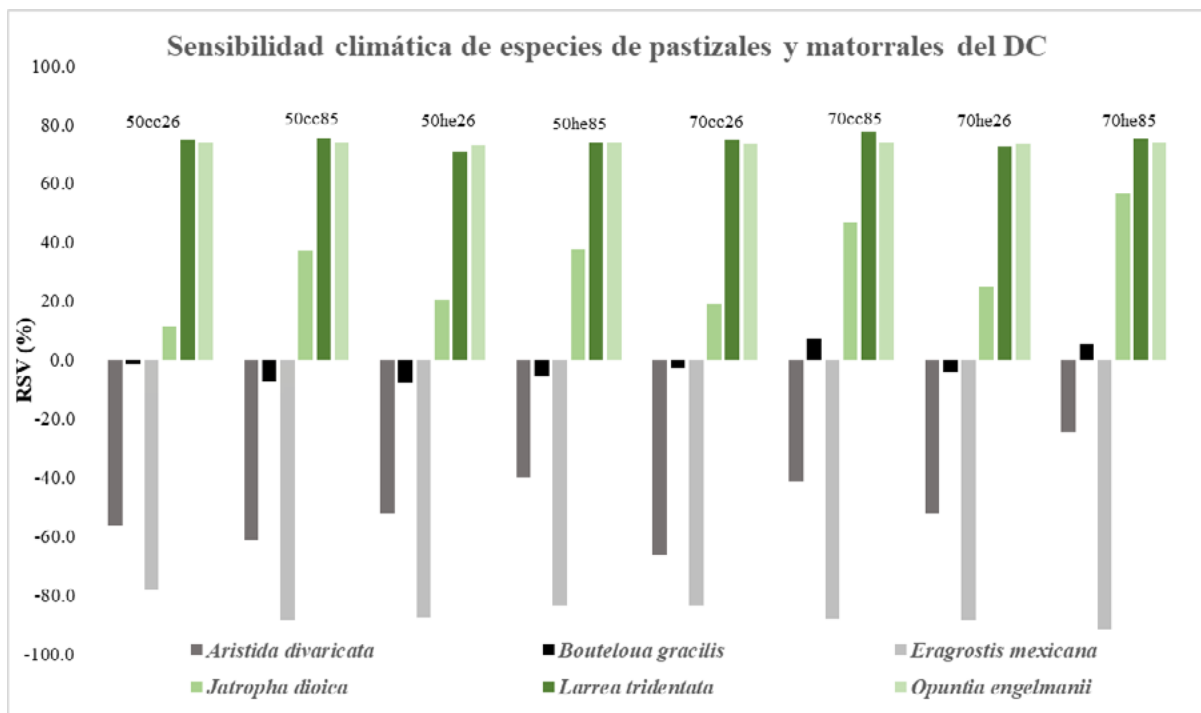


Figura 2. Sensibilidad climática (RSV) de especies de pastizales y matorrales del Desierto Chihuahuense (DC) ante diferentes escenarios de cambio climático. Escenarios futuros: la clave se conforma por el año (dos primeros dígitos), el modelo de circulación global (dos dígitos intermedios) y variaciones de CO<sub>2</sub> (últimos dos dígitos), por ejemplo: 50cc26 indica que es el escenario del 2050 por el CCSM4 con aumento de CO<sub>2</sub> del 2.6; detalles en materiales y métodos.

El CO<sub>2</sub> tiene efectos directos e indirectos en las relaciones planta-agua. El efecto directo aumenta la presión parcial de CO<sub>2</sub> intercelular y la eficiencia del uso del agua, lo que puede conducir a aumentos de la fotosíntesis a nivel de hoja y disminución de la transpiración. Sin embargo, estas respuestas a nivel de hoja pueden ser diferentes a nivel de ecosistema, especialmente cuando se tiene en cuenta la competencia entre individuos (Zhang *et al.*, 2022). Por ejemplo, el agua ahorrada por una planta puede ser utilizada por otra. En este sentido, a pesar de que las gramíneas, con ruta metabólica C<sub>4</sub>, tienen ventaja sobre los matorrales en el uso de agua y absorción CO<sub>2</sub>, no garantiza su establecimiento y permanencia en áreas donde actualmente se encuentran.

Los resultados obtenidos en las proyecciones sugieren un avance inminente de los matorrales, lo que provoca el reemplazo de los pastos. Se prevé que las gramíneas extenderán su distribución hacia los polos. Esto traerá grandes retos para los sectores que históricamente han sido beneficiados por los pastizales, por ejemplo, el sector ganadero. Por otra parte, el aumento del CO<sub>2</sub> pudiera acelerar los procesos de floración de los arbustos y retrasar el proceso de floración de las gramíneas (Waney-Polley *et al.*, 2006). Lo que favorece la invasión de especies oportunistas capaces de adaptarse y resistir los cambios ambientales.

## Conclusiones

El cambio climático puede acelerar cambios en la composición de especies del Desierto Chihuahuense. A pesar de que los pastizales históricamente han dominado en el DC y se encuentran mejor adaptados a altas temperaturas, el aumento en el CO<sub>2</sub> podría favorecer el establecimiento y prosperidad de los matorrales. Esto acarrearía una inminente problemática local y regional, debido a la pérdida de forraje y reducción de la eficiencia en el uso del agua por plantas menos eficientes.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por financiar el proyecto Ciencia de Frontera con número 320641.

## Literatura citada

- Ahlström, A., Raupach, M. R., Schurgers, G., Smith, B., Arneeth, A., Jung, M., ... y N. Zeng. 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO<sub>2</sub> sink. *Science* 348(6237):895-899.
- Araújo, M.B. y A.T. Peterson. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93(7):1527-1539.
- Bakkenes, M., J.R.M. Alkemade, F. Ihle, R. Leemans y J.B Latour. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global change biology* 8(4):390-407.
- Christin, P.A. y C.P. Osborne. 2014. The evolutionary ecology of C<sub>4</sub> plants. *New Phytologist* 204(4): 765-781.
- Dormann, C.F., et al. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27-46.
- Fensholt, R., T. Langanke, K. Rasmussen, A. Reenberg, S.D. Prince, C. Tucker, ... y K. Wessels. 2012. Greenness in semi-arid areas across the globe 1981–2007—an Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote sensing of environment* 121:144-158.
- Fick, S.E. y R.J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12):4302-4315.
- Geneva, S. 2013. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. *Climate Change*, 8.
- Granados-Sánchez, D., A. Sánchez-González, R.L. Granados-Victorino y A. Borja de la Rosa. 2011. Ecología de la vegetación del Desierto Chihuahuense. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 17:111-130.
- Hernández, H.M., C. Gómez-Hinostrosa y B. Goettsch. 2004. Checklist of Chihuahuan Desert Cactaceae. *Harvard papers in Botany* 9:51-68.
- Jones, C.D.J., J.K. Hughes, N. Bellouin, S.C. Hardiman, ... M. Zerroukat. 2011. The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations. *Geoscientific Model Devevelopment* 4:543-570.
- Jurado-Guerra, P., M. Velázquez-Martínez, R.A. Sánchez-Gutiérrez, A. Álvarez-Holguín, P.A., Domínguez-Martínez, R. Gutiérrez-Luna, R., ... y M.G. Chávez-Ruiz. 2021. Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista mexicana de ciencias pecuarias* 12:261-285.



- Lara, M.V. y C.S. Andreo. 2011. C4 plants adaptation to high levels of CO<sub>2</sub> and to drought environments. *Abiotic stress in plants-mechanisms and adaptations* 415-428.
- Medina, R.G., A. Lira-Noriega, E. Aráoz, y M.L. Ponsa. 2020. Potential effects of climate change on a Neotropical frog genus: changes in the spatial diversity patterns of *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae) and implications for their conservation. *Climatic Change*, 161(4):535-553.
- Morrone, J.J., R. Acosta y J.A. Fernández. 2022. Biogeographic units in the Chihuahuan Desert: implications for regionalization and area nomenclature. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 93:e933907-e933907.
- Munson, S.M., E.H. Muldavin, J. Belnap, D.P. Peters, J.P. Anderson, M.H. Reiser, M. H., ... y T.A. Christiansen. 2013. Regional signatures of plant response to drought and elevated temperature across a desert ecosystem. *Ecology* 94(9): 2030-2041.
- Peterson, A.T., et al. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. New Jersey, U.S.A.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* 190(3-4):231-259.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Schmidt, R.H. 1986. Chihuahuan climate. En: J.C. Barlow; A.M. Powell, B.N. Timmermann (eds.). *Chihuahuan Desert U.S. and Mexico*, Vol II. Chihuahuan Desert Research Institute, Sul Ross State University, Alpine, Texas. pp. 40-63.
- Soberón, J. y M. Nakamura M. 2009. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(supplement\_2): 19644-19650.
- Turnbull, L., J. Wainwright y R.E. Brazier. 2010. Hydrology, erosion and nutrient transfers over a transition from semi-arid grassland to shrubland in the South-Western USA: A modelling assessment. *Journal of Hydrology* 388(3-4):258-272.
- Vertenstein, M., T. Craig, A. Middleton, D. Feddema y C. Fischer. 2016. *CCSM4.0 User's Guide*. National Center For Atmospheric Research, Colorado.
- Wayne-Polley, H., J.B. Wilsey, D.J. Derner, B.H. Johnson y J. Sanabria. 2006. Early- successional plants regulate grassland productivity and species composition: a removal experiment. *Oikos* 113(2):287-295.
- Zhang, Y., P. Gentine, X. Luo, X., Lian, X., Y. Liu, S., Zhou,... y T.F. Keenan. (2022). Increasing sensitivity of dryland vegetation greenness to precipitation due to rising atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature Communications*, 13(1), 1-9.

## 5.10. Distribución vertical del carbono orgánico atmosférico fijado en el suelo en el Volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, CdMx

López-Blanco Jorge<sup>1</sup>; Rodríguez-Gamiño Lourdes<sup>2,\*</sup>; Vela-Correa Gilberto<sup>3</sup> y Ferreira-Ocaña Marina<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Global Change Consulting. Barquera 13-B509, Merced Gómez, Benito Juárez, 03930, CdMx

<sup>2</sup> Colegio de Geografía, FFyL, UNAM. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Cd. Universitaria, Coyoacán, 04510, CdMx

<sup>3</sup> Universidad Autónoma Metropolitana-X, Lab. de Edafología. Calz. del Hueso 1100, Villa Quietud, Coyoacán, 04960, CdMx

\* Autor para correspondencia: lulugamino@hotmail.com

### Resumen

Se determinó la concentración de carbono atmosférico fijado en el suelo en siete perfiles en el Volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, CdMx. En cada perfil, se caracterizó la geometría del relieve, su origen, tipo, unidad morfogenética, litología y cronología. Para cada perfil se realizó una calicata y se hizo su descripción morfológica, se tomó muestra de cada horizonte. En laboratorio se obtuvo la densidad aparente ( $D_a$ ) y carbono orgánico (CO). El COS se calculó con base en la ecuación:  $COS = (CO * D_a * Ps * Sup) / 100$ . La distribución vertical del COS atmosférico fijado en el suelo, para los siete perfiles y sus horizontes correspondientes, se expresó en una gráfica combinada. Los resultados mostraron que la porción superior del Tláloc (Pf-2), es de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *superiores* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno, es el principal reservorio de  $CO_2$  atmosférico fijado en suelo, con un valor total de  $60.8 \text{ kg m}^{-2}$ , y valores máximos en sus horizontes A13 y A12 ( $22.1/17.4 \text{ kg m}^{-2}$ ). Los valores más bajos están en los perfiles Pf-4/Pf-5 ( $2.9$  y  $3.1 \text{ kg m}^{-2}$ ) de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *inferiores* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno. Estos bajos valores de COS se relacionan con la actividad antrópica de extracción de suelo que han modificado el relieve y las características del suelo.

**Palabras clave:** *densidad aparente; perfil del suelo; horizontes; tipo/clase de relieve; morfogénesis.*

### Abstract

The content of atmospheric carbon fixed in soil was determined in seven profiles (Pf-1 to Pf-7) in the Tlaloc Volcano, Sierra Chichinautzin, Central Mexico. The relief morphometry in each profile, its origin, type, morphogenetic unit, lithology and chronology were characterized. A pit for each soil profile was made, its morphological description as well. A sample was taken from each horizon. In the laboratory, the bulk density ( $B_d$ ) and organic carbon (OC) were obtained. The soil organic Carbon (SOC) was calculated based on the equation:  $SOC = (OC * B_d * Depth * Area) / 100$ . The vertical distribution of the atmospheric SOC fixed in the soil, for the seven profiles and their corresponding horizons, was expressed in a combined graph. The results show that the upper portion of Tlaloc (Pf-2), of cumulative endogenous volcanic relief of upper mountain slopes of basalt, andesite lava flows and Holocene pyroclastic deposits, is the main reservoir of atmospheric  $CO_2$  fixed in soil, with a total value of  $60.8 \text{ kg m}^{-2}$ , and maximum values in its horizons A13 and A12 ( $22.1/17.4 \text{ kg m}^{-2}$ ). The lowest values are in the Pf-4/Pf-5 profiles ( $2.9$  and  $3.1 \text{ kg m}^{-2}$ ) of cumulative endogenous volcanic relief of lower mountain slopes of lava flows of basalt, andesite and pyroclastic deposits, from the Holocene. These low values of SOC are related to the anthropic activity of soil extraction that has modified the relief and the soil characteristics.

**Key words:** *bulk density; soil profile; horizons; relief type/class, morphogenesis.*

## Introducción

El suelo actúa como fuente o sumidero de dióxido de carbono atmosférico (Guo & Gifford, 2002). El carbono orgánico almacenado en los suelos es la mayor reserva terrestre de carbono, y el suelo almacena al menos tres veces más carbono que la atmósfera (Jobbagy & Jackson, 2000). El suelo es, por mucho, la mayor reserva de carbono (C) en los ecosistemas terrestres (Castellano *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2010). Se ha estimado que, a nivel global, hay entre 1,300 a 1,500 Gt de reservas de C orgánico que se almacenan en el suelo, entre 0 y 100 cm de profundidad, y aproximadamente 900 Gt, entre 100 y 200 cm de profundidad (Fan *et al.*, 2018). Dada la importante cantidad de carbono almacenado en el suelo, un pequeño cambio en el carbono orgánico del suelo (COS) podría ejercer impactos significativos en la concentración del CO<sub>2</sub> atmosférico (Smith *et al.*, 2008). El carbono orgánico del suelo (COS), es un componente clave para la funcionalidad de los ecosistemas y crucial para la alimentación, el suelo, el agua, la seguridad energética, así como en la reducción de los impactos negativos del cambio climático (Stockmann *et al.*, 2015). Es esencial para mejorar la calidad del suelo, mantener y mejorar la producción de alimentos, mantener el agua limpia y reducir el aumento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. A nivel planetario, su capacidad de almacenamiento es mucho mayor en comparación con la de la atmósfera y la vegetación juntas (Zhang & McGrath, 2004).

El objetivo de este trabajo fue determinar y analizar la distribución vertical del carbono orgánico atmosférico fijado en el suelo, en siete sitios con perfil de suelo (altitudes de 3,642 a 2,372 msnm), en la ladera norte del Volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, en el sur de la Ciudad de México.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El complejo volcánico Tláloc (3,963 ha), se localiza en la provincia ambiental biofísica (PAB), del Eje Neovolcánico, en la región ambiental biofísica (RAB) 121 *Depresión de México*, y en la sub-región ambiental biofísica (SRAB) de Sierra Chichinautzin (López-Blanco, 2009). Está entre las coordenadas 19°03" y 19°13', de latitud norte y entre 98°58' y 99°05', de longitud oeste, en la porción sur de la Cuenca de México (Figura 1). La Sierra Chichinautzin está constituida por estructuras volcánicas formadas por flujos lávicos y depósitos piroclásticos, acumulados desde el Terciario hasta el Holoceno, del periodo Cuaternario (Martin, 1980).

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 tipo de clima dominante es templado subhúmedo con lluvias de verano, con una temperatura media anual de 16°C y una precipitación media anual de 756 mm (García, 2004). Las unidades de suelo son: andosol, leptosol, phaeozem y regosol (INEGI, 1999). Los tipos de vegetación dominantes son: bosque de pino, pino-encino, pastizal y matorral. Los principales usos del suelo son el forestal, agrícola, pecuario y urbano (Rodríguez-Gamiño, 2008). La actividad económica es la agricultura de temporal, con cultivos de nopal, verdura y avena forrajera.

### *Procedimiento y análisis*

Se obtuvieron los tipos morfo genético, y clases, del relieve, en los sitios de los perfiles de suelo a partir del levantamiento geomorfológico del ITC (Verstappen y van Zuidam, 1991). Se caracterizaron las principales variables de la geometría del relieve local en cada sitio de perfil (altitud, pendiente y orientación). También se determinó el origen del relieve, tipo, unidad morfo genética, crono-litología. En campo se ubicaron los perfiles de suelo (Pf-1 a Pf-7).

Para cada sitio de perfil se realizó la apertura de una calicata, en donde se identificaron los horizontes y se realizó la descripción morfológica (Schoeneberger *et al.*, 2002). Se tomaron las muestras de suelo y en laboratorio se obtuvieron los valores de densidad aparente ( $D_a$ ) y carbono orgánico (CO; SEMARNAT, 2002). Finalmente, se realizó el análisis de la información. El carbono orgánico se determinó con un analizador elemental *Thermo Scientific Flash 2000*. El carbono orgánico en el suelo (COS), se calculó con base en la ecuación 1:

$$COS = (CO * Da * Ps * Sup) / 100 \quad (1)$$

donde,  $COS$  es el Carbono orgánico del suelo, en  $Mg\ ha^{-1}$ ;  $CO$  es el Carbono orgánico total en %;  $Da$  es la densidad aparente en  $Mg\ m^{-3}$ ;  $Ps$  es el espesor de cada horizonte del perfil del suelo en m;  $Sup$  es la superficie de referencia ( $10,000\ m^2=1\ ha$ ). Para convertir, de  $Mg\ ha^{-1}$  a  $kg\ m^{-2}$ , los valores resultantes se multiplicaron por 1,000 ( $1\ Mg=1000\ kg$ ) y se dividió entre 10,000, para tenerlos en  $m^2$ .

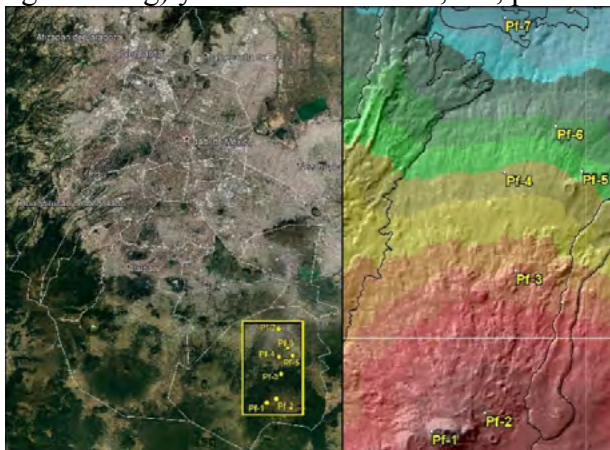


Figura 1. Del lado izquierdo, localización general del área de estudio. A la derecha, localización específica de los sitios de perfiles de suelo (Pf-1 a Pf-7). Fuentes: *Google Earth* (2022) y elaboración propia.

## Resultados y Discusión

### *Características del relieve*

Los tipos morfogenéticos, y clases, del relieve en los sitios de los perfiles de suelo, se muestran en la Cuadro 1. En él, se observa que la porción más alta de la ladera norte del Volcán Tláloc, está conformada por la unidad: Endógeno volcánica acumulativa de laderas de montaña externas de cono de escoria basáltica del Holoceno (Pf-1; altitud 3,642 msnm y  $28^\circ$  de pendiente).

Cuadro 1. Morfogénesis, tipo/clase y geometría, del relieve en los sitios de perfil de suelo del Volcán Tláloc.

Perfil	Morfogénesis y tipo/clase de relieve	Altitud (msnm)	Orient (Cuadr/°)	Pend (°)
Pf-1	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña externas de cono de escoria basáltica del Holoceno	3,642	SW $50^\circ$	$28^\circ$
Pf-2	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña superiores de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno	3,520	SE $09^\circ$	$2^\circ$
Pf-3	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña medias de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno	3,160	SE $07^\circ$	$4^\circ$
Pf-4	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña inferiores de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno	2,834	NW $28^\circ$	$10^\circ$
Pf-5	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña inferiores de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno	2,762	NE $05^\circ$	$11^\circ$

Pf-6	Exógeno acumulativo aluvial complejo, con Endógeno volcánico acumulativo, de piedemonte local intermontano con depósitos aluviales y piroclásticos, sobre flujos lávicos, del Holoceno	2,645	NW 45°	6°
Pf-7	Exógeno acumulativo de planicie aluvial intermontana, de depósitos aluviales y piroclásticos del Holoceno	2,372	SE 75°	1°

mnm: metros sobre el nivel del mar; Orient: orientación; Cuadr: cuadrante; °: valor en grados; Pend: pendiente.

Enseguida, en sentido altitudinal descendente, está la unidad de relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña superiores de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-2; 3,520m; 2°). Siguiendo el sentido mencionado está el relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña medias de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-3; 3,160 m; 4°). Posteriormente, están dos sitios de perfil de suelo (Pf-4 y Pf-5, 2,834/2,762 m, y 10°/11°, respectivamente) con el mismo tipo de relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña inferiores de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno. Finalmente, en la porción más baja de la ladera norte del Tláloc, están las unidades con relieve: Exógeno acumulativo aluvial complejo, con endógeno volcánico acumulativo, de piedemonte local intermontano con depósitos aluviales y piroclásticos, sobre flujos lávicos, del Holoceno (Pf-6; 2,645 m; 6°), y Exógeno acumulativo aluvial de planicie intermontana de depósitos aluviales y piroclásticos, del Holoceno (Pf-7; 2,372 m; 1°).

#### *Características de los perfiles y sus horizontes, y los valores de COS, por horizonte y total del perfil*

En el Cuadro 2 se muestran las características de los horizontes de los perfiles en la ladera norte del Volcán Tláloc, y los valores de COS, por horizonte y total del perfil (en Mg ha<sup>-1</sup> y kg m<sup>-2</sup>). En la parte de mayor altitud de la ladera norte del Tláloc, y siguiendo un sentido altitudinal descendente, se tiene que el Pf-1, presentó una profundidad total de 160 cm, con tres horizontes identificados: Ah-AC-C (espesores 60-30-70 cm). Enseguida, el perfil Pf-2, presentó una profundidad total de 125 cm, con cuatro horizontes identificados: Ah-A12-A13-AC (10-30-40-45 cm).

**Cuadro 2. Características de los horizontes de perfiles; valores de COS por horizonte y por perfil (en Mg ha<sup>-1</sup> y kg m<sup>-2</sup>)**

Perfil	Horiz	Prof Horiz (cm)	COS (Mg ha <sup>-1</sup> )	Tot Perf (Mg ha <sup>-1</sup> )	COS (kg m <sup>-2</sup> )	Tot Perf (kg m <sup>-2</sup> )
Pf-1	Ah	0-60	240.0	364.8	24.00	36.5
	AC	60-90	70.2		7.02	
	C	90-160	54.6		5.46	
Pf-2	Ah	0-10	88.2	607.6	8.82	60.8
	A12	10-40	174.1		17.41	
	A13	40-80	220.6		22.06	
	AC	80-125	124.7		12.47	
Pf-3	Ah	0-10	34.5	214.2	3.45	21.4
	A12	10-35	55.3		5.53	
	AC	35-60	51.2		5.12	
	C	60-110	73.1		7.31	
Pf-4	AC	0-27	20.6	28.5	2.06	2.9
	C	27-32	0.4		0.04	
	2B <sub>w</sub>	32-37	0.2		0.02	
	3B <sub>w</sub>	37-95	7.3		0.73	
Pf-5	AC	0-40	5.3	31.3	0.53	3.1
	C11	40-90	8.5		0.85	
	C12	90-160	10.3		1.03	



	C2	>160	7.2		0.72	
	A11	0-25	15.0		1.50	
	A12	25-55	16.7		1.67	
Pf-6	C	55-80	10.9	86.1	1.09	8.6
	C2	80-130	22.0		2.20	
	C3	130-190	19.0		1.90	
	C4	>190	2.5		0.25	
	A	0-10	20.5		2.05	
Pf-7	C1	10-70	28.7	58.4	2.87	5.8
	C2	>70	9.2		0.92	

Horiz: horizonte; Prof: profundidad; COS: Carbono orgánico del suelo; Tot Perf: valor total de COS en el perfil.

Posteriormente, está el perfil Pf-3, el cual tuvo una profundidad total de 110 cm, con cuatro horizontes: Ah-A12-AC-C (10-25-25-50 cm). En la parte media o central de la ladera están los perfiles Pf-4 y Pf-5, los cuales tienen una profundidad total de 95 y >160 cm, respectivamente. Al perfil Pf-4 le fueron identificados cuatro horizontes: AC-C-2Bw-3Bw (27-5-5-58 cm), y al perfil Pf-5, la misma cantidad de horizontes: AC-C11-C12-C2 (40-50-70-40 cm). Finalmente, en la porción inferior de la ladera norte, están los perfiles Pf-6 y Pf-7, los cuales tienen una profundidad total de >190 y >70 cm, respectivamente. Al perfil Pf-6 le fueron identificados seis horizontes: A11-A12-C-C2-C3-C4 (25-30-25-50-60-10 cm) y al perfil Pf-7, tres: A-C1-C2 (10-60-30 cm).

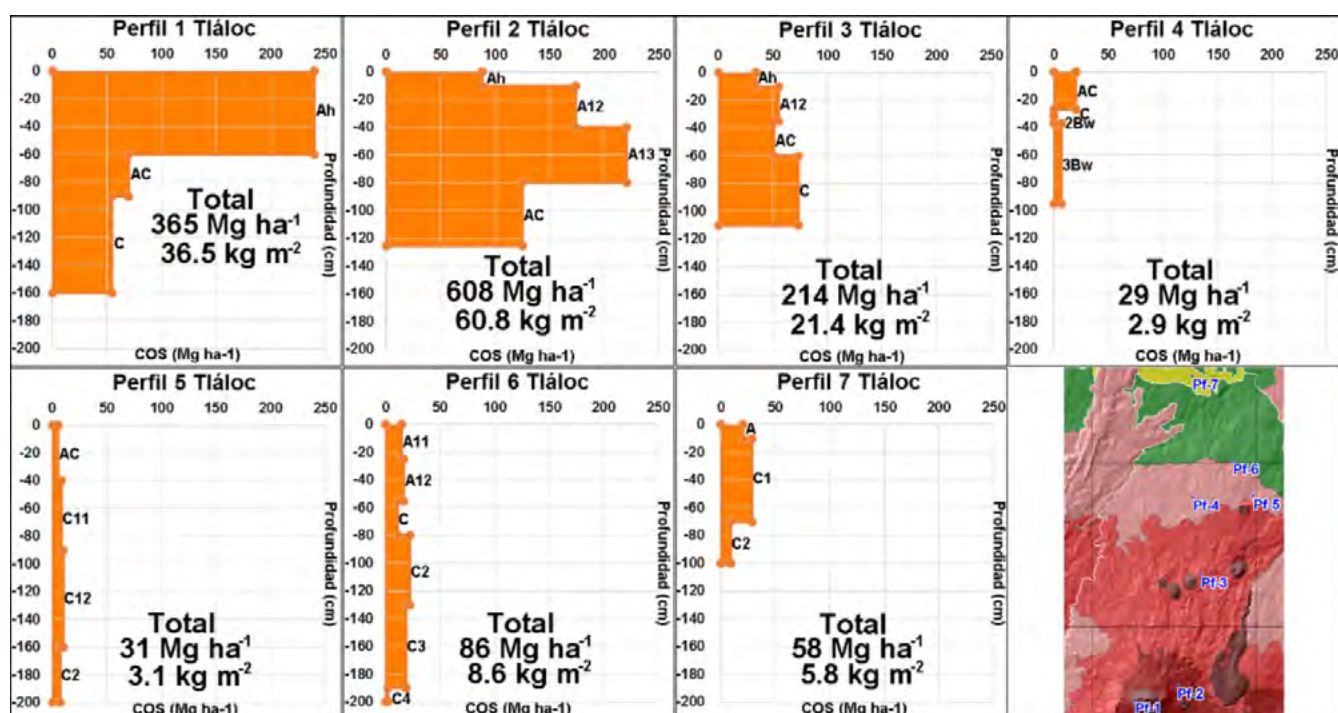


Figura 2. COS atmosférico fijado en el suelo, para los siete perfiles del Volcán Tláloc. Los valores totales de COS, por perfil, están en Mg ha<sup>-1</sup> y en kg m<sup>-2</sup>. Abajo a la derecha está la localización de los sitios y las unidades de relieve. Fuente: Elaboración propia.

### Distribución vertical del COS atmosférico fijado en el suelo en los siete perfiles y en sus horizontes

Los resultados de este estudio mostraron que de manera general, los valores de concentración de COS en los horizontes de los siete perfiles, fueron más altos en la parte superficial y disminuyeron con la profundidad, a semejanza de los resultados que se han encontrado en otros estudios (Fan *et al.*, 2018; Jobbagy & Jackson, 2000; Luo *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2008; Stockmann *et al.*, 2015; Zhang & McGrath, 2004). Asimismo, se encontró que en la porción superior del Tláloc, con los tipos de relieve 1.

Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *superiores* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-2) y 2. Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *externas* de *cono de escoria* basáltica del Holoceno (Pf-1), es en donde se encuentra el principal reservorio de CO<sub>2</sub> atmosférico fijado en el suelo, en la ladera norte del Volcán Tláloc. Para el caso del Pf-2 se encontró un valor total de COS de 60.8 kg m<sup>-2</sup>, y valores máximos en sus horizontes A13 y A12, de 22.1 y 17.4 kg m<sup>-2</sup>, respectivamente (Cuadro 2 y Figura 2). En el Pf-1 se encontró un total de 36.5 kg m<sup>-2</sup> y un valor máximo en el horizonte Ah de 24.0 kg m<sup>-2</sup>. Estos altos valores de COS en estos perfiles se relacionan con una buena estabilidad biofísica en esta área, dada por el menor impacto de los procesos geomorfológicos degradativos hídricos, por la menor inclinación del terreno, por la presencia de una buena cobertura de vegetación natural protectora del suelo, y por un menor impacto de la actividad humana. En la porción media de la ladera norte del Tláloc, con el tipo de relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *inferiores* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Holoceno (perfiles Pf-4 y Pf-5), es en donde se encontraron los valores más bajos de CO<sub>2</sub> atmosférico fijado en el suelo. Para el caso del Pf-4 se encontró un valor total de COS de 2.9 kg m<sup>-2</sup>, y un valor mínimo en su horizonte 2B<sub>w</sub> de 0.02 kg m<sup>-2</sup>. En el Pf-5 se encontró un total de 3.1 kg m<sup>-2</sup> y un valor mínimo en su horizonte AC de 0.53 kg m<sup>-2</sup> (Cuadro 2 y Fig.2). Estos bajos valores de COS se relacionan con dos causas posibles como: 1. La mayor inclinación del terreno en esta porción de la ladera (Pf-4 10° y Pf-5 11°) genera un mayor transporte de partículas tanto por el escurrimiento concentrado como por el laminar, es decir, no ha habido condiciones de estabilidad biofísica para que se haya dado un buen desarrollo del suelo; y 2. La acción antrópica de extracción del suelo para su uso en ladrilleras locales y para su venta en mercados externos; lo cual ha modificado las condiciones del relieve y las características del suelo.

## Conclusiones

Los resultados mostraron que la porción superior del Tláloc con un relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *superiores* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos del Holoceno, es la principal área reservorio de CO<sub>2</sub> atmosférico fijado en suelo.

En la porción media del Tláloc están los valores más bajos de COS, en los perfiles Pf-4 y Pf-5, con un relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *inferiores* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos del Holoceno.

En la porción inferior de la ladera norte se encontraron los valores medios de COS, en los perfiles Pf-6 y Pf-7, con un relieve de piedemonte local intermontano con depósitos aluviales y piroclásticos, sobre flujos lávicos del Holoceno, y exógeno acumulativo de planicie aluvial intermontana con depósitos de aluvión y piroclastos del Holoceno.

## Literatura citada

- Castellano, M. J., K. E. Mueller, D. C. Olk, J. E. Sawyer, and J. Six. 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept, *Global change biology*, 21(9), 3200-3209, doi:10.1111/gcb.12982.
- Fan, H., Zhao, W., Daryanto, S., Fu, B., Wang, S., & Wang, Y. 2018. Vertical distributions of soil organic carbon and its influencing factors under different land use types in the desert riparian zone of downstream Heihe River basin, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123, 7741-7753. <https://doi.org/10.1029/2018JD028268>.
- 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. 97 p.
- Guo, L.B., Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. [org/10.1046/j.1354-1013.2002](http://org/10.1046/j.1354-1013.2002).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1999. Carta Edafológica de Milpa Alta (E14A49) a escala 1:50,000, México.
- Jobbagy, E.G. & Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10 (2), 423-436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2).
- 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.
- Luo, Z., E. Wang, and O.J. Sun. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis, *Geoderma*, 155(3), 211-223, doi:10.1016/j.geoderma.2009.12.012.
- Martin del P. A. 1980. Vulcanología de la Sierra Chichinautzin, Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 131 p.
- 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.
- Schoeneberger, P. J., D. A. Wysocky, E. C. Benham, and W. D. Broderson (Eds.). 2002. *Field Book for Describing and Sampling Soils, Version 2.0 NRCS*, Lincoln, NE.
- 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 diciembre 2002. 73 p.
- Smith, P., Fang, C., Dawson, J.J.C., Moncrieff, J.B. 2008. Impact of Global Warming on Soil Organic Carbon. *Adv. Agron.* 97, 1-43. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)00001-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00001-6).
- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., Hong, S.Y., Rawlins, B.G., Field, D.J. 2015. Global soil organic carbon assessment. *Glob. Food Sec.* 6, 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.07.001>
- Tapia-Varela, G. y López-Blanco, J. 2001. Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfológicas a escala 1:100,000. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 19 (1):50-65.
- Verstappen, H. Th. and R. A. van Zuidam. 1991, *The ITC system of geomorphologic survey: a basis for the evaluation of natural resources and hazards*, ITC Publication, 10, 89 p.
- Zhang, C., McGrath, D. 2004. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma* 119 (3-4), 261-275. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.004>.

## 5.11. Cambios temporales de índices de vegetación en dos tipos de matorrales del Desierto Chihuahuense

**Delgado-Balbuena Josué<sup>1,\*</sup>**; Cab-Sulub Leticia<sup>1</sup>; López Vázquez Víctor H.<sup>1</sup>; Díaz-Chavero Eleazar<sup>1</sup>; Rodríguez-Moreno Víctor M.<sup>2</sup> y Alfaro-Reyna Teresa<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Agricultura Familiar. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Km 8.5, Carr. Lagos de Moreno – Ojuelos de Jalisco, 47563 Ojuelos, Jalisco.

<sup>2</sup> Campo Experimental Pabellón-INIFAP. Carretera Aguascalientes-Zacatecas km 32.5, 20670 Pabellón de Arteaga, Aguascalientes.

\*Autor para correspondencia: delgado.josue@inifap.gob.mx

### Resumen

Los ecosistemas áridos controlan la variabilidad interanual y la tendencia al incremento de la productividad global observada recientemente en los ecosistemas terrestres. Este incremento podría deberse al cambio en la cubierta de especies de plantas, de gramíneas a arbustivas, ocasionados por el cambio climático y la sobreutilización de agostaderos. Con el objetivo de identificar los cambios en la productividad del Desierto Chihuahuense (DC), se realizó un análisis temporal del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación mejorado (EVI), como las medidas relacionadas con la productividad, en el matorral crasicaule y el matorral desértico rosetófilo. Los datos se dividieron en tres periodos: febrero – mayo (T1), junio – octubre (T2) y noviembre – enero (T3) para diferenciar fenológicamente las arbustivas perenes o con desarrollo vegetativo anterior a las lluvias de verano de las gramíneas o herbáceas. Se utilizaron los productos MODIS NDVI y EVI a 250 m de 2000 a 2021. Como resultados, se observó un incremento en el NDVI y EVI en la T1 principalmente en la parte sur del DC, mientras que hubo una tendencia decreciente en ambos índices en la T2. El matorral crasicaule mostró mayor cambio positivo durante la temporada 2 y 3, mientras que el matorral desértico rosetófilo incrementó mayormente durante las temporadas 1 y 3. Existe una tendencia positiva de incremento en los índices de vegetación en el DC; sin embargo, esta depende del tipo de ecosistema, por lo que es necesario identificar los controles bióticos y ambientales que generan tales diferencias.

**Palabras clave:** *cambio de especies; expansión de arbustivas; matorral crasicaule; matorral desértico rosetófilo.*

### Abstract

Arid ecosystems control the interannual variability and the trend towards increased global productivity recently observed in terrestrial ecosystems. This increase could be due to the change in the cover of plant species, from grasses to shrubs, caused by climate change and the overuse of rangelands. In order to identify changes in the productivity of the Chihuahuan Desert (DC), a temporal analysis of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Enhanced Vegetation Index (EVI) was performed, as measures related to productivity, in the crasicaule scrub and the rosetophilous desert scrub. The data were divided into three periods: February - May (T1), June - October (T2) and November - January (T3) to phenologically differentiate perennial shrubs or those with vegetative development prior to the summer rains from grasses or herbaceous plants. The MODIS NDVI and EVI products were used at 250 m from 2000 to 2021. As a result, an increase in NDVI and EVI was observed in T1, mainly in the southern part of DC, while there was a decreasing trend in both indices in T2. The crasicaule scrub showed greater positive change during seasons 2 and 3, while the rosetophilous desert scrub increased mainly during seasons 1 and 3. There is a positive trend of increase in the vegetation indices in the DC; however, this depends on the type of ecosystem, so it is necessary to identify the biotic and environmental controls that generate such differences.

**Key words:** *change of species; expansión of shrubs; crasicaule scrub; rosetophilous desert scrub*

## Introducción

Los ecosistemas áridos alrededor del mundo cubren el 47% de la superficie terrestre (Lal, 2004), y a pesar de su baja productividad, comparada con los ecosistemas tropicales y templados húmedos y subhúmedos, estos controlan la variabilidad interanual de la productividad global y la tendencia al incremento de la productividad observada en los ecosistemas terrestres (Poulter *et al.*, 2014; Ahlström *et al.*, 2015). En México, los ecosistemas áridos cubren cerca de la mitad del territorio, y son de los más amenazados por factores de cambio de uso/cobertura del suelo y factores de cambio climático (Velázquez *et al.*, 2002; Huber-Sanswald *et al.*, 2012). Los pronósticos de cambio climático para estas zonas sugieren cambios en los regímenes de precipitación y el incremento de temperatura de hasta 3 °C (Cavazos y De Grau, 2014).

Los ecosistemas áridos de México están limitados principalmente por la disponibilidad de agua, más que de la temperatura (Reynolds *et al.*, 2004), lo que genera una alta estacionalidad en la actividad de las plantas debido a que la precipitación ocurre principalmente en los meses de junio a septiembre, con menos del 20% de la precipitación durante el resto del año. A pesar de este patrón, se ha observado que la precipitación del invierno-primavera (5-20%) determina fuertemente la productividad de los ecosistemas de matorral y pastizal de estas zonas (Delgado-Balbuena *et al.*, 2019).

Estudios recientes han documentado el incremento de los índices de vegetación medidos a través de sensores remotos y de la productividad de la cubierta vegetal en los ecosistemas áridos y semiáridos (Ahlström *et al.*, 2015; Fensholt *et al.*, 2012). Estos cambios en la vegetación se han atribuido a los incrementos en la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> (efecto de fertilización; Donohue *et al.*, 2013), a cambios en los patrones de precipitación y cambio en las comunidades vegetales (invasión de arbustivas; Bai *et al.*, 2008); sin embargo, las causas de este “reverdecimiento” continúan siendo ambiguas y no está claro si se debe a un cambio en las condiciones ambientales de disponibilidad de agua y temperatura, o a un cambio en la cobertura de especies inducido por otros factores como el cambio de uso de suelo, sobrepastoreo, supresión de fuego, etc. Asimismo, otros estudios muestran una disminución constante en la productividad de forraje para estas zonas (McIntosh *et al.*, 2019). Es por ello, que se planteó la hipótesis del trabajo que sugiere que existe un incremento en los índices de vegetación del Desierto Chihuahuense y que se debe a la expansión de las especies de matorrales, lo que reemplaza a las especies de pastizales. Por lo que, el objetivo principal fue identificar los cambios en la productividad del Desierto Chihuahuense (DC).

## Materiales y Métodos

Los posibles cambios en la productividad del DC se examinaron a través de análisis temporales y espaciales del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación mejorado (EVI). Los NDVI y EVI fueron obtenidos de MODIS, se usaron los datos de los satélites TERRA y AQUA, los cuales tienen una resolución espacial de 250 m y resolución temporal de 21 años (2000 a 2021). Para discernir los efectos de la estacionalidad y diferenciar fenológicamente las arbustivas perenes con desarrollo vegetativo anterior a las lluvias de verano de las gramíneas o herbáceas los datos se dividieron en tres periodos: febrero – mayo (T1), junio – octubre (T2) y noviembre – enero (T3).

Se realizaron series de tiempo para dos tipos de vegetación, características del DC (matorral crasicaule y matorral desértico rosetófilo). Los tipos de vegetación se delimitaron con las capas de uso de suelo del INEGI serie VII. Primero, se realizó un muestreo aleatorio, dentro del área de cada tipo de vegetación, para extraer los valores del NDVI y EVI para el equivalente al 10% de la totalidad de los píxeles.

Segundo, se obtuvo la media aritmética de todos los puntos. Por último, se crearon gráficos de series de tiempo en R.

En el análisis espacial primero se promediaron los índices de vegetación por cada temporada asignada (t1: febrero – mayo; t2: junio – octubre; t3: noviembre – enero) para la aplicación de la ecuación 1, de manera que se obtuvo una tendencia de cambio espacial para el Desierto Chihuahuense. Los detalles metodológicos pueden ser consultados en [https://github.com/Leticia9/TET\\_DC2.git](https://github.com/Leticia9/TET_DC2.git).

$$T = SSXY / SSX \quad (1)$$

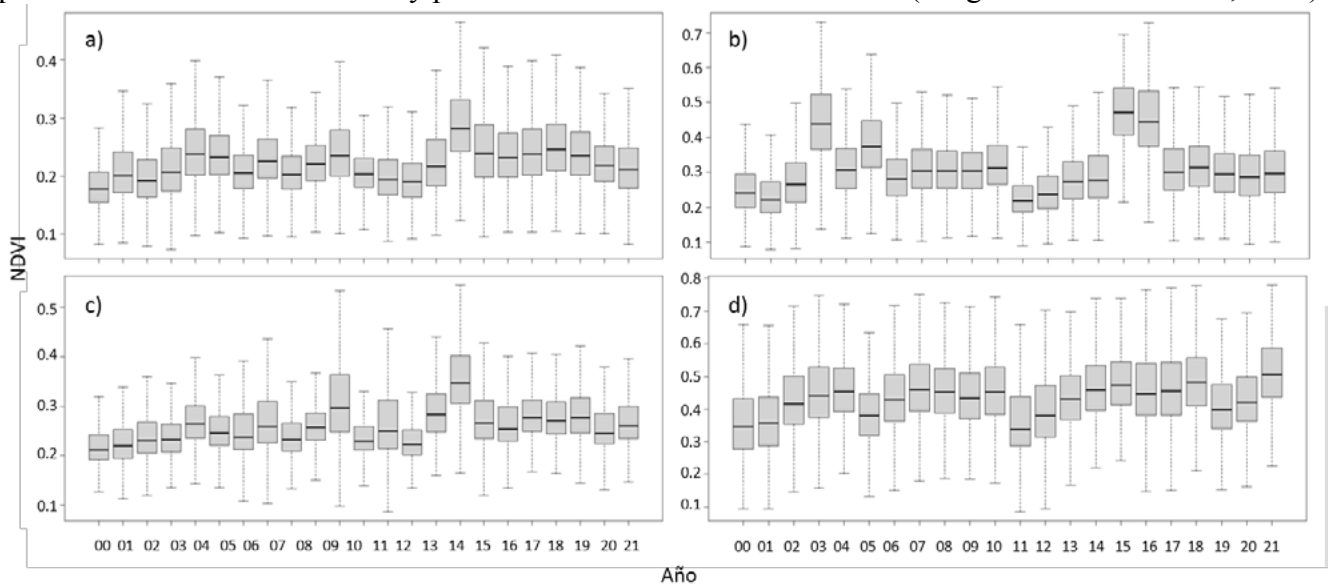
$$SSXY = \sum (NDVI - \text{mean}(NDVI)) * (X - \text{mean}(X)) \quad (2)$$

$$SSX = \sum ((X - \text{mean}(X)) * (X - \text{mean}(X))) \quad (3)$$

donde  $SSXY$  es el producto de la suma de la totalidad de las capas ráster del índice de vegetación menos el promedio de los mismos y el número de capas ráster menos el promedio del número de las capas ráster (ecuación 2). Y donde  $SSX$  es el resultado de la ecuación 3.  $X$  es el número de las capas ráster de cada índice de vegetación menos 1.

## Resultados y Discusión

Se observaron diferencias en los valores de NDVI entre temporadas, esto debido a que la temporada 1 (T1, junio – octubre) corresponde a la temporada de crecimiento, que es cuando se presenta la mayor cantidad de precipitación; en cambio, durante la T1 únicamente los arbustos perennes se mantienen activos, mientras que en la T3 generalmente termina la actividad de herbáceas y gramíneas por el cese de las lluvias o por la presencia de heladas (Fig. 1). El matorral crasicaule mostró mayor tendencia cambio positivo durante la temporada 1 y 2, mientras que el matorral desértico rosetófilo incrementó mayormente durante las temporadas 1. La mayor variación interanual se observó en la T2 del matorral desértico rosetófilo, con disminución del NDVI en 2011 y valores máximos en 2016 y 2017. Estos cambios coinciden con una de las mayores sequías (2011) observadas en el área de estudio y un periodo de lluvias sobre la media anual de más de dos años consecutivos (2014 – 2016). Es importante resaltar que el NDVI durante de la T1 no responde de igual manera que en la T2, lo cual indica que la vegetación arbustiva no responde de la misma forma a la precipitación del verano como las gramíneas y herbáceas, lo cual coincide con varios estudios que indican una gran importancia de la precipitación invernal en la productividad de los matorrales y pastizales del desierto Chihuahuense (Delgado-Balbuena et al., 2019).



**Figura 1.** Serie de tiempo del índice de vegetación NDVI para el matorral matorral desértico rosetófilo (a, b) y crasicaule (c, d) con distribución en el Desierto Chihuahuense. Los paneles de la izquierda corresponden a la T1 (febrero-mayo) y los paneles de la derecha a la T2 (junio – octubre). Las unidades de NDVI son diferentes para cada figura con el objetivo de observar más claramente los cambios.

En el análisis espacial se observó incremento en el NDVI y EVI en la T1 principalmente en la parte sur del DC, mientras que hubo mayores sitios con una tendencia decreciente en ambos índices en la T2, y una tendencia general de disminución de los índices de vegetación en la parte norte del DC (Fig. 2). Es probable que las tendencias de disminución del NDVI estén relacionadas con las zonas más áridas del DC. No obstante, es necesario identificar las variables climáticas que determinan estas diferencias, así como las diferentes respuestas de cada tipo de vegetación a esas variables. Por otra parte, se deberá determinar si los cambios en los índices de vegetación corresponden a un aumento en la actividad fotosintética de la vegetación o si corresponde a un cambio en la composición de especies, de gramíneas a arbustivas en la región. Con lo anterior podrá generarse una estimación más precisa de los cambios en la productividad de los ecosistemas del desierto Chihuahuense en las próximas décadas.

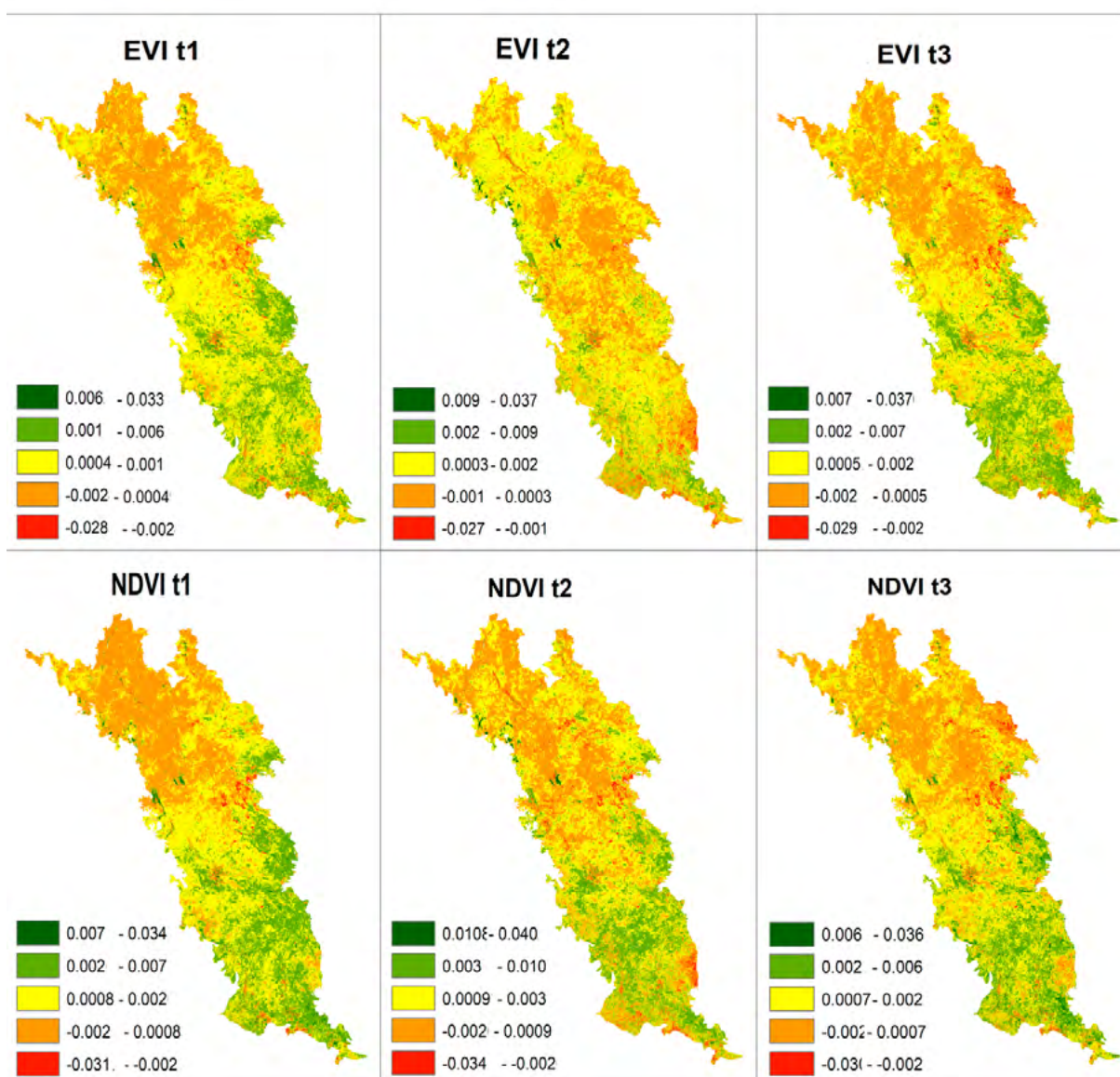


Figura 2. Tendencia espacio-temporal en tres temporalidades (t1: febrero – mayo; t2: junio – octubre; t3: noviembre – enero) durante 21 años (2000 – 2021) de los índices de vegetación NDVI y EVI en el Desierto Chihuahuense.



## Conclusiones

Existe una tendencia positiva de incremento en los índices de vegetación en el DC, principalmente en la parte sur del desierto Chihuahuense; sin embargo, este incremento depende del tipo de ecosistema, por lo que es necesario identificar los controles bióticos y ambientales que generan tales diferencias.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por financiar el proyecto Ciencia de Frontera con número de registro 320641.

## Literatura citada

- Ahlström A, Raupach MR, Schurgers G, et al (2015) The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO<sub>2</sub> sink. *Science* 348:895–9. doi: 10.1126/science.aaa1668
- Bai Y, Wu J, Xing Q, et al (2008) Primary production and rain use efficiency across a precipitation gradient on the Mongolia plateau. *Ecology*. doi: 10.1890/07-0992.1
- Cavazos, T., et al. 2013. Actualización de escenarios de cambio climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional. Obtenido de <http://escenarios.inecc.gob.mx>
- Delgado-Balbuena J, Arredondo JT, Loescher HW, et al (2019) Seasonal Precipitation Legacy Effects Determine the Carbon Balance of a Semiarid Grassland. *J Geophys Res Biogeosciences*. doi: 10.1029/2018JG004799
- Donohue RJ, Roderick ML, McVicar TR, Farquhar GD (2013) Impact of CO<sub>2</sub> fertilization on maximum foliage cover across the globe's warm, arid environments. *Geophys Res Lett* 40:3031–3035. doi: 10.1002/grl.50563
- Fensholt R, Langanke T, Rasmussen K, et al (2012) Greenness in semi-arid areas across the globe 1981-2007 - an Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sens Environ* 121:144–158. doi: 10.1016/j.rse.2012.01.017
- Huber-Sannwald E, Palacios MR, Moreno JTA, et al (2012) Navigating challenges and opportunities of land degradation and sustainable livelihood development in dryland social-ecological systems: A case study from Mexico. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 367:3158–3177. doi: 10.1098/rstb.2011.0349
- Lal R (2004) Carbon Sequestration in Dryland Ecosystems. *Environ Manage* 33:528–544. doi: 10.1007/s00267-003-9110-9
- McIntosh MM, Holechek JL, Spiegel SA, et al (2019) Long-Term Declining Trends in Chihuahuan Desert Forage Production in Relation to Precipitation and Ambient Temperature. *Rangel Ecol Manag* 72:976–987. doi: 10.1016/j.rama.2019.06.002
- Poulter B, Frank D, Ciais P, et al (2014) Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature* 509:600–603. doi: 10.1038/nature13376
- Velásquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*. INE, SEMARNAT. México. 62: 21-37.
- Reynolds, J. F., Kemp, P. R., Ogle, K. & Fernández, R. J. 2004 Modifying the 'pulse-reserve' paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Oecologia* 141, 194–210. (doi:10.1007/s00442-004-1524-4)



## 5.12. Evaluación de productos satelitales de captura de carbono en un ambiente semiárido queretano

Ramos-García Jaquelin<sup>1</sup>; Cervantes-Jiménez Mónica<sup>2</sup>; Guevara-Escobar Aurelio<sup>2</sup>; Queijeiro-Bolaños Monica<sup>2</sup>; Villarreal-Rodríguez Samuel<sup>3</sup> y González-Sosa Enrique<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales. Boulevard de las Ciencias s/n, CP 76260, Juriquilla, Querétaro, México.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales. Boulevard de las Ciencias s/n, CP 76260, Juriquilla, Querétaro, México.

<sup>3</sup> Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ingeniería. Cerro de las Campanas s/n Las Campanas, CP. 76010 Querétaro, México. Autor de correspondencia: [jramos29@alumnos.uaq.mx](mailto:jramos29@alumnos.uaq.mx)

### Resumen

Los ecosistemas áridos y semiáridos se distribuyen globalmente ocupando aproximadamente el 40% de la superficie terrestre. Estos ecosistemas tienen un papel vital en la captura de carbono global. Desafortunadamente son ambientes poco representados en los modelos que estudian la dinámica de carbono. Actualmente, los sistemas de Eddy Covariance (EC) ofrecen las mediciones de productividad primaria bruta (PPB) más fiables a nivel de ecosistema; sin embargo, son un método costoso y su distribución resulta limitada. Las estimaciones basadas en datos de sensores remotos sobresalen como una alternativa con resultados congruentes a diferentes escalas. El presente estudio evalúa dos productos satelitales de PPB (MOD17A2 y FluxSatV2.0), de manera aislada y considerando su mejora con variables meteorológicas, comparándolos con mediciones hechas por EC. Presentamos estimaciones de PPB para la localidad de Bernal, Qro., durante 2017 y 2018 a partir de modelos de aprendizaje automático (ML) que utilizan los datos de PPB satelital y variables meteorológicas. Se evaluó la concordancia entre las estimaciones de ML y mediciones a cargo de EC en el sitio de estudio. Cada modelo fue entrenado con el 85% del conjunto de datos y el 15% restante sirvió para validación. Se obtuvo una  $r^2=0.59$  de la relación entre MOD17A2 y EC y una  $r^2=0.54$  entre FluxSatV2.0y EC. El modelo ML con MOD17A2 obtuvo un  $r^2=0.80$ ; mientras que el ML con FluxSatV2.0 mostró un  $r^2= 0.83$ . Los resultados sugieren que las estimaciones de PPB son aceptables a partir de los productos satelitales con ML en comparación con EC.

**Palabras clave:** *productividad primaria bruta; sensores remotos; aprendizaje automático; ecosistemas áridos; FLuxSatV2.0*

### Abstract

Arid and semi-arid ecosystems are globally distributed, covering approximately 40% of the terrestrial surface. Due to territorial distribution and inherent climatic variation, these ecosystems play a critical role in the global carbon sink. However, these environments are poorly represented in models studying carbon dynamics. Currently, the Eddy Covariance (EC) technique offers the most reliable measurements of gross primary production (GPP) at the ecosystem scale, but these systems are expensive and their spatial representativeness is limited. GPP estimates based on remote sensing data stand out as an alternative technique with consistent results at different scales. Therefore, this study evaluated two GPP satellite products (MOD17A2 and FluxSatV2.0) independently and considering an improvement with meteorological variables, in comparison with measurements by an EC tower. We present GPP machine learning (ML) estimates at the town of Bernal, Qro., during 2017 based on the remotely sensed GPP data and meteorological variables. Agreement between ML estimates and measurements from an EC tower at the study site was evaluated. Each model was built using 85% of the entire dataset as training data, while

the remaining 15% was used as validation. A coefficient of determination  $r^2=0.59$  was obtained between MOD17A2 and EC and an  $r^2=0.54$  between FluxSatV2.0 and EC. The ML model with MOD17A2 obtained an  $r^2=0.80$ ; while the ML with FluxSatV2.0 showed  $r^2=0.83$ . These results suggested acceptable GPP estimates with ML based on the GPP satellite products compared to EC measurements.

**Keywords:** *gross primary production, remote sensing, machine learning, arid ecosystems, FluxSatV2.0*

## Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos influyen significativamente en la regulación del carbono global a consecuencia de su amplia extensión territorial y su característica variabilidad hidrometeorológica (Rotenberg y Yakir, 2010; Ahlström *et al.*, 2015). Desafortunadamente, la dinámica carbono en estos ambientes permanece siendo poco comprendida, debido a que la mayoría de los trabajos se enfocan en ecosistemas más húmedos (Biederman *et al.*, 2017).

La productividad primaria bruta (PPB) es la asimilación de carbono a consecuencia de la fotosíntesis de la vegetación en los ecosistemas (Beer *et al.*, 2010). Este y otros componentes de la dinámica de carbono tienen un impacto en la regulación del balance de carbono global (Reichstein *et al.*, 2013). Sin embargo, no existe una técnica impecable para medir los flujos de carbono a diferentes escalas espaciales y temporales (Baldochi, 2014).

Actualmente, las torres de flujo de Eddy Covariance (EC) son un método para medir precisamente el intercambio de carbono a nivel de ecosistema (Baldochi, 2014). Esta técnica se basa en sensores micro meteorológicos de monitoreo continuo, sin generar perturbaciones en la vegetación, y con una huella de muestro de cientos de metros cuadrados (Campioli, *et al.*, 2016). No obstante, son sistemas relativamente costosos de adquirir y los sitios de distribución global de la FLUXNET 2015 son limitados (Wu *et al.*, 2018).

Asimismo, los modelos de aprendizaje automático (ML) que utilizan datos de percepción remota (PR), destacan como una alternativa para estimar la PPB a diferentes escalas con resultados congruentes (Yan *et al.*, 2019). El producto MOD17A2 de PPB del satélite MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer), es resultado de un algoritmo que incorpora índices de vegetación (IV) y radiación fotosintéticamente activa (PAR), y es actualmente de los productos mayormente empleados para el análisis de PPB a diferentes escalas (Zhang, 2016; Yan *et al.*, 2019). Recientemente surgió el prometedor producto de PPB FluxSatV2.0, que es resultado de un algoritmo basado en reflectancias de MODIS con la ventaja de estar calibrado con información de EC de la FLUXNET 2015 (Joiner *et al.*, 2018; Joiner y Yoshida, 2020). FluxSatV2.0, ha sido utilizado con menos frecuencia en comparación con MOD17A2, pero ya han surgido estudios que demuestran resultados positivos de este producto (Byrne *et al.*, 2020; Bennet *et al.*, 2021).

A pesar de los diferentes métodos para estimar el intercambio de carbono dentro de un ecosistema, se considera que son limitados los estudios que han evaluado la PPB en ecosistemas áridos y semiáridos (Biederman *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2018). Por consiguiente, el propósito de este estudio es evaluar dos productos satelitales de PPB (MOD17A2 y FluxSatv2.0) y compararlos con mediciones hechas por una torre de EC dentro de un ecosistema semiárido.

## Materiales y Métodos

El sitio de estudio corresponde a la localidad de Bernal, dentro del municipio de Ezequiel Montes, la cual se encuentra en la franja semiárida del Estado de Querétaro, México. Se ubica a 20°717' N, 99°941' O, y a una altitud de 2050 msnm. Se caracteriza por un clima árido con lluvias en verano (Bsk) con temperatura promedio anual de 17.1 °C y precipitaciones promedio de 476 mm anuales (CICESE, 2015).

La vegetación presente corresponde a un matorral dominado por especies de los géneros *Acacia*, *Prosopis*, y *Opuntia*, entre otros.

Durante el periodo de 2017 a 2018 una torre de EC estuvo instalada en el sitio de estudio, la cual registro flujos netos del ecosistema (NEE) y variables meteorológicas cada 5s. Los datos se procesaron con el paquete EddyPro en Rstudio para convertir los valores en flujos promedio en intervalos de 30 minutos y extraer valores diarios de PPB en función de la temperatura (Guevara *et al.*, 2021). Las mediciones de PPB obtenidas se reportaron en  $g\ C\ m^{-2}$  al día para el periodo de abril 2017 a agosto de 2018.

Se obtuvieron diferentes productos satelitales para el sitio de estudio y para el mismo periodo de tiempo a través del Land Processes Distributed Active Archive Center (LPDAAC) de la National Aeronautics and Space Administration (NASA). Se descargó el producto de PPB MOD17A2H v006, el cual es una composición acumulativa de valores de PPB; cuenta con una resolución espacial de  $500\ m^2$  y una resolución temporal de 8 días, con unidades de  $kg\ C\ m^{-2}$ . Para obtener valores diarios se aplicó una interpolación y suavizado de datos basado en la técnica de Thin Plate Spline (Keller y Borkowski, 2019). Además, se obtuvo el producto satelital de PPB FluxSatV2.0 que presenta valores diarios de PPB en archivos mensuales, cuenta con una resolución de  $0.05^\circ$  y unidades de  $g\ C\ m^{-2}$ . Se generó un código en ambiente R para extraer los valores diarios de PPB en el sitio de estudio manteniendo las unidades de origen.

Se descargaron productos adicionales de PR como variables predictivas de la PPB. Dichas variables se seleccionaron de acuerdo a su relevancia según los resultados del trabajo de Guevara *et al.*, (2021). Las bandas de reflectancias diarias de los productos MOD09GA y MOD0CGA de MODIS se usaron de manera simple y como base para construir los siguientes índices de vegetación (IVs): índice de razón simple (SimpleR); estrés hídrico (MoistS); índice de estrés por enfermedad (DSI); índice de relación rojo-verde (RGRI); índice normalizado de actividad de la vegetación (NDVI), e índice deferencial de agua normalizad (NDWI\_w) de acuerdo con Hill *et al.*, (2006); así como el índice de vegetación atmosféricamente resistente verde (GARI) e índice de vegetación mejorado (EVI) de acuerdo con Henrich *et al.*, (2012). Se descargaron otros productos de PR (Cuadro 1); datos de precipitación de la misión Global Precipitation Measurement (GPM) de la NASA obtenidos a través del portal Giovanni (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni>). A partir de la plataforma Daymet de la NASA se obtuvieron parámetros climatológicos (Cuadro 2).

**Cuadro 1. Insumos provenientes de MODIS.**

Nombre del producto	Capa satelital	Resolución espacial	Resolución temporal (días)
MOD11A2	Temperatura y emisividad de superficie terrestre día (LSTday)	1 km	
MYD11A2	Temperatura y emisividad de superficie terrestre noche (LSTnight)		16
MYD13A1	Índice de vegetación mejorado (EVI)	500 m	
MCD15A2H	Fracción de radiación fotosintéticamente activa (Fpar) Índice de área foliar (LAI)	500 m	
MOD17A2H	Fotosíntesis neta (PsnNet)	500 m	8

**Cuadro 2. Datos meteorológicos de Daymet.**

Variable	Resolución espacial	Resolución Temporal
Precipitación (Dayprc)		
Radiación de onda corta (Daysrad)		
Temperatura máxima del aire (DayTmax)		

Es posible evaluar la similitud entre estimaciones de productos satelitales y mediciones de las torres de EC a partir de métodos de correlación o regresión múltiple. Se generaron dos modelos de comparación aplicando una regresión lineal simple entre la PPB de MOD17A2 y EC, así como para PPB de FluxSatV2.0 y de EC, en donde se utilizó el 100% de los datos de PPB en ambos casos.

Por otra parte, los modelos de aprendizaje automático pueden ofrecer estimaciones más robustas, ya que identifican patrones cuando se utilizan grandes conjuntos de variables (Holloway y Mengersen, 2018). Se exploraron modelos de ML para obtener estimaciones de PPB basados datos de PR y posteriormente se evaluó la concordancia con las mediciones de EC. Se desarrollaron dos modelos de ML con la función AutoML del paquete H<sub>2</sub>O en ambiente Rstudio (Hall *et al.*, 2019). Se indicaron a cada modelo como variables predictoras: la PPB de los sensores remotos (MOD17A2 y FluxSatV2.0 respectivamente), radiancias, índices de vegetación y los parámetros meteorológicos obtenidos por PR; y como variable de respuesta se indicó la PPB de EC en ambos modelos. Ambos modelos se entrenaron con el 85% del conjunto de datos y 15% restante se utilizó para la evaluación, que consiste en calcular medidas de bondad de ajuste entre valores observados y predichos usando el coeficiente de determinación ( $r^2$ ) y la raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE). Se aplicaron las funciones `automl_leaderboard` y `h2o.varimp` del paquete H<sub>2</sub>O, que son utilidad para conocer el mejor modelo o ensamble de modelos que se generaron durante el proceso de entrenamiento, y se seleccionó la variable de mayor importancia para construir los modelos individuales (Hall *et al.*, 2019). El mejor modelo o ensamble de modelos se eligió de acuerdo al valor más bajo de devianza calculada.

## Resultados y Discusión

Se observó un coeficiente de determinación de  $r^2=0.59$  para los datos generales entre las estimaciones de PPB de MOD17 y las mediciones de PPB de EC (Figura 1a). Para el caso de las estimaciones de PPB de FluxSatV2.0 y PPB de EC se obtuvo un coeficiente de determinación de  $r^2=0.54$  (Figura 1b). Similar a trabajos previos, se observan que las estimaciones de PPB por parte de MODIS pueden llegar a subestimar la PPB medida por las torres de EC (Biedermar *et al.*, 2017). Por otra parte, el producto de PPB FluxSatV2.0 es menos popular en comparación con MODIS debido a su reciente lanzamiento (Joiner *et al.*, 2018), sin embargo, podemos mencionar que para el presente estudio ambos productos satelitales presentan una relación similar con la PPB de EC. Cabe recalcar que una desventaja del producto FluxSatV2.0 es la resolución espacial, además, para la localidad de Bernal encontramos la ausencia de valores en determinadas ocasiones.

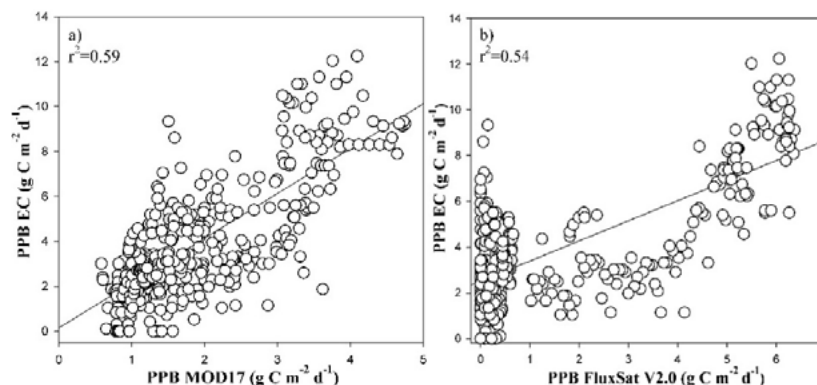


Figura 1. Modelos de regresión lineal entre productos satelitales de PPB y EC en el sitio de estudio a) PPB de MOD17 diaria versus las mediciones de PPB de EC y b) PPB de FluxSatV2.0 diaria contra las mediciones de PPB de EC. Usando el conjunto de datos completo en ambos casos.

De acuerdo al modelo de ML basado en la PPB de MOD17 y las variables derivadas de PR, se predijo la PPB para el sitio de estudio con una  $r^2=0.80$  (Figura 2a). La función AutoML generó un total de 751 modelos y se seleccionó un mejor ensamble de modelos de acuerdo al valor mínimo de devianza. El ensamble de modelos corresponde a un “Stacked Ensamble Best of family” con una devianza de 1.068. Las variables de importancia que estimaron la PPB en el presente modelo, de mayor a menor importancia, fueron: índice de área foliar (LAI), PPB MOD17 y fracción de radiación fotosintéticamente activa (Fpar). En cuanto al modelo de ML basado en la PPB del producto FluxSatV2.0 y las variables derivadas de PR, se predijo la PPB para la localidad de Bernal con una  $r^2=0.83$  (Figura 2b). En este caso se generaron un total de 685 modelos durante el entrenamiento y un modelo de tipo “GBM” obtuvo la menor devianza (0.961). Las variables de mayor importancia para las predicciones de PPB de este modelo fueron: LAI, PPB FluxSatV2.0 e Índice de vegetación mejorado (EVI). En ambos modelos ML, se observó que las variables de mayor importancia corresponden a LAI y la PPB de los productos satelitales (MOD17A2 Y FluxSatV2.0).

Los resultados mostraron mejoras notables en las estimaciones de PPB satelitales cuando se implementan algoritmos de aprendizaje automático. Es importante considerar las ventajas y limitaciones que ofrece cada producto satelital al compararse con las estimaciones de la torre de EC en el sitio de estudio. Por un lado, MOD17A2 es un producto resultado de reflectancias e IVs de MODIS, con una resolución espacial de 500m (Yan et al., 2019) y que depende completamente del producto de clasificación de vegetación (MCDLCHKM) (Running y Zhao, 2019). Mientras que el producto FluxSatV2.0 está validado por observaciones de EC que pertenece a la FLUXNET 2015, a una resolución de ~5km (Joiner et al., 2018). Las mediciones de PPB de la torre de EC en el presente estudio representan una huella de 600m, el producto MOD17A2 se ha podido escalar, sin embargo, la huella de FluxSatV2.0 supera la escala en comparación. Lo anterior vuelve complejo el análisis en el sitio de estudio, debido a que los ecosistemas semiáridos presentan alta heterogeneidad espacial difícil de representar en un solo pixel (Barnes et al., 2021; Huenneke et al., 2001).

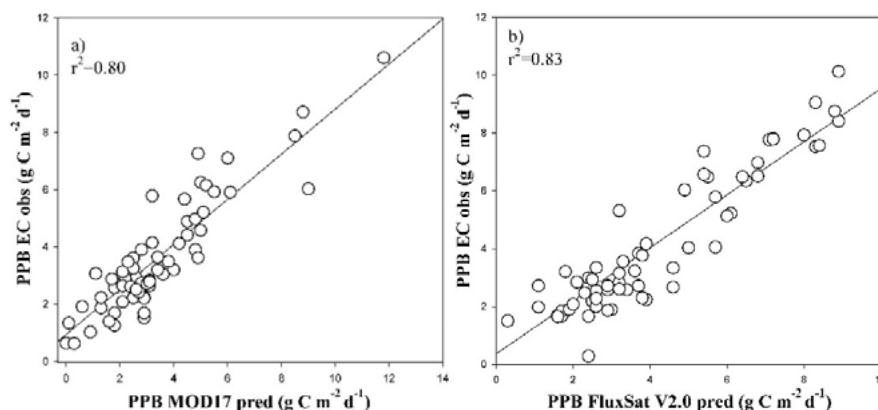


Figura 2. Concordancia entre predicciones de PPB obtenidas con algoritmos de aprendizaje automático y observaciones de PPB derivadas de EC en el sitio Bernal, validado con el 15% del conjunto de datos a) Predicciones de PPB del modelo basado en MOD17A2 b) Predicciones de PPB del modelo basado en FluxSatV2.0.

## Conclusiones

Los productos satelitales de PPB (MOD17A2 y FluxSatV2.0) ofrecieron estimaciones de moderada precisión en comparación a las mediciones de la torre de EC. Sin embargo, una vez que se aplicaron los modelos ML que incorporan variables de PR, además de la PPB satelital (MOD17A2 y FluxSatV2.0), se obtuvieron estimaciones más precisas al compararse con las mediciones de PPB de EC en el sitio de estudio. Los resultados sugieren que las estimaciones de PPB son adecuadas a partir de los productos satelitales con ML en comparación con EC, por tal motivo estas técnicas pueden contribuir de manera práctica y rentable al análisis de captura de carbono en el sitio de estudio y otros de cualidades similares.

## Literatura citada

- Ahlström, A., Raupach, M. R., Schurgers, G., Smith, B., Arneeth, A., Jung, M., Canadell, J. G. P., Jain, A. K., Kato, E., Poulter, B., Sitch, S., Stocker, B. D., Viovy, N., Wang, Y. P., Wiltshire, A., Zaehle, S., y Zeng, N. 2015. The dominant role of semi-arid ecosystems in the trend and variability of the land CO<sub>2</sub> sink. *Science* (80-), 348(6237), 895-899.
- Baldocchi, D. 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere—the state and future of the eddy covariance method. *Global change biology*, 20(12), 3600-3609.
- Barnes, M. L., Farella, M. M., Scott, R. L., Moore, D. J., Ponce-Campos, G. E., Biederman, J. A., y Breshears, D. D. 2021. Improved dryland carbon flux predictions with explicit consideration of water-carbon coupling. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 1-9.
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., y Papale, D. 2010. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, 329(5993), 834-838.
- Bennett, B., Joiner, J., y Yoshida, Y. 2021. Validating satellite based FluxSat v2. 0 Gross Primary Production (GPP) trends with FluxNet 2015 eddy covariance observations. In *AGU Fall Meeting Abstracts (Vol. 2021, pp. B55F-1272)*.
- Biederman, J. A., Scott, R. L., Bell, T. W., Bowling, D. R., Dore, S., Garatuza-Payan, J., y Goulden, M. L. 2017. CO<sub>2</sub> exchange and evapotranspiration across dryland ecosystems of southwestern North America. *Global Change Biology*, 23(10), 4204-4221.
- Byrne, B., Liu, J., Bloom, A. A., Bowman, K. W., Butterfield, Z., Joiner, J., y Yin, Y. 2020. Contrasting regional carbon cycle responses to seasonal climate anomalies across the east-west divide of temperate North America. *Global biogeochemical cycles*, 34(11), e2020GB006598.
- CICESE, (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada) 2015. Base de datos climatológica nacional (CLICOM)., Villa Bernal, Querétaro. <http://clicom-mex.cicese.mx> (Consulta: 28 de agosto de 2019)
- Campoli, M., Malhi, Y., Vicca, S., Luysaert, S., Papale, D., Peñuelas, J., y Janssens, I. A. 2016. Evaluating the convergence between eddy-covariance and biometric methods for assessing carbon budgets of forests. *Nature communications*, 7(1), 1-12.
- Guevara-Escobar, A., González-Sosa, E., Cervantes-Jiménez, M., Suzán-Azpíri, H., Queijeiro-Bolaños, M. E., Carrillo-Ángeles, I., y Cambrón-Sandoval, V. H. 2021. Machine learning estimates of eddy covariance carbon flux in a scrub in the Mexican highland. *Biogeosciences*, 18(2), 367-392.
- Hall, P., Gill, N., Kurka, M., Phan, W., y Bartz, A. 2019. *Machine Learning Interpretability with H2O Driverless AI*, edited by: Bartz, A., H2O.ai Inc., California, US.
- Henrich, V., Krauss, G., Götze, C., y Sandow, C. 2012. *Entwicklung einer Datenbank für Fernerkundungsindizes*. Bochum: AK Fernerkundung, 15.
- Hill, M. J., Held, A. A., Leuning, R., Coops, N. C., Hughes, D., y Cleugh, H. A. 2006. MODIS spectral signals at a flux tower site: Relationships with high-resolution data, and CO<sub>2</sub> flux and light use efficiency measurements. *Remote Sensing of Environment*, 103(3), 351-368.
- Holloway, J., y Mengersen, K. 2018. Statistical machine learning methods and remote sensing for sustainable development goals: a review. *Remote Sensing*, 10(9), 1365.
- Huenneke, L. F., Clason, D., y Muldavin, E. 2001. Spatial heterogeneity in Chihuahuan Desert vegetation: implications for sampling methods in semi-arid ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 47(3), 257-270.
- Joiner, J., Yoshida, Y., Zhang, Y., Duveiller, G., Jung, M., Lyapustin, A., y Tucker, C. J. 2018. Estimation of terrestrial global gross primary production (GPP) with satellite data-driven models and eddy covariance flux data. *Remote Sensing*, 10(9), 1346.
- Joiner, J., y 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.
- Keller, W., y Borkowski, A. 2019. Thin plate spline interpolation. *Journal of Geodesy*, 93(9), 1251-1269.
- Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M. D., Seneviratne, S. I., y Wattenbach, M. 2013. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, 500(7462), 287-295.
- Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P., y Walker, B. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *science*, 316(5826), 847-851
- Rotenberg, E., y Yakir, D. 2010. Contribution of semi-arid forests to the climate system. *Science*, 327(5964), 451-454
- Running, S. W., y Zhao, M. 2019. Daily GPP and annual NPP (MOD17A2H/A3H) and year-end gap-filled (MOD17A2HGF/A3HGF) products NASA Earth Observing System MODIS land algorithm. (For Collection 6). University of Montana, Missoula, MT.
- Smith, W. K., Biederman, J. A., Scott, R. L., Moore, D. J. P., He, M., Kimball, J. S., y Litvak, M. E. 2018. Chlorophyll fluorescence better captures seasonal and interannual gross primary productivity dynamics across dryland ecosystems of southwestern North America. *Geophysical Research Letters*, 45, 748-757
- Wu, X., Xiao, X., Zhang, Y., He, W., Wolf, S., Chen, J., y Blanken, P. D. 2018. Spatiotemporal consistency of four gross primary production products and solar-induced chlorophyll fluorescence in response to climate extremes across CONUS in 2012. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(10), 3140-3161.
- Yan, D., Scott, R. L., Moore, D. J. P., Biederman, J. A., y Smith, W. K. 2019. Understanding the relationship between vegetation greenness and productivity across dryland ecosystems through the integration of PhenoCam, satellite, and eddy covariance data. *Remote sensing of environment*, 223, 50-62.
- Zhang, L., Xiao, J., Zheng, Y., Li, S., y Zhou, Y. 2020. Increased carbon uptake and water use efficiency in global semi-arid ecosystems. *Environmental Research Letters*, 15(3), 034022.

### 5.13. La estabilización de C y su relación con la estabilidad de agregados del suelo en un bosque mesófilo de montaña en Jalpan, Querétaro

**Bobadilla-Ballesteros Martha D.**<sup>1,2,\*</sup>; García-Calderón Norma E.<sup>1</sup> y Fuentes-Romero Elizabeth<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Conservación y Rehabilitación de los Recursos Edáficos, Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla, Universidad Nacional Autónoma de México. Blvd. Juriquilla No. 3001 Querétaro, CP 76230, México.

<sup>2</sup> Posgrado en Ciencias de la Tierra, Centro de Geociencias, UNAM Campus Juriquilla. Blvd. Juriquilla No. 3001 Querétaro, CP 76230, México.

\*Autor de correspondencia: daniela.bobadilla@ciencias.unam.mx

#### Resumen

La estabilidad de los agregados depende de la interacción entre componentes inorgánicos (cationes, arenas, limos y arcillas) con orgánicos, y se relaciona estrechamente a la estabilización del carbono orgánico del suelo (COS). La estabilización del COS a partir de la síntesis de las sustancias húmicas (SH) favorece a la estabilidad de los agregados que, a la vez determina la estructura edáfica y brindan protección física a la materia orgánica particulada intra-agregados (i-MOP). El objetivo de este trabajo fue determinar la relación del COS y de i-MOP con la estabilidad de los macro, meso y micro agregados del suelo en un bosque mesófilo de montaña (BMM). La investigación se realizó en una microcuenca bajo diferente manejo: pastizal, acahual y bosque. En cada sitio se realizó un perfil de suelo y se recolectaron agregados del horizonte superficial. Se caracterizaron las propiedades físicas y químicas del suelo y se determinó la estabilidad de agregados, el contenido de i-MOP y el C en las SH. Los suelos con horizontes de acumulación de COS entre 37.2–134.6 g·kg<sup>-1</sup> se expresan en horizontes mólicos diagnósticos. La estabilidad de agregados se distribuyó en macroagregados>mesoagregados>microagregados, sin diferencias significativas por sitio. Los procesos edafogenéticos asociados con la estabilidad de agregados son la humificación de COS que se distribuye en las SH en AF>Huminas>AH y la acumulación de i-MOP en microagregados>mesoagregados>macroagregados. La estabilización de C como AF y un alto contenido de arcillas favorece a la estabilidad de los agregados en el epipedón mólico, además de brindar con la protección física de i-MOP.

**Palabras clave:** *microagregados; i-MOP; sustancias húmicas.*

#### Abstract

The stability of the aggregates depends on the interaction between inorganic components (cations, sands, silts and clays) with organic ones, and is closely related to the stabilization of organic carbon in soils (SOC). The stabilization of SOC from the synthesis of humic substances (HS) favors the stability of the aggregates that at the same time, determine the edaphic structure and provide physical protection to the intra-aggregate particulate organic matter (i-POM). The objective of this work was to determine the relationship of OC and i-POM with the stability of macro, meso and micro soil aggregates in a mountain cloud forest (MCF). The research was carried out in a micro-watershed under different management: grassland, secondary forest and forest. At each site, a soil profile was described, and aggregates of the surface horizon were collected. The physical and chemical properties of the soil were characterized and the stability of aggregates, the content of i-POM and C in SH were determined. Soils with SOC accumulation horizons between 37.2–134.6 g·kg<sup>-1</sup> are expressed in mollic horizons. Aggregate stability was distributed in macroaggregates>mesoaggregates>microaggregates, without significant differences by site. The edaphogenetic processes associated with the stability of aggregates are the humification of

OC that is distributed in HS in FA>Humins>HA and the accumulation of i-POM in microaggregates>mesoaggregates>macroaggregates. The stabilization of C as FA and a high clay content favors the stability of the aggregates in the mollic epipedon, in addition to providing the physical protection of i-POM.

**Key words:** *microaggregates; i-POM; humic substances.*

## Introducción

La estabilización de C se define como los mecanismos de protección del carbono orgánico del suelo (COS) a la mineralización que lo conducen a tiempos de residencia prolongados en el suelo (Lützow *et al.*, 2006). Estos mecanismos son: preservación selectiva, inaccesibilidad espacial e interacciones con superficies y iones metálicos. Dentro de la preservación selectiva está la recalcitrancia secundaria dada por la condensación y polimerización de algunos componentes orgánicos que resultan en sustancias húmicas (SH); y en la inaccesibilidad espacial que influye en el acceso físico del COS a los microorganismos y exoenzimas (Lützow *et al.*, 2006). Estos mecanismos de estabilización de C pueden relacionarse estrechamente con la estabilidad de los agregados en el suelo, que funge como un indicador de calidad de los sitios, de manera que, si hay cambios en la estabilidad de los agregados, hay cambios en la efectividad de los agentes orgánicos en la agregación (Haynes y Swift, 1990).

Los agregados son resultado de procesos complejos y jerárquicos de organización entre las partículas minerales como arenas, limos y arcillas, agentes de unión como las moléculas orgánicas y cationes polivalentes (Ferreira *et al.*, 2019; Six *et al.*, 2000; Tisdall y Oades, 1982). Se pueden dividir de acuerdo con su tamaño en macroagregados (>2000  $\mu\text{m}$ ), mesoagregados (2000-250  $\mu\text{m}$ ) y microagregados (250-53  $\mu\text{m}$ ). La estabilidad de los agregados está en función de las fuerzas cohesivas y la tensión superficial entre la interfase aire-agua para resistir a la desintegración debido al impacto y abrasión generadas por la fuerza del viento o del agua (Kemper y Rosenau, 1986). Además, los agregados forman un sistema de retroalimentación con la materia orgánica del suelo (MOS) debido a que ésta favorece a su estabilidad y al mismo tiempo, los agregados favorecen a su preservación conservando la materia orgánica particulada intra-agregados (i-MOP) (LiuSiu *et al.*, 2019; Six y Paustian, 2014).

La dinámica entre los agregados, la preservación de i-MOP y la estabilización del COS depende de la edafogénesis y del uso de suelo (Li, *et al.*, 2020) en donde las prácticas de manejo pueden modificar los reservorios de COS y la estabilidad de los agregados. Múltiples estudios han demostrado la influencia del tipo de vegetación y como los disturbios antrópicos a diferentes escalas, afectan la agregación (Ferreira *et al.*, 2020; Six *et al.*, 2000; Watteau *et al.*, 2019). Debido a la complejidad que representa estudiar la estabilización de COS y todos los factores que intervienen en la formación de los agregados, es de vital importancia evaluar la estabilidad de los agregados y la estabilización del COS en suelos de bosque mesófilo de montaña (BMM). Por lo que el objetivo de esta investigación fue determinar la relación del COS y de i-MOP con la estabilidad de los macro, meso y micro agregados del suelo en un BMM.

## Materiales y métodos

### *Sitio de estudio*

El sitio de estudio se encuentra en la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda en la microcuenca Ojo de Agua San Francisco en el municipio de Jalpan, Querétaro en las coordenadas 21°33'6.47" N, 99°11'50.06" O (Figura 1).





**Figura 1.** Localización geográfica del sitio de estudio y los puntos de muestreo.

El sitio de estudio está sobre rocas pertenecientes a la formación de El Abra y El Doctor con un espesor de 1500 m (Carrasco, 1970). Pertenece a la Provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental dentro de la Subprovincia del Carso Huasteco (SGM, 1997). La vegetación es de un Bosque mesófilo de montaña (BMM) que se caracteriza por la abundancia y diversidad de epífitas, trepadoras leñosas y de pteridofitas (Rzedowski, 1996). Las unidades climáticas reportadas para la región son semicálido húmedo y semicálido subhúmedo con una precipitación media anual de 1500 a 3000 mm y una temperatura media anual de 12° C (INEGI, 2005). Los suelos reportados para la zona son Leptosol, Luvisol (INEGI, 2005), Umbric Alisol (Cutanic, Humic), Albic Fragic Luvisol (Calcaric, Cutanic) (Krasilnikov *et al.*, 2016), Phaeozems y Umbrisols (Bobadilla-Ballesteros *et al.*, en revisión).

### *Diseño experimental y trabajo de campo*

Se establecieron tres parcelas en la parte media de la ladera con orientación NE en un bosque, un acahual y un pastizal, y se realizó un muestreo de conglomerado en forma circular de 12 m de diámetro (CONAFOR, 2011). En la parte central de cada parcela se estableció el suelo tipo y se establecieron 10 puntos en la circunferencia. Se colectaron muestras y agregados del horizonte superficial y subsuperficial (~1 kg) para su análisis físico y químico.

### *Caracterización de propiedades físicas y químicas del suelo*

Las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente durante 48 horas; posteriormente se cuartearon, se molieron en un mortero de madera y se tamizaron por malla #10 y por malla #60. La determinación de carbono orgánico (método de oxidación en húmedo) y pH 1:2.5 se hicieron de acuerdo con el Manual del ISRIC Technical Paper 9 (van Reeuwijk, 2002). La determinación de la textura se realizó por el método de la pipeta (Soil Survey Staff, 2014) y la estabilidad de agregados se realizó de acuerdo con el método de Kemper y Rosenau (1986) modificado por Six *et al.*, (2000). La separación de i-MOP de los macro, meso y microagregados se realizó con el método de fraccionamiento físico por densidad (Christensen, 1992) y el fraccionamiento de las SH se hizo con el método de la Sociedad Internacional de las Sustancias Húmicas (Swift, 1996). Para el análisis estadístico se realizó una ANOVA de una vía en R estadistic para encontrar diferencias de la agregación y CO por cada uno de los sitios y horizontes (Webster y Oliver, 1990).

## **Resultados y Discusión**

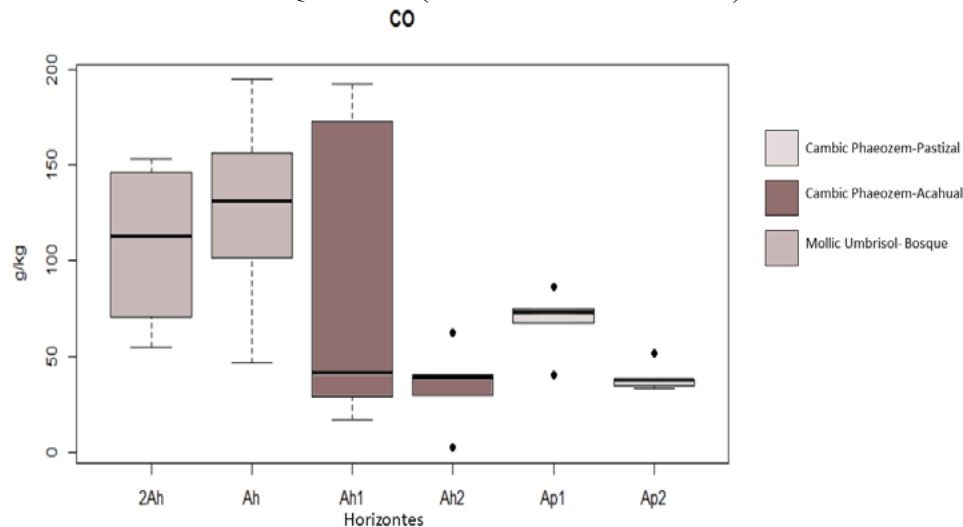
De acuerdo con los resultados obtenidos se observa que los horizontes superficiales y subsuperficiales de los tres sitios tienen un alto contenido de CO (>1%) y pH mayores de 5 (Tabla 1) por lo que forman parte de un epipedón móllico (IUSS, Working Group, 2015). Además, todos los horizontes de los tres sitios tienen un contenido de arcilla (>50%), a excepción del horizonte 2Ah del bosque, lo cual puede ser benéfico para la complejación arcilla-humus y favorecer a la estabilización de C (Lützwow *et al.*, 2006).

**Cuadro 1. Propiedades químicas y físicas de los suelos.**

Sitio	Hor	Prof cm	pH 1:2.5	CO (g kg <sup>-1</sup> )	A	Textura		Tipo
						L (%)	R	
Pastizal	Ap1	0-10/11	5.50	73.7±1.8	2.7	25.3	72.0	R
	Ap2	10/11-35/41	5.63	39.1±0.7	3.4	27.1	69.5	R
Acahual	Ah1	0-10/15	6.85	117.85±7.0	1.4	33.6	65.0	R
	Ah2	10/15-39/42	6.46	37.24±1.7	5.5	31.3	63.2	R
Bosque	Ah	0-4/7	6.66	134.63±5.5	7.7	34.7	57.7	R
	2Ah	4/7-37/43	6.91	117.76±4.5	10.2	51.3	38.4	RL

CO: carbono orgánico; A: arena; L: limo; R: arcilla; R: arcillosa; RL: arcillo limosa.

El contenido de CO en los tres sitios varía entre el epipedón móllico del pastizal y los epipedones móllicos del acahual y el bosque (p=0.031\*), ya que el bosque y el acahual tienen un mayor contenido de CO en el horizonte superficial (Figura 2) debido a la lenta mineralización característica de los suelos en BBM (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2012). Sin embargo, el contenido de carbono sigue siendo muy alto para los tres sitios, por lo que, a pesar de la diferencia entre sitios, la estabilización de CO es mayor que lo reportado en suelos de BMM en Querétaro (Krasilnikov *et al.*, 2016).



**Figura 2. Variabilidad del contenido de CO de los epipedones móllicos (p=0.031\*).**

De acuerdo con los resultados, no se encontraron diferencias significativas en la estabilidad de los macro, meso y microagregados entre cada uno de los sitios debido a la similitud de los procesos en los tres suelos que presentan un epipedón móllico con propiedades y procesos de humificación, estabilización y acumulación del CO. De acuerdo con Six *et al.*, (2000) existe un orden jerárquico de agregados en el suelo en donde el COS es el principal agente cohesivo y la i-MOP dentro de los macroagregados, derivada de las raíces, juega un papel importante en la formación de microagregados cuando hay un cambio de uso de suelo. Esto se observa en el horizonte Ap1 del pastizal, en donde el CO de la i-MOP es el más alto (Figura 3).

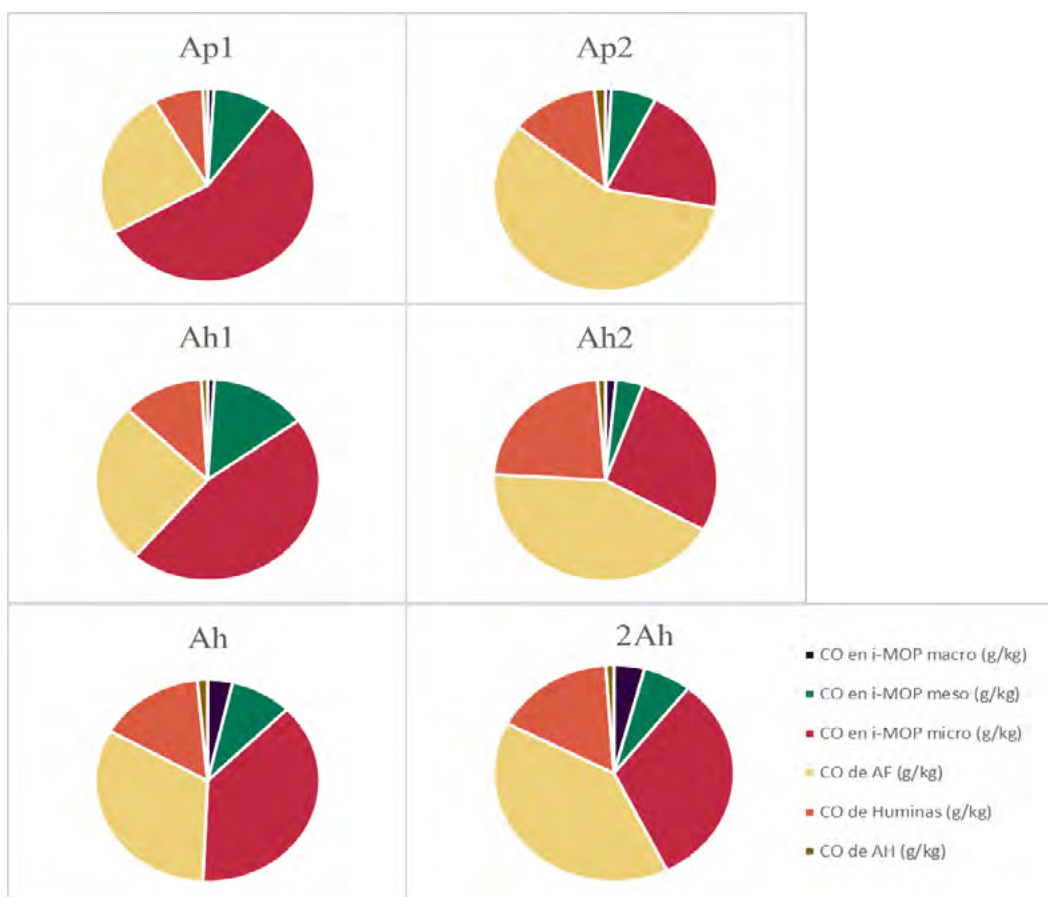


Figura 3. Proporción de CO en los horizontes superficiales (Ap1, Ah1 y Ah) y subsuperficiales (Ap2, Ah2 y 2Ah) en i-MOP de los macro, meso y microagregados, y en cada fracción de las sustancias húmicas.

La mayor fracción de CO humificado se encuentra como CO de ácidos fúlvicos (Figura 3) los cuales tienen una alta capacidad de formar uniones órgano-minerales, por su mayor número de grupos funcionales activos como los fenólicos y carboxílicos, en comparación con la fracción de CAHs favoreciendo a la estabilidad de los agregados (Kulikowska et al., 2015). Los macro, meso y micro agregados de los tres sitios mantienen su estabilidad debido a la humificación de los componentes orgánicos derivados de la vegetación primaria del BMM, los cuales podrían ser recalcitrantes y por ende tener una alta persistencia la cual mantiene fuertemente estables los macroagregados (Tisdall y Oades, 1982). El vínculo entre la i-MOP y el CO humificado se rige por mecanismos de estabilización debido a la protección física de la i-MOP y la consecuente protección química adquirida durante el proceso de humificación (Lützow *et al.*, 2006; Six *et al.*, 2002; Yang *et al.*, 2017). Además, el alto contenido de arcillas en los horizontes favorece a la formación de complejos órgano-minerales que son controladores importantes en la estabilidad estructural (Six *et al.*, 2000).

## Conclusiones

Los procesos edafogénicos asociados con la estabilidad de agregados son la humificación de COS que se distribuye en las SH en AF>Huminas>AH y la acumulación de i-MOP en microagregados>mesoagregados>macroagregados. La estabilización de C como AF y un alto contenido de arcillas favorece a la estabilidad de los agregados en el epipedón móllico, además de brindar con la protección física de i-MOP.

## Agradecimientos

Esta investigación fue realizada gracias al proyecto PAPIIT IN121320 “Almacenes y flujos de carbono y agua en suelos de bosques mesófilos de montaña con diferentes grados de perturbación”.

## Literatura citada

- Álvarez-Arteaga, G., García-Calderón, N.E., Krasilnikov, P.V., Sedov, S.N., Targulian, V.O., y Velázquez Rosas, N. 2008. Soil altitudinal sequence on base-poor parent material in a montane cloud forest in Sierra Juárez, Southern Mexico. *Geoderma* 144:593–612. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.01.025
- Carrasco, B. 1970. La Formación El Abra (Formación el Doctor) en la Plataforma Valles-San Luis Potosí. *Revista del Instituto Mexicano del Petróleo* 2: 97-99.
- Christensen, B.T. 1992. Fraccionamiento físico del suelo y la materia orgánica en partículas primarias y densidades separadas. pp 2-76. En: Stewart, B.A. (ed.). *Advances in Soil Science*. vol 20. Springer. Nueva York, EUA.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2011. *Inventario nacional forestal y de suelos: Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo*.
- Ferreira, C. dos R., do Nascimento-Guedes, J., Rosset, J. S., dos Anjos, L. H. C., y Pereira, M. G. 2019. Diversity of the edaphic macrofauna in areas managed under no-tillage for different periods. *Semina: Ciências Agrárias* 40(2):599-610. DOI:10.5433/1679-0359.2019v40n2p599
- Ferreira, C. dos R., Silva Neto, E. C. da, Pereira, M. G., Guedes, J. do N., Rosset, J. S., y Anjos, L. H. C. dos. 2020. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. *Soil and Tillage Research* 198:104-133. DOI: 10.1016/j.still.2019.104533
- Haynes, R. J., y Swift, R.S. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Journal of Soil Science* 41:73–83. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1990.tb00046.x
- Iuss Working Group Wrb. (2015) Base de referencia mundial para los recursos del suelo 2014, actualización 2015: Sistema internacional de clasificación de suelos para nombrar suelos y crear leyendas para mapas de suelos. *World Soil Resources Reports No. 106*, 192.
- Kemper, W.D. y Rosenau, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution. pp. 425-442. En: Klute, (ed.). *Methods of Soil Analysis, Part 1- Physical and Mineralogical Methods*. Soil Science Society of America Journal. EUA.
- Krasilnikov, P., García-Calderón, N., y Pogosyan, L. 2016. Polygenetic soils of montane cloud forest in Sierra Gorda, Mexico. *Geoderma Regional* 7(4):366-375. DOI:10.1016/j.geodrs.2016.11.001
- Kulikowska, D., Gusiatin, Z. M., Bulkowska, K., y Klik, B. 2015. Feasibility of using humic substances from compost to remove heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) from contaminated soil aged for different periods of time. *Journal of hazardous materials* 300:882-891. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.022
- Li, N., Long, J., Han, X., Yuan, Y., Y Sheng, M. 2020. Molecular characterization of soil organic carbon in water-stable aggregate fractions during the early pedogenesis from parent material of Mollisols. *Journal of Soils and Sediments* 20(4):1869-1880. DOI:10.1007/s11368-020-02563-w
- LiuSui, Y., Zhu, X., Li, D., Yan, C., Sun, T., y Jia, H. 2019. Soil aggregate and intra-aggregate carbon fractions associated with vegetation succession in an alpine wetland of Northwest China. *Catena* 181:104-107. DOI: 10.1016/j.catena.2019.104107
- Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., y Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions- a review. *European Journal of Soil Science* 57:426–445. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x
- Six, J., Elliott, E. T. y Paustian, K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32(14):2099–2103. DOI: 10.1016/S0038-0717(00)00179-6
- Six, J., y Paustian, K. 2014. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology and Biochemistry* 68:A4-A9. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.06.014
- Soil Survey Staff. 2014. *Kellogg Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 5.0. R. Burt and Soil Survey Staff (ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Swift, R. S. 1996. Organic Matter Characterization. pp:1036-1059. En: Sparks, D. L. (ed.). *Methods of Soil Analysis, Part 3- Chemical Methods*. Soil Science Society of America Journal. EUA.
- Tisdall, J. M., y Oades, J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal Soil Science* 33:141-143. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x
- Van Reewick, L. P. 2002. *Procedures for soil analysis*. International Soil Reference and Information Center. 6a ed. Wageningen, The Netherlands.
- Watteau, F., Jangorzo, N. S., y Schwartz, C. 2019. Análisis micromorfológico para cuantificar descriptores estructurales en un tecnosol construido reciente. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 71(1):11-20. DOI: 10.18268/bsgm2019v71n1a2
- Webster, R. y Oliver, M.A., 1990. *Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey*. Oxford University Press. Nueva York, EUA.
- Yang, W., Zhao, H., Leng, X., Cheng, X., y An, S., 2017. Soil organic carbon and nitrogen dynamics following, *Spartina alterniflora*, invasion in a coastal wetland of eastern China. *Catena* 156:281–289. DOI: 10.1016/j.catena.2017.03.021

## 5.14. Posibilidades de mitigación del cambio climático en el Parque Nacional La Montaña Malinche o Matlalcuéyatl

Linares-Fleites Gladys<sup>1,\*</sup>; Ticante-Roldán, J.A.<sup>1</sup> y Valera-Pérez Miguel A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>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

La región ocupada por vegetación forestal del Parque Nacional La Montaña Malinche, en su porción correspondiente al estado de Puebla, ha sufrido una importante disminución en extensión a partir de 1950 (a pesar de ser un Área Natural Protegida), pero especialmente después del macro-sismo del 19 de septiembre 1985, como consecuencia del aumento de la población de la Ciudad de Puebla y municipios aledaños ocasionado por la desordenada migración de habitantes de la Ciudad de México. La deforestación del Parque Nacional Malinche ha ocasionado además diferentes procesos de degradación ambiental en la región, cuyas consecuencias se han traducido en la erosión de los suelos, cambio del ciclo hidrológico y micro-climático e importantes emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera por la degradación biológica del suelo y pérdida de vegetación forestal. El objetivo de este trabajo es evaluar el grado de deforestación del Parque y analizar sus posibilidades en la mitigación del cambio climático. La Malinche tiene un gran potencial para programas de servicios ambientales sobre secuestro de carbono y la conservación de sus recursos naturales contribuirá en el combate de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, mitigará el cambio en el micro-clima, evitará y detendrá la erosión del suelo y asegurará una fuente de bienes y servicios a largo plazo en la región. La integración de la investigación científica con el saber de los pueblos originarios de la región acelerará este proceso.

**Palabras Claves:** *gases efecto invernadero, secuestro de carbono, diálogo de saberes.*

### Abstract

The region occupied by forest vegetation of La Montaña Malinche National Park, in its portion corresponding to the state of Puebla, has suffered a significant decrease in extension since 1950 (despite being a Natural Protected Area), but especially after the macro- earthquake of September 19, 1985, as a consequence of the increase in the population of the City of Puebla and surrounding municipalities caused by the disorderly migration of inhabitants of Mexico City. The deforestation of the Malinche National Park has also caused different processes of environmental degradation in the region, the consequences of which have resulted in soil erosion, changes in the hydrological and micro-climatic cycle, and significant CO<sub>2</sub> emissions into the atmosphere due to biological degradation. of soil and loss of forest vegetation. The objective of this work is to evaluate the degree of deforestation in the Park and analyze its possibilities in mitigating climate change. La Malinche has great potential for environmental service programs on carbon sequestration and the conservation of its natural resources will contribute to combat CO<sub>2</sub> emissions into the atmosphere, mitigate changes in the micro-climate, prevent and stop erosion of the land and will ensure a long-term source of goods and services in the region. The integration of scientific research with the knowledge of the native peoples of the region will accelerate this process.

**Keywords:** *greenhouse gases, carbon sequestration, dialogue of knowledge*

## Introducción

Los bosques de México han perdido gran parte de su extensión desde 1950. La región ocupada por vegetación forestal del volcán La Malinche no ha sido la excepción; su extensión ha disminuido (a pesar de ser un Parque Nacional) por prácticas agrícolas y de pastoreo y por tala inmoderada y clandestina.

La deforestación en la región se ha visto reflejada en la degradación biológica de los suelos, cuyas consecuencias se traducen, entre otras, en emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera.

La falta de datos y evaluaciones actualizadas sobre el avance y consecuencias de la degradación biológica de los suelos en la región de La Malinche, impiden definir estrategias y programas para combatir las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, mitigar el cambio en el microclima, reforestar, evitar y detener la erosión del suelo y aumentar el secuestro de carbono.

Desde la década de 1980, el Instituto de Ciencias (ICUAP) de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP) ha estudiado sistemáticamente estos suelos, seleccionando áreas con criterios de uso del suelo y periodos en que se produjeron cambios por deforestación. Se han identificado, las áreas cuya deforestación ocurrió antes de 1986, aquellas que fueron deforestadas en el periodo 1986-2002 y las que en el periodo 2002-2007 conservaban aún vegetación de bosque (Valera *et al.*, 2009; Ríos, 2014; Mena, 2020).

Con muestras obtenidas en cada una de estas áreas (Llaguno *et al.*, 2007), se analizaron las propiedades físicas y químicas de esos suelos. Utilizando técnicas estadísticas exploratorias de datos, entre las que se destaca el Análisis de Componentes Principales, se planteó el objetivo de evaluar el grado de deforestación del Parque y analizar sus posibilidades en la mitigación del cambio climático. También, para acelerar el proceso de esta mitigación, se persigue el propósito de la integración de la investigación científica con el saber de los pueblos originarios de la región (Martínez, 2020).

A continuación se hace una breve explicación de los materiales y métodos utilizados en el este trabajo y, posteriormente, se relacionan los resultados que caracterizan los tres periodos considerados y los esfuerzos que se realizan para lograr un dialogo de saberes Finalmente, se brindan conclusiones y la literatura citada.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional La Malinche (Figura 1). Este Parque está ubicado entre los estados de Puebla y Tlaxcala; comprende los municipios de Amozoc, Acajete, Tepatlaxco de Hidalgo y Puebla (CONANP, 2013).

### *Metodología*

#### *a) Gases de efecto invernadero y secuestro de carbono*

El problema actual con los gases de efecto invernadero es que el aumento en la concentración de estos gases contribuye a una mayor variación en el clima. El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es el gas de efecto invernadero más abundante en la atmósfera, representando el 60% de la concentración total de todos los gases de este tipo. En México, la segunda fuente de emisión de gases de efecto invernadero es el sector de “uso de suelo, cambio de uso de suelo y silvicultura” y el 97% de las emisiones por este rubro corresponden sólo a CO<sub>2</sub> (Comisión Intersecretarial sobre Cambio Climático, 2006).

El despojo de la vegetación natural en los bosques por cambios de uso de suelo implica la desaparición de “sumideros” de CO<sub>2</sub>, término utilizado por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, para definir cualquier proceso, actividad o mecanismo que absorbe o remueve un gas promotor del efecto invernadero de la atmósfera.

Además, el despojo de la vegetación natural en los bosques implica la degradación biológica del suelo. La degradación biológica de los suelos se define como un deterioro del suelo que provoca una reducción de su potencial biológico y de su capacidad productiva. En los trópicos se ha estimado que la degradación biológica de los suelos puede conducir a una emisión anual de 128 billones de toneladas de carbono a la atmósfera.

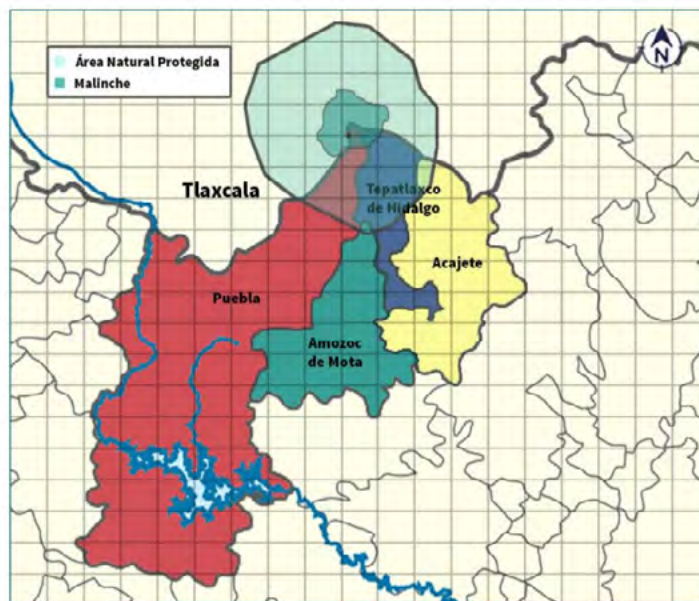


Figura 1. Localización del área de estudio.

Es prioritario generar alternativas para disminuir las emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo y hacer del suelo un mejor sumidero de carbono. No debe olvidarse que México ocupa el quinto lugar en la tasa de deforestación en el planeta, con el correspondiente aumento en la tasa de liberación de CO<sub>2</sub>.

Una de las formas de mitigación del cambio climático es el secuestro de carbono. El secuestro de carbono es el proceso por el cual el CO<sub>2</sub> de la atmósfera se incorpora en formas almacenadas, fundamentalmente en el suelo y la biomasa de la vegetación, quedando inmovilizado respecto a la circulación bioquímica durante largos períodos de tiempo. A pesar de la importancia del secuestro de carbono en los procesos de cambio global relacionados con el efecto invernadero, su evaluación se encuentra muy limitada debido a que sólo se conocen parcialmente los mecanismos de formación y transformación de la materia orgánica de los suelos (Valera *et al*, 2009).

b) *Estimación de las cantidades de carbono orgánico del suelo.*

El reto de obtener valores para estimar las reservas de carbono orgánico del suelo está lleno de dificultades, debido a la variabilidad espacial de los mismos. Los suelos son muestreados como otros materiales sólidos en un sitio o serie de sitios determinados. Las propiedades físicas y químicas determinadas en las muestras de suelo fueron:

- Propiedades físicas: Densidad Aparente (DensApa), Porcentaje de Humedad (Humedad)
- Propiedades químicas: pH Delta ( $\Delta$  pH), Acidez Hidrolítica (AcidezHidrol), Acidez Intercambiable (AcidezInter), Aluminio (Aluminio)
- Características de la materia orgánica: Contenido de Materia Orgánica (MatOrg), Carbono Orgánico (CarbOrg), Nitrógeno Total (NitrógTotal), Relación Carbono- Nitrógeno (Relación C/N)

c) *Exploración de los datos*

Como se dispone de la misma información (propiedades físicas y químicas de los suelos) medida en tres diferentes períodos de tiempo, se trazó el objetivo de estudiar las caracterizaciones parciales asociadas a cada uno de los períodos de tiempo y realizar un estudio comparativo analizando sus similitudes y diferencias. Se utiliza el Análisis de Componentes Principales (ACP), como técnica exploratoria de datos (Linares, 2006).

#### *d) Red Gestión Prospectiva y Sustentabilidad Territorial Malintzi -Matlacueye*

La integración de la investigación científica con el saber de los pueblos originarios de la región acelerará el proceso de mitigación del cambio climático (Torres y Guevara, 2002; Soto *et al.*, 2001).

## **Resultados y Discusión**

Los cuadros (numerados de 1 al 3) y las figuras correspondientes, muestran los resultados que caracterizan el grado de deforestación de la región La Malinche. Los datos fueron procesados con Minitab 15.

### *Período antes de 1986*

Se pudo comprobar que el cambio en el uso de suelo en la región de La Malinche ocurrido antes de 1986 ha ocasionado una degradación biológica y, por tanto, la pérdida de carbono orgánico del suelo. Obsérvese en el cuadro 1, que con sólo dos componentes principales se logró explicar el 76.1% de la variabilidad total. En la figura se destaca, en la primera componente (PC1), la oposición entre las variables Densidad Aparente y las variables que caracterizan la Materia Orgánica.

Los contenidos de carbono orgánico encontrados fueron menores de 40 ton/ha. Las emisiones equivalente de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (esto es suponiendo que todo el carbono se perdió en forma de emisiones de CO<sub>2</sub>) fue de 23.76 ton/ha. Si se considera que estos suelos abarcan 11 390 hectáreas en la zona de estudio, las emisiones equivalentes se calculan en 270 mil 661 toneladas de CO<sub>2</sub>.

### *Período 1986-2002*

La superficie forestal en la zona se redujo de 5 mil 934 a 5 mil 650 hectáreas entre 1986 y 2002. La reducción anual del bosque fue de 12.90 hectáreas. La tasa de deforestación anual porcentual en este período fue menor que el rango de tasas de deforestación registrados en el último inventario forestal nacional. Esta tasa es comparable con la tasa existente a nivel mundial. Los contenidos de carbono orgánico encontrados en este período fue de 59 ton/ha.

Obsérvese en el cuadro 2 que con sólo dos componentes principales se logró explicar el 69.7% de la variabilidad total. En la figura se destaca, en la primera componente (PC1), la oposición entre las variables Densidad Aparente y las variables que caracterizan la Materia Orgánica.

### *Período 2002-2007*

La degradación biológica del suelo ha provocado, durante este período, un aumento en la temperatura promedio anual, comparado con el período anterior, aunque la precipitación promedio permaneció constante (790 mm de agua de lluvia). Los contenidos de carbono orgánico encontrados en este período fue de 66 ton/ha.

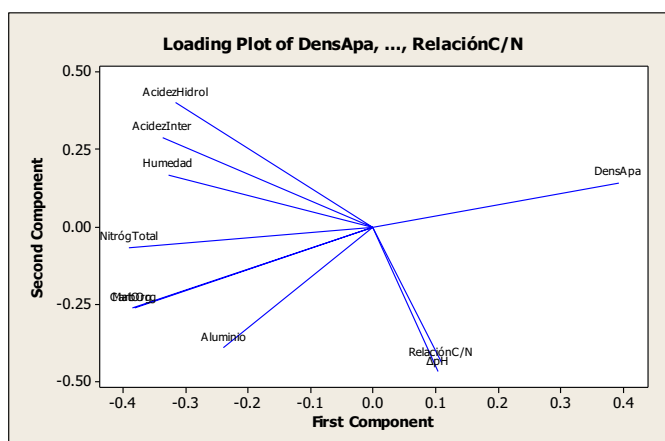
Obsérvese en el cuadro 3 que con sólo dos componentes principales se logró explicar el 70% de la variabilidad total. En la figura se destaca, en la primera componente (PC1), la oposición entre las variables Densidad Aparente y las variables que caracterizan la Materia Orgánica y la relación C/N gana en importancia en relación con los períodos anteriores.



**Cuadro 1. Valores y Vectores Propios de la Matriz de Correlaciones de antes de 1986**

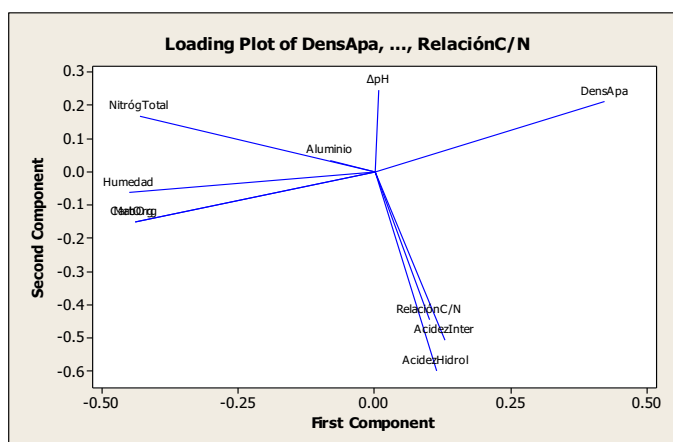
<b>Valor propio</b>	5.3023	2.3034
<b>Proporción</b>	0.530	0.230
<b>Acumulado</b>	0.530	0.761

Variable	PC1	PC2
DensApa	0.392	0.142
Humedad	-0.327	0.169
AcidezHidrol	-0.316	0.402
AcidezInter	-0.337	0.290
$\Delta$ pH	0.104	-0.468
Aluminio	-0.238	-0.391
MatOrg	-0.385	-0.262
CarbOrg	-0.382	-0.263
NitrógTotal	-0.390	-0.066
RelaciónC/N	0.109	-0.438

**Cuadro 2. Valores y Vectores Propios de la Matriz de Correlaciones (1986-2002)**

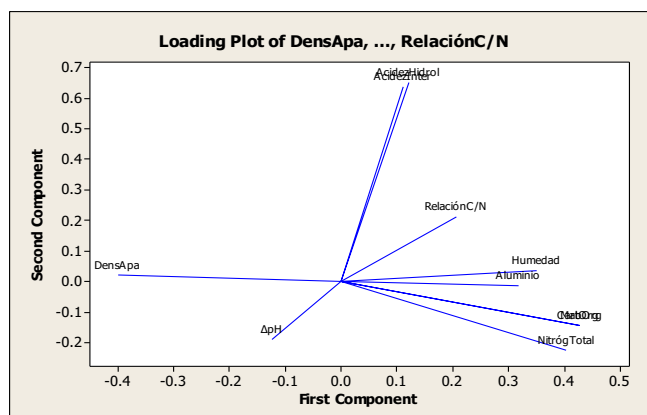
<b>Valor propio</b>	4.5588	2.4105
<b>Proporción</b>	0.456	0.241
<b>Acumulado</b>	0.456	0.697

Variable	PC1	PC2
DensApa	0.422	0.211
Humedad	-0.450	-0.063
AcidezHidrol	0.113	-0.600
AcidezInter	0.130	-0.507
$\Delta$ pH	0.007	0.244
Aluminio	-0.081	0.035
MatOrg	-0.439	-0.153
CarbOrg	-0.439	-0.152
NitrógTotal	-0.432	0.165
RelaciónC/N	0.102	-0.447

**Cuadro 3. Valores y Vectores Propios de la Matriz de Correlaciones (2002-2007)**

<b>Valor propio</b>	4.8645	2.1370
<b>Proporción</b>	0.486	0.214
<b>Acumulado</b>	0.486	0.700

Variable	PC1	PC2
DensApa	-0.400	0.020
Humedad	0.351	0.034
AcidezHidrol	0.121	0.649
AcidezInter	0.112	0.635
$\Delta$ pH	-0.123	-0.190
Aluminio	0.319	-0.016
MatOrg	0.428	-0.145





CarbOrg	0.428	-0.145
NitrógenoTotal	0.404	-0.226
RelaciónC/N	0.206	0.210

### *Red Gestión Prospectiva y Sustentabilidad Territorial Malintzi-Matlacueye*

La Red Gestión Prospectiva y Sustentabilidad Territorial Malintzi-Matlacueye se fundó el 20 de agosto de 2019 en San Miguel Canoa, Puebla. Dadas las condiciones actuales de deterioro ambiental de la montaña Malinche, habitantes de los pueblos originarios, académicos, estudiantes y miembros de la sociedad civil acordaron constituirse en una RED con el propósito de llevar a cabo un modelo de gestión integral permanente de la montaña Malinche. Considerándola como un territorio bio-social-cultural, se implementaron variadas acciones entre la que se destaca la siguiente:

Colaborar con las instituciones académicas, de gobierno y de la Sociedad civil, así como, con grupos de campesinos-indígenas en la implementación de sus planes de trabajo y para el alcance de sus objetivos. Bajo este criterio se han iniciado planes de para la mitigación del Cambio Climático.

### **Conclusiones**

Se pudo comprobar que el cambio en el uso del suelo en la región del volcán La Malinche, ocurrido antes de 1986, ha ocasionado una emisión significativa de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Sin embargo, el cambio en el uso del suelo en esa región, ocurrido en el periodo posterior a 1986, no ha ocasionado una emisión significativa de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Este estudio hace evidente que la conservación de los recursos naturales en La Malinche contribuirá en el combate de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, mitigará el cambio en el micro-clima, evitará y detendrá la erosión del suelo y asegurará una fuente de bienes y servicios a largo plazo en la región.

La Malinche tiene un gran potencial para programas de servicios ambientales sobre secuestro de carbono y la conservación es la medida inicial. Es factible reforestar con la vegetación nativa original, donde a pesar de la deforestación los suelos conservaron sus propiedades (suelos deforestados después de 1986). La fundación de la RED facilitará el dialogo de saberes.

### **Literatura citada**

- Comisión Intersecretarial sobre Cambio Climático (2006). México Tercera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, México, D.F. INE.SEMARNAT, 208p.
- CONANP (2013). Programa de Manejo del Parque Nacional la Malinche o Matlalcuéyatl. Ciudad de México, México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Llaguno, J., J. Cervantes, M.A. Valera, E. Torres, E. y G. Linares. 2007. Emisiones de CO<sub>2</sub> 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.
- Martínez, R.A. (2020). Conflicto Ambiental y Estrategia de Gestión en el Centro de Cultura Ambiental en el Paraje Huey Tecoch. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 130 p.
- Mena, D., (2020). Estimación del carbono almacenado por los suelos del Parque Nacional La Malinche a partir de teledetección. . Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 159 p.
- MINITAB Release 15. 2005. Statistical Software Minitab Inc., E.U
- 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.
- Ríos, A. (2014). Calidad del carbono secuestrado en suelos de los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche, Estado de Puebla. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 167 p.
- 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.

## 5.15. Tendencia del verdor y variabilidad climática en la cuenca de un humedal continental

Vázquez-Castillo Inés del R.<sup>1,\*</sup>; Villarreal-Rodríguez Samuel<sup>1</sup> y Ramírez-Serrato Nelly L.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> División de Investigación y Posgrados de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro campus Querétaro Cerro de las Campanas S/N. Colonia Las Campanas C.P.76010, Santiago de Querétaro, Qro, México.

<sup>2</sup> Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, circuito de la Investigación científica S/N, C.U., Coyoacán, CDMX.

\* Autor de correspondencia: irvc.2709@gmail.com

### Resumen

Los humedales son ecosistemas de transición entre sistemas terrestres y acuáticos, los cuales proveen de distintos servicios ambientales. La Presa de Jalpan de Serra es nombrado humedal continental por Ramsar debido a los servicios ecosistémicos que brinda, la importancia de la cuenca es ecológica y social debido a que es la fuente principal de abastecimiento de agua para la población y su alrededor. Aquí, se analizaron series de tiempo del índice de vegetación normalizado (NDVI), la temperatura, la precipitación y el vapor de presión total entre el 2001 y el 2021, de los cuales se realizó un análisis por estaciones del año invierno, primavera, verano y otoño; para cuantificar la tendencia del verdor y la variabilidad climática para la cuenca de un humedal continental en este caso como lo es la Presa de Jalpan Serra y con ello poder identificar cual variable climática influye en el verdor del dosel. De acuerdo a los datos se muestra un incremento en la temperatura máximas y un decremento en la temperatura mínima, así como un decremento en la precipitación de cada estación del año, se logra observar que los valores de NDVI son de (0.4 - 0.63) en invierno, (0.35 - 0.75) en verano, (0.56 - 0.84) en primavera y (0.24 - 0.83) en otoño, y una tendencia de los datos únicamente en el NDVI en las estaciones de verano con un p bilateral de 0.0022 y en otoño con un p bilateral de 0.03.

**Palabras clave:** *precipitación; temperatura; NDVI; humedal; fenología*

### Abstract

Wetlands are transition ecosystems between terrestrial and aquatic systems, which provide different environmental services. The Jalpan de Serra Dam is named continental wetland by Ramsar due to the ecosystem services it provides, the importance of the basin is ecological and social because it is the main source of water supply for the population and its surroundings. Here, time series of the normalized vegetation index (NDVI), temperature, precipitation and total pressure vapor between 2001 and 2021 are analyzed, of which an analysis was made by seasons of the year winter, spring, summer and autumn; to quantify the trend of greenness and the climatic considerations for the basin of a continental wetland in this case, such as the Jalpan Serra Dam and thereby be able to identify which climatic variable influences the greenness of the canopy. According to the data, an increase in the maximum temperature and a decrease in the minimum temperature are shown, as well as a decrease in the precipitation of each season of the year, it is possible to observe that the NDVI values are (0.4 - 0.63) in winter, (0.35 - 0.75) in summer, (0.56 - 0.84) in spring and (0.24 - 0.83) in autumn, and a trend of the data only in the NDVI in the summer seasons with a bilateral p of 0.0022 and in autumn with a two-sided p of 0.03. This finding provides an alternative for the analysis of the continental wetlands of Mexico and thereby determine the greenness of the canopy and the influence of climatic variables.

**Key Words:** *precipitation, temperature, NDVI, wetland, phenology*



## Introducción

Los humedales son ecosistemas de transición entre sistemas terrestres y acuáticos, los cuales conservan recursos ambientales y ecológicos, ya que proporciona servicios importantes como disminuir el efecto invernadero y captura/almacenamiento de carbono (Gao, A. Cheung, Li, X. Li, & Y. Yang, 2013.), sin embargo, los humedales de todo el mundo han sufrido degradación ambiental y pérdidas, estimando que el 64% de los humedales del planeta desde inicios del siglo XX han desaparecido. (Ramsar, Humedales: en peligro de desaparecer en todo el mundo, 2014), por factores antropogénicos como el aumento de la población y de sus necesidades, la variación climática como el aumento de la temperatura y las bajas precipitaciones, entre otros.

Los impactos biológicos del cambio climático, en particular los aumentos de temperatura, se han documentado en una gran cantidad de ecosistemas terrestres (Rosenzweig, y otros, 2008.), la variabilidad climática, influyen en los patrones temporales ecosistémico como la fotosíntesis, la respiración, y la evapotranspiración que controlan las tasas de crecimiento del dosel (Vázquez-Lule, y otros, 2019.). Por otro parte la vegetación es uno de los principales elementos de los ecosistemas terrestres y es un importante indicador para evaluar diferentes procesos físicos, por ejemplo, los fenómenos relacionados a la pérdida de biodiversidad, desertificación, erosión del suelo e interacción vegetación-clima (Cruz Flores, Curbelo Benítez, Ferrer-Sánchez, & Ávila, 2020) de cuencas, bosque, manglares, entre otros ecosistemas terrestres, debió a esto en los últimos años se han desarrollado metodologías para el monitoreo de las tierras basadas en el uso de índices de vegetación derivados de sensores remotos, como estimadores de atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas (Gaitán, D. E donaldo-Bran, & C. Azooona, 2015.) aplicados por ejemplo al detección de la tendencia del dosel en manglares por (Vázquez-Lule, y otros, 2019.), para la descripción de las variaciones espaciales y temporales en el NDVI en Cuba por (Cruz Flores, Curbelo Benítez, Ferrer-Sánchez, & Ávila, 2020), o para determinar la degradación de un humedal por (Gao, A. Cheung, Li, X. Li, & Y. Yang, 2013.), en (Gaitán, D. E donaldo-Bran, & C. Azooona, 2015.) para determinar la tendencia del NDVI como indicador de la degradación de tierras en Argentina.

De acuerdo al Inventario Nacional de humedales (INH) (CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), 2017), México cuenta con 6331 humedales, de los cuales por su importancia y sus características, 142 están considerados dentro de la conservación de los humedales de importancia internacional Ramsar, dentro de los cuales Jalpan de Serra es el número 1352 considerado como humedal continental (CONAPO, 2020); debido a que es hábitat de una cantidad importante de flora y fauna principalmente avifauna, representando el 53% 56% de la avifauna reportada por la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, y está cubierta por un 70% de la superficie forestal original del tipo selva baja caducifolia. (CONAPO, 2020); por lo tanto la cuenca de este humedal es un espacio apropiado para el análisis de los procesos ambientales, principalmente porque los elementos que confluyen son de diferentes sectores (bióticos, físicos, químicos, social) involucradas en todos los procesos que son realizados al interior del territorio (Torres-Olvera, 2018.)

La presa de Jalpan de Serra se ubica en el estado de Querétaro, dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda (RBSG), actualmente el agua almacenada es usada con fines agrícolas para el riego de cultivos, además de servir como fuente de abastecimiento para parte del consumo humano de la población de Jalpan de Serra, se dan actividades pesqueras en pequeña escala, consumiendo la producción las localidades vecinas. (Ramsar, Ficha informativa de los humedales de Ramsar, 2003),

El objetivo de la investigación es determinar la tendencia del verdor del dosel, y determinar cuál variable climática tiene más impacto sobre el verdor en las estaciones del año, para la cuenca de un humedal continental.

Aquí se presentan las preguntas que abrieron camino a la investigación

1. ¿Existe una tendencia en el índice de vegetación en el humedal de la presa de Jalpan?
2. ¿Qué factores climatológicos (temperatura, pulsos de precipitación y vapor de presión) influyen en los cambios en el índice de vegetación en el humedal de la presa de Jalpan?

Y como hipótesis tenemos:

De acuerdo a las características de la cuenca hay una tendencia en el verdor del dosel en las cuatro estaciones del año en la presa de Jalpan de Serra, y la variable climática que más influye en el verdor del dosel es la temperatura.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

La presa de Jalpan de Serra se encuentra en el municipio de Jalpan de Serra, Querétaro, en las coordenadas 21°12' norte y 99°28' oeste (SEMARNAT, 2010). La delimitación de la cuenca de la presa de Jalpan (figura 1) se realizó en Qgis, donde se introdujo el conjunto de vectores topográficos F14C48 (curvas de nivel, corrientes, cuerpos de agua) y la carta topográfica F14C48 que se obtuvieron previamente de INEGI (<https://www.inegi.org.mx/>).

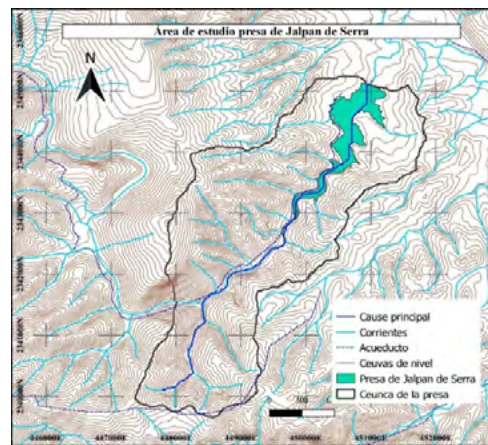


Figura 1: Área de Estudio, Cuenca de la presa de Jalpan de Serra (elaboración propia)

### *Detección del verdor*

Se utilizaron compuestos a cada 16 días de NDVI desde el 2001 hasta el 2021 a 1 km de resolución espacial del MOD13A2\_006 productos de Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), obtenidos de AppEEARS (<https://appears.earthdatacloud.nasa.gov/>). El NDVI se utiliza para estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación de muchos ecosistemas, para el cálculo de los índices de vegetación son necesaria la información que se encuentra en las bandas roja e infrarroja (Alosno, 2015.). Este índice puede tomar valores entre -1,0 y 1,0 donde los valores negativos están formados principalmente por nubes, agua y nieve, y los valores negativos cercanos a cero están formados principalmente por rocas y suelo descubierto. Los valores muy pequeños (0.1 o menos) corresponden a roca, arena o nieve. Los valores grandes de (0.6 y 0.8) indican bosques templados y tropicales (Carbajal Morán & Onafre Enrique, 2020).

### *Variables climáticas*

Se utilizaron datos de temperatura máxima del aire (°C), temperatura mínima del aire (°C), temperatura media del aire (°C), precipitación (mm) y vapor de presión (Pa) de Daymet (<https://daymet.ornl.gov/>) a 1 km de resolución espacial de 2001 hasta el 2021. La temperatura media del aire se obtuvo con el promedio de la temperatura máxima y la temperatura mínima obtenidas de Daymet. Así mismo los datos de las variables climáticas se promedian a 16 días para poder empatarlos con las lecturas del NDVI y se dividieron en las estaciones del año (invierno, primavera, verano y otoño).

### *Análisis de la variable climática y el verdor de la cuenca*

Con los datos previamente promediados y separados, se utilizaron modelos de regresión para identificar la variable climática que tiene más impacto sobre el verdor del dosel, así mismo se usaron arboles de regresión en el paquete R “tree” para verificar cual variable tenía más impacto en el verdor del dosel. El análisis de árboles de regresión divide los datos en grupos, optimizado el uso de variables predictoras para clasificar mejor la respuesta (Villareal S., y otros, 2016.), donde estas variables son variables dependientes que toman valores continuos o discretos ordenados, y el error predictor generalmente se mide por la diferencia al cuadrado entre los valores observados y predichos (Wie Ying Loh, 2011.)

### *Tendencia del verdor y variable climática*

Con los datos previamente promediados y separados tanto de las variables climáticas como del NDVI, los análisis de detección de tendencia en las variables se realizó el análisis no paramétrico el test de Mann Kendall, con un intervalo de confianza del 90% y datos desestacionalizados en el paquete R “MannKendall”. La prueba no paramétrica de Mann-Kendall basado en rangos (Mann, 1945; Kendall, 1975) se han utilizado comúnmente para evaluar la importancia de las tendencias en series de tiempo en hidrometeorológica (Sheng Yue & P. Pilon, 2004.). Para la elaboración del test de Mann-Kendall previamente se realizaron series de tiempo con el paquete de R “tidyverse” para cada variable climática y el NDVI.

## **Resultados y Discusión**

### *Verdor y clima*

La cuenca de la Presa de Jalpan presenta un clima tipo cálido subhúmedo, la precipitación media anual es alrededor de 600 mm y la temperatura media anual es de 22 °C (Pedraza Ruiz R., 2003), en la tabla 1 se observan los valores mínimos y máximos de cada variable climática y del NDVI que se presentaron entre el 2001 y 2021, donde se observa que la vegetación en verano muestra y verdor mayor entre 0.56 – 0.84 que en las otras tres estaciones, al igual que los pulsos de precipitación mayor se presentan en verano con 342.5 mm, mientras que la temperaturas máxima se ubica en la estación de primavera entre 18.17 - 30.30°C, la temperatura mínima en invierno de 1.44 °C y una cantidad mayor de presión de vapor en verano entre (699.89 – 1454.55), por lo tanto en verano se encuentran las mejores condiciones para la cuenca.

**Tabla 1: Valores mínimos y máximos entre el 2001 y el 2021 de las variables climáticas y el NDVI.**

Estaciones	NDVI	Datos				Vp (Pa)	Prec (mm)
		Tmax °C	Tmin °C	Tmed °C			
Invierno	(0.41 - 0.63)	(9.79 - 23.36)	(1.44 - 7.12)	(5.88 - 14.80)	(240.83 - 528.03)	(0 - 80.89)	
Primavera	(0.35 - 0.75)	(18.17 - 30.30)	(5.86 - 14.08)	(12.89 - 21.58)	(347.17 - 1369.38)	(0 - 117.61)	
Verano	(0.56 - 0.84)	(16.01 - 28.01)	(6.69 - 12.55)	(11.83 - 20.16)	(699.89 - 1454.55)	(0 - 342.5)	
Otoño	(0.24 - 0.83)	(14.28 - 25.82)	(1.49 - 11.61)	(8.573 - 18.28)	(242.46 - 1370.52)	(0 - 158.34)	

### *Tendencia del verdor y variables climáticas*

Para determinar si hay tendencia o no en los datos se sometieron al test de Mann Kendal el NDVI y las variables climáticas, los datos se puede observar en la tabla 2, donde se presentan los taus y el valor de p-value bilateral que obtuvo cada variable, el NDVI presenta tendencia en los datos en las estaciones de invierno, verano y otoño excepto en verano con un 0.6732 de p, recordando que el intervalo de confianza del test es del 90% por lo tanto un p-value de 0.10 ; otras de las variables que no muestra

tendencia en primavera es la temperatura mínima con  $p$  de 0.98318; en cuanto a las demás variables la temperatura media no presenta tendencia en invierno con un valor de  $p$  de 0.25511, y la precipitación en las estaciones de invierno y otoño con valores de  $p$  de 0.33294 y 0.39211 respectivamente no presenta tendencia, teniendo una tendencia en todas las estaciones en la temperatura máxima y en la presión de vapor.

**Tabla 2: valores de tau y p del test de Mann- Kendall para las variables climáticas y el NDVI.**

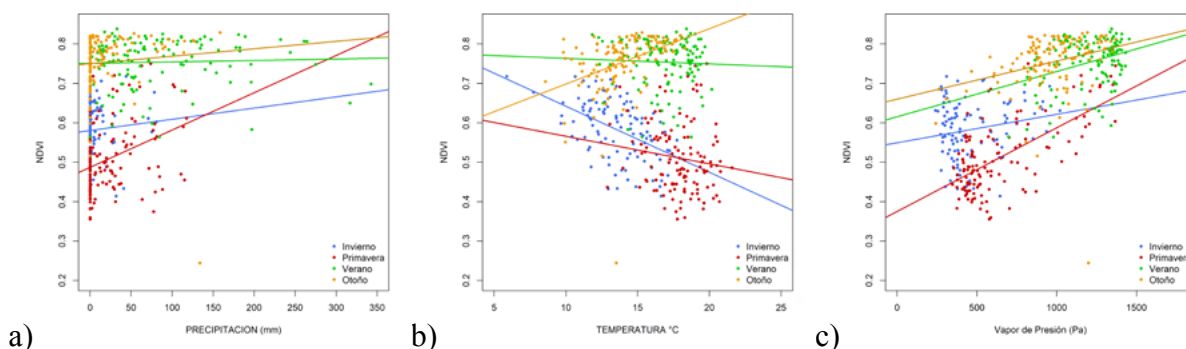
Estaciones	Mann Kendall											
	NDVI		Tmax		Tmin		Tmed		Vp		Prec	
	tau	p	tau	p	tau	p	tau	p	tau	p	tau	p
Invierno	0.148	0.0258	0.356	1.19E-07	-0.325	9.40E-07	0.076	0.25511	-0.275	3.32E-05	-0.0712	0.33294
Primavera	0.026	0.6732	0.336	2.22E-16	-0.001	0.98318	0.243	5.53E-05	-0.155	0.010214	0.00249	9.7045E-01
Verano	0.215	0.0004	0.453	2.22E-16	0.141	0.019685	0.38	2.22E-16	-0.112	0.062895	-0.179	2.90E-03
Otoño	0.233	0.0001	0.402	2.22E-16	-0.19	0.001654	0.159	0.00869	-0.267	9.31E-06	-0.0554	0.39211

De acuerdo a los resultados obtenidos en el test de Mann-Kendal, podríamos relacionar a que no hay una tendencia en el NDVI debido a que también no una tendencia en los datos de la temperatura mínima, pudieron inferir que es una de las variables que puede influir en el verdor del dosel.

#### *Análisis de las variables climáticas y verdor de la cuenca*

Para el análisis de las variables climáticas y el verdor de la cuenca se realizaron modelos de regresión figura 2, donde se observan los datos de cada estación del año entre el año de 2001 al 2021, ella figura 2a se muestra la relación entre el NDVI con la precipitación, en la figura 2b se muestra la relación entre el NDVI y la temperatura y en la figura 2c se muestra la relación de los datos entre el NDVI y la presión de vapor, cada una de las graficas separadas por estaciones del año.

En las figuras 2a, 2b y 2c de presentan los modelos de regresión para determinar cual variable climática influye mas en el verdor del dosel, en invierno cuando la temperatura media aumenta el NDVI disminuye 0.01674 unidades, en primavera disminuye 0.01674 unidades, en verano disminuye 0.001407 unidades y en la estación de otoño cuando la temperatura aumenta el NDVI también aumenta.



**Figura 2: Modelos de regresión por estaciones del año a) relación del NDVI con la precipitación, b) relación del NDVI con la temperatura, c) relación del NDVI con la presión de vapor.**

En los árboles de regresión tiene una alta complejidad en la estación de invierno figura 3a teniendo que la temperatura mínima es la que tiene más influencia en el NDVI, una complejidad media en las estaciones primavera 3b y verano 3c con la variable del vapor de presión como influencia principal en el NDVI y una baja complejidad en el otoño 3d siendo la temperatura media la variable con más influencia sobre el NDVI.

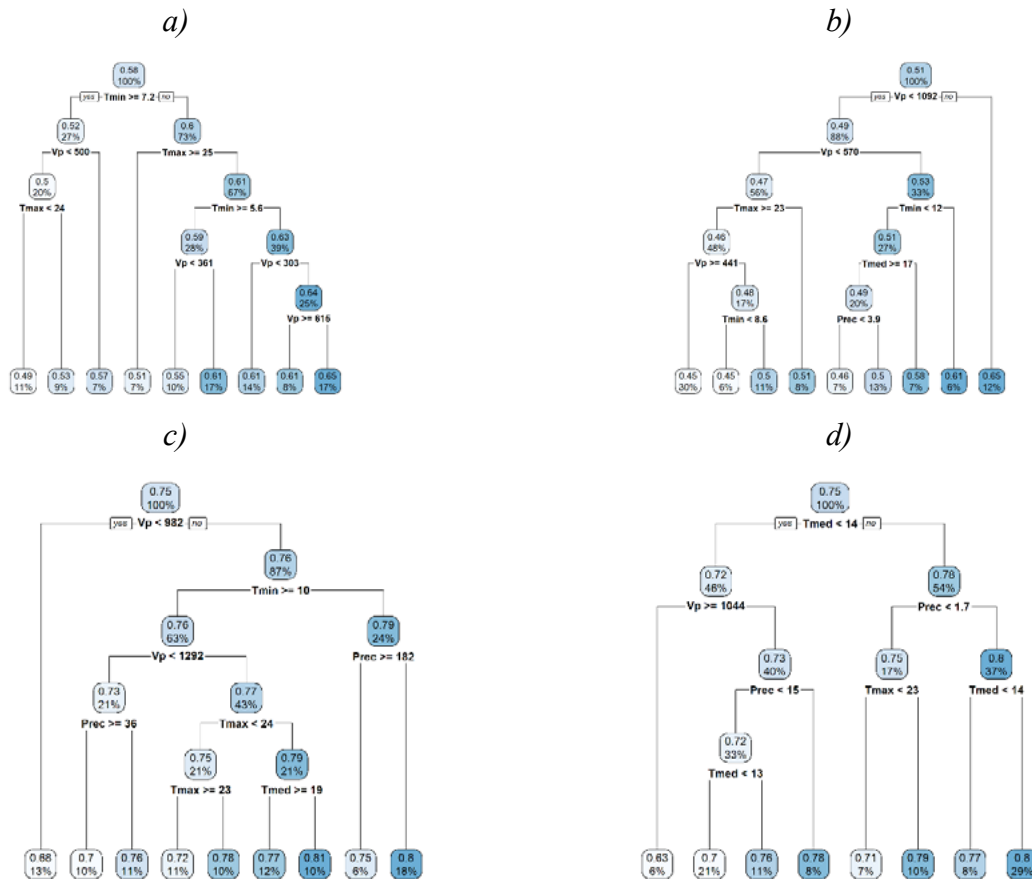


Figura 3: Árboles de regresión para a cada estación del año, a) Invierno, b) Primavera, c) Verano y d) Otoño

## Conclusiones

En la presa de la cuenca de un humedal continental como lo es la presa de Jalpan se muestra que el NDVI presenta una tendencia en las estaciones de invierno, verano y otoño a excepción de primavera y de acuerdo cada estación tiene una variable climática que influye en el NDVI en invierno la temperatura mínima, en primavera y verano por el vapor de presión y en otoño la temperatura media.

## Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de Querétaro y en especial a la Facultad de Ingeniería por darme la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado.

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo recibo durante el desarrollo de la maestría.

## Literatura Citada

- Alosno, D. (Junio. de 2015.). *MmappingGIS*. Obtenido de NDVI: Qué es y como calcularlo con SAGA desde Qgis.: <https://mappinggis.com/2015/06/ndvi-que-es-y-como-calcularlo-con-saga-desde-qgis/>
- Carbajal Morán, H., & Onafre Enrique, F. (2020). Determinación con imágenes satelitales del índice de vegetación de Diferencia Normalizada del Valle de Pampas-Tayacaja. *Polo del conocimiento*, 228-245.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2 de Febrero de 2017). *Gobierno de México*. Obtenido de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-humedales-inh>
- CONAPO, C. (21 de Mayo de 2020). *Gobierno de México*. Obtenido de <https://www.gob.mx/conanp/articulos/presa-de-jalpan-un-sitio-ramsar-dentro-de-la-reserva-de-la-biosfera-sierra-gorda?idiom=es>



- Cruz Flores, D., Curbelo Benítez, E., Ferrer-Sánchez, Y., & Ávila, D. (2020). Variaciones espaciales y temporales en el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en Cuba. *Ecosistemas*.
- Gaitán, J., D. E donaldo-Bran, & C. Azoona. (2015.). Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *Agriscientia.*, 32., 83-93.
- Gao, J., A. Cheung, Li, X., X. Li, & Y. Yang. (2013.). Degradation of wetlands on the Qinghai-Tibet Plateau: A Comparison of the effectiveness of three indicators. *Science.*, 10(4), 658-667. doi:10.1007/s11629-013-2562-3
- Kendall, M. (1975.). Rank Correlation Methods. *Griffin*.
- Mann H. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica.*, 13, 245-259.
- QGIS. (2021). QGIS un Sistema de Información Geográfica libre y de código abierto. Obtenido de <https://qgis.org/es/site/>
- Ramsar. (2003). *Ficha informativa de los humedales de Ramsar*. Jalpan de Serra, Querétaro.
- Ramsar. (2014). *Humedales: en peligro de desaparecer en todo el mundo*. Obtenido de <https://www.ramsar.org/es/recursos/fichas-informativas-de-ramsar>
- Robinson, N., Allred, B., Jones, M., Moreno, A., Kimball, J., Naugle, D., . . . Richardson, A. (2017). A dynamic LANSAT Derived Normalized Difference Vegetation INDEX (INDVI) product for the Conterminous United States. *MDPI, Remote Sensing*. doi:<https://doi.org/10.3390/rs9080863>
- Rosenzweig, C., D. Karoly, M. Vicarelli, P. Neofotis, Q. Wu, G. Casassa, . . . A. Imeson. (2008.). Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Natura.*, 453, 353-357.
- SEMARNAT, (s. d. (Diciembre de 2010). Las cuencas hidrográficas de México diagnóstico y priorización. México.
- Sheng Yue, & P. Pilon. (2004.). A comparison of the power of the test, Mann-Kendall and bootstrap tests from trend detection. *Hydrological Sciences Journal*, 49, 21-37.
- Torres-Olvera, M. (2018.). *Integridad ecológica como herramienta de evaluación de cuencas hidrográficas. Caso de estudio microcuenca río Jalpan*. Tesis de Maestría, Querétaro.
- Vázquez-Lule, A., R. Colditz, J. Herrera-Silvira, M. Guevara, M. T. Rodríguez-Zuñiga, I. Cruz, . . . y R. Vargas. (2019.). Greenness trends and carbon stocks of mangroves across Mexico. *Environ, Res. Lett.* doi:<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab246e>
- Villareal S., R. Vargas, E. A. Yopez, J.S. Acosta, A. Castro, M. Escoto-Rodríguez, . . . C. J.Watts. (2016.). Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water-limited shrublands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences.*, 121, 494 - 508. doi:10.1002/2015JG003169
- Wie Ying Loh. (2011.). Classification and regression trees. *WIREs Data Mining and Knowledge Discovery.*, 1(1), 14-23. doi:<https://doi.org/10.1002/widm.8>

## 5.16. Uso eficiente del agua en zonas vitivinícolas semiáridas en el estado de Querétaro, México

Ramírez Torres Jonathan I.<sup>1\*</sup>; Villarreal-Rodríguez Samuel<sup>1</sup> y Ramírez-Serratos Nelly<sup>2</sup>

<sup>1</sup> División de Investigación y Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, Cerro de las Campanas, C.P. 76010, Santiago de Querétaro, Qro., México.

<sup>2</sup> Instituto de Geofísica, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación S/N C.U., Coyoacan C.P. 04150, Ciudad de México.

\* Autor de correspondencia: ing.ramirez.34151431@uaz.edu.mx

### Resumen

La eficiencia en el uso del agua, UEA, (producción primaria bruta [GPP] / evapotranspiración [ET]) por parte de la vegetación juega un papel importante dentro del ciclo hidrológico y del carbono, siendo útil para entender la respuesta fisiológica de los ecosistemas ante el cambio climático. Para los ecosistemas semiáridos estos ciclos son más susceptibles a la disponibilidad de agua, teniendo una influencia directa en el estrés hídrico que pueden experimentar cultivos como la vid. En el presente trabajo se analizaron tres de los viñedos más extensos ubicados en la región semiárida del altiplano mexicano dentro del estado de Querétaro. Mediante información ráster (i.e., daymet) se calcularon 20 factores bioclimáticos con la finalidad de estimar diferencias ambientales entre dos viñedos y un parche natural de vegetación, no encontrando variabilidad de medias para ninguno de los sitios. Posteriormente, se generaron correlaciones entre la precipitación y UEA (estimado a partir de datos MODIS), agrupando el set de datos en categorías anuales, encontrando para todos los casos, una disminución del UEA a medida que aumenta la precipitación. Para concluir, se observó que existe una diferencia de medias para UEA en todos los sitios, siendo significativamente mayor en toda la serie. Por lo cual, se presentan datos preliminares de árboles de decisión utilizando tres índices espectrales (NDVI, NDWI, NDMI) y seis variables climáticas (temperatura mínima, media y máxima, precipitación, radiación de onda corta, presión de vapor), con la finalidad de conocer variaciones en los controles ambientales del UEA en los sitios de estudio.

**Palabras clave:** *productividad primaria neta; evapotranspiración; daymet; modis; predictores bioclimáticos.*

### Abstract

Water use efficiency, WUE, (gross primary production [GPP] / evapotranspiration [ET]) by vegetation plays an important role in the hydrological and carbon cycle, being useful to understand the physiological response of ecosystems to climate change. For semiarid ecosystems, these cycles are more susceptible to water availability, having a direct influence on the water stress that crops such as grapevine may experience. In the present work, three of the most extensive vineyards located in the semiarid region of the Mexican highlands in the state of Querétaro were analyzed. Using raster information (i.e., daymet), 20 bioclimatic factors were calculated in order to estimate environmental differences between two vineyards and a natural vegetation patch, finding no variability of means for any of the sites. Subsequently, correlations were generated between precipitation and WUE (estimated from MODIS data), grouping the dataset into annual categories, finding for all cases, a decrease in WUE as precipitation increases. To conclude, it was observed that there is a difference in means for WUE in all sites, being significantly higher in the whole series. Therefore, preliminary data from decision trees using three spectral indices (NDVI, NDWI, NDMI) and six climatic variables (minimum, mean and maximum

temperature, precipitation, shortwave radiation, vapor pressure) are presented, in order to know variations in the environmental controls of UEA in the study sites.

**Key words:** *net primary productivity; daymet; aqua-terra modis; bioclimatic predictors.*

## Introducción

Desde las últimas décadas, se ha establecido un consenso en las investigaciones referentes a el aumento del promedio mundial de la temperatura terrestre superficial, (IPCC, 2007, 2014). Debido a ello, surgen cambios en los patrones de precipitación e intervalos de tiempo, pulsos de precipitación, en todo el mundo (Dore, 2005), teniendo una susceptibilidad y respuesta distinta en los ecosistemas (Cramer et al., 2001). Por ejemplo, la disponibilidad de agua en los ecosistemas áridos y semiáridos tiene consecuencias muy relevantes en los ciclos biogeoquímicos (Austin et al., 2004) y en el estrés hídrico, que pueden experimentar cultivos con déficit de precipitación como la vid (Medrano et al., 2015).

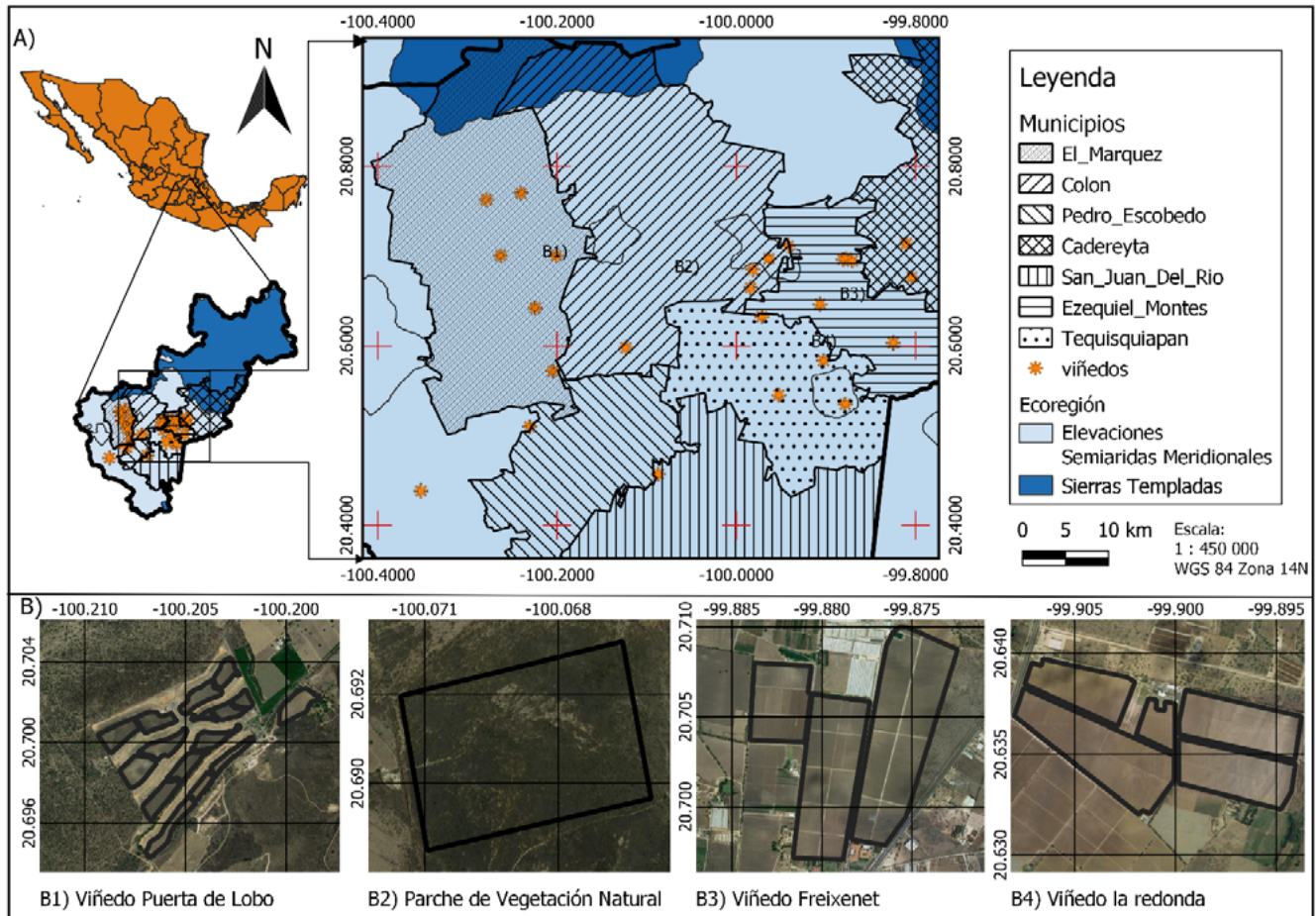
La eficiencia en el uso del agua (UEA) definida como el cociente entre la producción primaria bruta [GPP] y la evapotranspiración [ET] es un vínculo importante del ciclo hidrológico y de carbón, ya que, estima la compensación entre la ganancia de carbono y la pérdida de agua durante la fotosíntesis (Xue et al., 2015). El UEA tiene fuertes variaciones regionales que corresponden a patrones climáticos globales, aunado a los tipos funcionales de plantas y tendencias latitudinales (Tang et al., 2015). La mayoría de estudios analizan el UEA a escala planetaria o muy extensas, conociendo muy poco de su dinámica a escala regional y tipo funcional vegetación.

El objetivo de esta investigación responde a tres preguntas esenciales, ¿Existen diferencias ambientales entre dos zonas vitivinícolas con respecto a la vegetación natural? ¿Cómo influye la variabilidad interanual de la precipitación en el uso eficiente del agua? ¿Qué otros factores ambientales tienen una influencia relevante en el uso eficiente del agua? Para ello, se analiza la dinámica del UEA a través del análisis de tres de los viñedos más extensos y un parche de vegetación natural ubicados en la región semiárida del altiplano mexicano. Se emplea la cuantificación de la variabilidad de 20 índices bioclimáticos (O'Donnell & A. Ignizio, 2012), la correlación lineal entre la precipitación y el UEA, y por último, árboles de decisión empleando seis variables climáticas (temperatura máxima, promedio y mínima, precipitación, radiación de onda corta y presión de vapor) y tres índices espectrales (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, NDVI (Rouse et al., 1974), Índice de Agua de Diferencia Normalizada, NDWI (Mcfeeters, 2007) e Índice De Humedad De Diferencia Normalizada, NDMI (Gao, 1996).

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo tomando en cuenta los viñedos más representativos y con mayor extensión del estado de Querétaro (Vionda, 2020), comprendido por los municipios El Márquez, Colón, Pedro Escobedo, Cadereyta, San Juan de Río, Ezequiel Montes y Tequisquiapan (Figura 1), ubicado en la ecorregión elevación semiárida meridional, enclavada en el altiplano mexicano, entre la sierra madre oriental, sierra madre occidental y el cinturón volcánico trans-mexicano, contando con elevaciones desde los 1000 m hasta 4000m (Mastretta-Yanes et al., 2015).



**Figura 1.** A) Ubicación de los viñedos más representativos en la zona semiárida del estado de Querétaro. B) Viñedos a analizar y parche de vegetación natural. Elaboración propia con datos del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI et al., 2008) y software libre (QGIS.ORG, 2020).

### Metodología

La obtención de los datos se realizó en la ubicación de los polígonos de la Figura 1 B, a través de diversos pixeles de imágenes satelitales. Del producto DAYMENT V4, para un periodo correspondiente del año 1980 a 2021, se descargaron las variables precipitación (mm/día), temperatura máxima, mínima y media (°C), radiación de onda corta ( $W/m^2$ ) y presión de vapor (Pa) con resolución temporal diaria y espacial de 1  $Km^2$  (Thornton et al., 2020). Además, la productividad primaria neta (GPP) y evapotranspiración (ET) con la aplicación AppEEARS (<https://appears.earthdatacloud.nasa.gov/>) empleando el satélite MODIS MYD17A2HGF (Running & Zhao, 2021) y MYD16A2GF (Running et al., 2021) respectivamente, el cual, cuenta con una resolución temporal de 8 días de valor acumulativo y resolución espacial de 500 m. Por último, tres índices bioclimáticos NDVI, NDWI y NDMI recabados con el software libre R Studio (RStudio Team, 2022) y parte del repositorio r-spatial/rgee (Aybar, 2022) de los satélites Landsat 7 (USGS, 2022a) para el periodo 2002 a 2013 y Landsat 8 (USGS, 2022b) correspondiente al año 2014 a 2021.

El primer paso fue calcular los 20 índices bioclimáticos, contando con una serie de tiempo 1980 a 2021, de los sitios de la figura 1 B1), B2) y B3), dejando al sitio B4) fuera del análisis por la cercanía a B3) de 7.9 km a diferencia de B1) con 34. Se dictaminó realizar un análisis de componentes principales (ACP), herramienta para la reducción de datos multivariantes conservando la mayor variabilidad posible de los datos (Cronin et al., 2008), en cada sitio, seleccionando los componentes que sean mayor al 70 de

proporción de varianza acumulada y eligiendo, mediante coeficientes de determinación, 4 índices bioclimáticos para realizar una prueba de medias, ANOVA.

En el segundo paso, se abordó la dinámica del UEA para todos los sitios de la figura 1 B) en el periodo 2002 a 2021, en dos partes. La primera, analizando la variación de medias ANOVA, y la segunda, mediante la relación lineal con la precipitación, segmentando el conjunto de datos en serie temporal (semanal) y series estacionales (primavera, verano, otoño e invierno).

Por último, se crearon arboles de decisión con todas las variables, obteniendo resultados preliminares del set de datos con mayor diferencia de medias, resaltar que los arboles de decisión se construyen analizando un conjunto de datos de entrenamiento, de los que se conocen las clases, basados en variables independientes (Kingsford & Salzberg, 2008).

## Resultados y Discusión

### Índices Bioclimáticos

Se obtuvo un set de datos con 8030 observaciones de las variables precipitación y temperatura, obteniendo 20 índice por año. Se utilizó el en análisis ACP, cuadro 1, para describir el conjunto de datos y obtener un porcentaje mayor al 72 % de la varianza total en todos los sitios. Mediante coeficientes cuadrados de correlación (carga cuadrada de las componentes principales), cuadro 2, se dictaminó los 4 índices más representativos, que son, Bio 4 (Estacionalidad de la temperatura), Bio 7 (Rango de temperatura anual), Bio 12 (Precipitación anual) y Bio 18 (Precipitación del mes más húmedo). Los índices Bio 7 y Bio 12 responden a la variación de energía interanual y disponibilidad de agua, y, los índices Bio 4 y Bio 18 a las necesidades de crecimientos fenológico más importantes (Hidalgo Fernandez-Cano & Hidalgo Togados, 2011)

**Cuadro 1. Importancia de componentes en el ACP de los sitios analizados**

Sitios analizados				
Viñedo Puerta de Lobo (B1)				
	Comp 1	Comp 2	Comp 3	Comp 4
Desviación estándar	2.248	2.1749	1.4336	1.36908
Proporción de varianza	0.266	0.2490	0.1082	0.09865
Proporción acumulada	0.266	0.5149	0.6231	0.72175
Parche de Vegetación Natural (B2)				
	Comp 1	Comp 2	Comp 3	Comp 4
Desviación estándar	2.338	2.0104	1.5441	1.37630
Proporción de varianza	0.2867	0.2127	0.1255	0.09969
Proporción acumulada	0.2867	0.4994	0.6249	0.72457
Viñedo Freixenet (B3)				
	Comp 1	Comp 2	Comp 3	Comp 4
Desviación estándar	2.4724	1.8064	1.6583	1.34173
Proporción de varianza	0.3217	0.1822	0.1447	0.09475
Proporción acumulada	0.3217	0.5039	0.6486	0.74337

Comp i: Componente Principal i

**Cuadro 2. Coeficiente de determinación para los componentes principales 1,2,3 y 4 de los sitios.**

Sitio	Puerta de Lobo				Vegetación Natural				Freixenet			
	Bio 4	Bio 7	Bio 12	Bio 18	Bio 4	Bio 7	Bio 12	Bio 18	Bio 4	Bio 7	Bio 12	Bio 18
Comp 1	0.152	0.149	0.003	0.001	0.098	0.110	0.053	0.065	0.126	0.142	0.017	0.016
Comp 2	0.005	0.019	0.128	0.070	0.082	0.054	0.090	0.045	0.027	0.016	0.149	0.101
Comp 3	0.005	0.001	0.123	0.035	0.014	0.028	0.055	0.049	0.001	0.001	0.104	0.092
Comp 4	0.034	0.030	0.043	0.030	0.010	0.018	0.001	0.027	0.001	0.001	0.021	0.042

No existe evidencia estadística para decir que existe variación de los índices seleccionados entre los sitios, al comprobar los supuestos y realizar un test ANOVA se tiene que, para Bio 4 (p-valor= 0.4157), Bio 7 (p-valor=0.905), Bio 12 (p-valor= 0.731) y Bio 18 (p-valor= 0.919) valores mayores a 0.05.

### Uso eficiente del agua UEA y su relación lineal con la precipitación

*Uso eficiente del agua.* La evaluación del UEA arrojó 909 observaciones para la serie completa, es decir, serie de intervalo semanal, 227 para mensual, 20 anual y referente a la serie estacional, 240 tanto para primavera como verano, 220 otoño y 209 para invierno. A los sets de datos se aplicó el test ANOVA o KRUSKAL-WALLIS según cumplan los requerimientos de normalidad y homogeneidad. Seguido de las pruebas post hoc holm H (p-value) si se refiere a Kruskal-Wallis y Tukey T (p-value) si se refiere a ANOVA, cuadro 3.

**Cuadro 3. Comparación matricial de valor de p-value para cada combinación.**

Sitios	P-value de la Serie				
	Sem	Prim	Ver	Oto	Inv
B3-B4	H( $1.2 \cdot 10^{-06}$ )	T ( $8.7 \cdot 10^{-03}$ )	H( $1.3 \cdot 10^{-02}$ )	T( $2.7 \cdot 10^{-05}$ )	T(0.120)
B3-B2	H( 0.091 )	T ( $4.7 \cdot 10^{-04}$ )	H(0.6923)	T(0.074)	T(0.396)
B3-B1	H( 0.014 )	T (0.5074)	H(0.0671)	T(0.005)	T(0.767)
B4-B2	H( $3.5 \cdot 10^{-12}$ )	T ( $1 \cdot 10^{-10}$ )	H( $4.7 \cdot 10^{-05}$ )	T(0.126)	T( $9 \cdot 10^{-04}$ )
B4-B1	H( 0.016 )	T ( $3.5 \cdot 10^{-05}$ )	H(0.692)	T(0.570)	T(0.598)
B2-B1	H( $1.2 \cdot 10^{-06}$ )	T ( $5.1 \cdot 10^{-02}$ )	H( $4.0 \cdot 10^{-04}$ )	T(0.804)	T(0.054)

H(p-value) valor de p prueba Holm; T(p-value) valor de p prueba Tukey; Sem: Semanal; Prim: Primavera; Ver: Verano; Oto: Otoño; Inv: Invierno.

Los resultados estadísticos muestran comportamientos de mayor variabilidad de medias en primavera y decrece conforme llega el invierno. Pero en términos de serie semanal, son medias distintas a excepción de la combinación B3-B2. El UEA sugiere un comportamiento periódico con amplitud significativa en primavera y verano, lo que conlleva a que toda la serie lo sea, pudiendo deberse a que la mayoría de días de primavera, todo el verano y parte del otoño la vid presenta mayor actividad metabólica (Hidalgo Fernande-Cano & Hidalgo Togores, 2011)

*Relación lineal.* Con los valores de UEA y precipitación se obtuvieron los coeficientes de determinación y correlación para los sitios, cuadro 4, los valores de correlación son negativos y bajos, pero útiles para interpretar una disminución del UEA conforme aumenta la precipitación en todos los conjuntos, contrastando con registros de comportamiento global con tenencias ligeramente positivas (Xue et al., 2015).

**Cuadro 4. Lista de coeficientes de determinación y correlación.**

Serie	Puerta de Lobo		Parche Natural		Freixenet		La redonda	
	R	R <sup>2</sup>	R	R <sup>2</sup>	R	R <sup>2</sup>	R	R <sup>2</sup>
Sem	-0.151	0.023	-0.132	0.018	-0.117	0.014	-0.145	0.021
Prim	-0.331	0.110	-0.285	0.082	-0.335	0.112	-0.254	0.064
Ver	-0.368	0.135	-0.147	0.022	-0.185	0.034	-0.207	0.043
Oto	-0.278	0.077	-0.262	0.069	-0.372	0.138	-0.327	0.107
Inv	-0.305	0.093	-0.235	0.055	-0.318	0.101	-0.269	0.072

R<sup>2</sup> Coeficiente de determinación; R Coeficiente de correlación; Sem: Semanal; Prim: Primavera; Ver: Verano; Oto: Otoño; Inv: Invierno.

### Arboles de decisión

Los resultados antes obtenidos sugieren la interacción de más variables ecosistémicas aparte de las analizadas, por ello, se proponer añadir, como primera sugerencia, datos de radiación de onda corta,

presión de vapor e índices NDWI, NDVI, NDMI utilizando arboles de decisión. Analizando el cuadro 3, se determinó crear los árboles para el set de datos con mayor desigualdad de medias (semanal) ya que también es el que presenta mayor número de observaciones con 281. En la figura 2, se muestra el resultado identificando la variable dependiente UEA con valores de gr C por Kg H<sub>2</sub>O, la radiación en (W/m<sup>2</sup>), los índices con valor escalar (0 a 1) y el porcentaje del set de datos para cada categoría. Se demostró que existen combinaciones para determinar el UEA que deben analizarse con más cautela. Por ejemplo, correlación múltiple entre el UEA, la radiación y el índice NDMI.

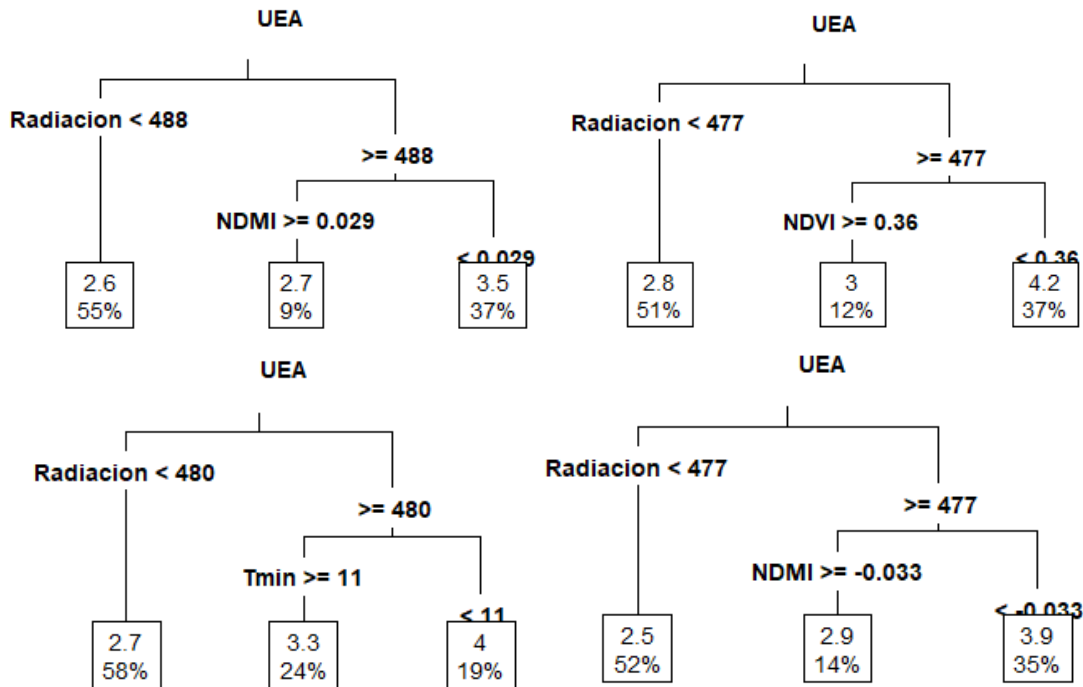


Figura 2.- Resultado de los árboles de decisión para el set de datos semanal, se refieren los sitios de estudio empezando en la esquina superior derecha; Puerta de Lobo B1), Parche de Vegetación B2), Freixenet B3) y La Redonda B4).

## Conclusiones

Podemos responder a las dos primeras preguntas de investigación puesto que la zona vitivinícola del altiplano mexicano, figura 1, aún no tiene diferencia en las entradas promedio de energía por parte de la precipitación y temperatura, lo que pone en igual condición todo tipo funcional de vegetación, es decir no existen diferencias ambientales. Además, el uso eficiente del agua tiende a disminuir a mayor precipitación teniendo dinámicas diferentes para cada sitio, lo que supone que existe correlaciones múltiples con más significancia, pero no siendo importante la variación interanual. La pregunta tres, es difícil de responder, ya que, requiere de un análisis más profundo que el presentado, pero se cuenta con la metodología necesaria y a modo de respuesta parcial podemos decir que el índice NDMI es uno de ellos, que, recordando, es la variabilidad en el contenido de agua en la vegetación. Para concluir, la toma de carbono por contenido de agua no se diferenció por el tipo de vegetación, pero si por la cantidad de precipitación presente.

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y a la división de investigación y posgrado de la facultad de ingeniería de la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ) por el apoyo económico brindado para estudios de maestría.

## Literatura citada

- Aybar, C. (2022). *rgee: R Bindings for Calling the "Earth Engine" API (Version 1.1.4)*. Git.Hub. <https://github.com/r-spatial/rgee/issues/>
- Cronin, M. T. D. T. D. D., Jaworska, J. S., Walker, J. D., Comber, M. H. I., Watts, C. D., Worth, A. P. P., Basketter, D., Casati, S., Gerberick, G. F., Griem, P., Philips, B., Worth, A. P. P., Bassan, A., Worth, A. P. P., Benigni, R., Bossa, C., Jeliaskova, N., Netzeva, T. I. I., Worth, A. P. P., ... Mohimont, L. (2008). Report of the EPAA-ECVAM workshop on the validation of Integrated Testing Strategies (ITS). *Alternatives to Laboratory Animals : ATLA*, 27(1), 258–284. <https://doi.org/10.1007/978-1-62703-059-5>
- Gao, B. (1996). NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. *Remote Sensing Environ*, 266(April), 257–266. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- Hidalgo Fernande-Cano, L., & Hidalgo Togoeres, J. (2011). *Tratado de Viticultura* (Mundi-Prensa (ed.); Mundi-Pren). [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=YA3KBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR2&dq=tratado+de+viticultura+hidalgo&ots=VAhqrtMDIr&sig=GMVLIgM5Fzfs9mOd\\_IcCI97-EGl#v=onepage&q=tratado+de+viticultura+hidalgo&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=YA3KBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR2&dq=tratado+de+viticultura+hidalgo&ots=VAhqrtMDIr&sig=GMVLIgM5Fzfs9mOd_IcCI97-EGl#v=onepage&q=tratado+de+viticultura+hidalgo&f=false)
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), & (INE), I. N. de E. (2008). *Ecorregiones terrestres de México (2008)*. Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Kingsford, C., & Salzberg, S. L. (2008). What are decision trees? *Nature Biotechnology*, 26(9), 1011–1013. <https://doi.org/10.1038/nbt0908-1011>
- Mastretta-Yanes, A., Moreno-Letelier, A., Piñero, D., Jorgensen, T. H., & Emerson, B. C. (2015). Biodiversity in the Mexican highlands and the interaction of geology, geography and climate within the Trans-Mexican Volcanic Belt. *Journal of Biogeography*, 42(9), 1586–1600. <https://doi.org/10.1111/jbi.12546>
- Mcfeeters, S. K. (2007). The use of the Normalized Difference Water Index ( NDWI ) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing ISSN:*, 1161, 1425–1432. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- O'Donnell, M. S., & A. Ignizio, D. (2012). *Bioclimatic Predictors for Supporting Ecological Applications in the Conterminous United States Data Series 691*. <https://pubs.usgs.gov/ds/691/>
- QGIS.ORG. (2020). *QGIS 3.16 Hannover* (3.16.5 Hannover). Software Libre; QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <https://www.qgis.org/es/site/index.html>
- Rouse, J. . J., Hass, R. ., Schell, J. ., Deering, D. ., & Harlan, J. . (1974). *MONITORING THE VERNAL ADVANCEMENT AND RETROGRADATION (GREENWAVE EFFECT) MONITORING THE VERNAL ADVANCEMENT OF NATURAL VEGETATION*. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19750020419>
- RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (2022.02.2+485). <http://www.rstudio.com/>
- Running, S., Mu, Q., Zhao, M., & Moreno, A. (2021). *MODIS MYD16A2GF/Aqua Net Evapotranspiration Gap-Filled 8-Day L4 Global 500m SIN Grid* (No. o61). NASA EOSDIS Land Processes DAAC. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MYD16A2GF.061>
- Running, S., & Zhao, M. (2021). *MODIS MYD17A2HGF /Aqua Gross Primary Productivity Gap-Filled 8-Day L4 Global 500m SIN Grid* (No. o61). NASA EOSDIS Land Processes DAAC. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MYD17A2HGF.061>
- Tang, X., Li, H., Desai, A. R., Nagy, Z., Luo, J., Kolb, T. E., Oliosio, A., Xu, X., Yao, L., Kutsch, W., Pilegaard, K., Köstner, B., & Ammann, C. (2015). How is water-use efficiency of terrestrial ecosystems distributed and changing on Earth? *Scientific Reports*, 4(1), 7483. <https://doi.org/10.1038/srep07483>
- Thornton, M. M., Shrestha, R., Wei, Y., Thornton, P. E., Kao, S., & Wilson, B. E. (2020). *Daymet: Daily Surface Weather Data on a 1-km Grid for North America* (4. ORNL DAAC). 2020. <https://doi.org/https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1840>
- USGS. (2022a). *USGS Landsat 7 Level 2, Collection 2, Tier 1*. Earth Engine Data Catalog. [https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT\\_LE07\\_C02\\_T1\\_L2](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT_LE07_C02_T1_L2)
- USGS. (2022b). *USGS Landsat 8 Level 2, Collection 2, Tier 1*. Earth Engine Data Catalog. [https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT\\_LC08\\_C02\\_T1\\_L2](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT_LC08_C02_T1_L2)
- Vionda, F. J. (2020). *Viticultura Queretaro - Guide of Mexican Wine and Wineries with Map of the Wine Routes* (Independie). <https://www.amazon.com/-/es/Vionda/dp/1734276711>
- Xue, B.-L., Guo, Q., Otto, A., Xiao, J., Tao, S., & Li, L. (2015). Global patterns, trends, and drivers of water use efficiency from 2000 to 2013. *Ecosphere*, 6(10), art174. <https://doi.org/10.1890/ES14-00416.1>



## 5.17. Regeneración natural de *Pinus lawsonii* y *Quercus magnoliifolia* en un bosque templado de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo

García-Martínez René<sup>1</sup>; Rodríguez-Rosas Abelardo L.<sup>2</sup>; Primero-Huerta César<sup>3</sup>; Soto-Luis Antonio<sup>3</sup>; Cruz-Mendoza Mariana C.<sup>3</sup> y González-Vázquez Gabriela<sup>3</sup>

<sup>1</sup> División de Ingeniería Forestal, Tecnológico Nacional de México, TES-Valle de Bravo.

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad Autónoma de Occidente. Blvd. Macario Gaxiola y Carretera internacional, México 15, Cp. 81223 Los Mochis, Sinaloa.

<sup>3</sup> División de Ingeniería en Sistemas Computacionales, Tecnológico Nacional de México, TES-Valle de Bravo. Carretera Federal Valle de Bravo, Km 30, Ejido San Antonio Laguna, 51200 Donato Guerra, Estado de México, México.

\* Autor para correspondencia: rgm1117@gmail.com

### Resumen

La regeneración natural es un proceso ecológico necesario en la recuperación de áreas forestales afectados por incendios forestales. El objetivo de esta investigación fue evaluar el estado actual de la regeneración natural en un bosque de pino-encino afectado por un incendio forestal en 2015. El predio bajo estudio corresponde a una sección de bosque del TESVB. Para el trabajo realizado se programaron salidas de campo con previa planeación del equipo requerido y las actividades a llevar a cabo. El método utilizado fue muestreo sistemático, se levantaron datos de ocho sitios circulares de 400 m<sup>2</sup>. Para el trabajo en campo se trazaron las unidades de muestreo sistemáticamente ubicando las coordenadas geográficas por sección en un polígono de 2 ha. Los datos indicaron que la especie *Q. magnoliifolia* tiene mayor densidad de regeneración (plantas/ha) por lo cual sobresale en los estratos bajos y medios del bosque, su predominancia es debido a que tienen mayor capacidad de reproducción y a su resistencia por lo cual tiene mayor ramificación de las raíces. Existen zonas donde se concentra la regeneración de la especie *P. lawsonii*, esto por factores que inciden en la germinación de las plántulas, se observó este comportamiento en la parte baja de la ladera donde hubo mayor densidad de regeneración en dicha especie, allí hay mejores condiciones de humedad y fertilidad del suelo. Esta información servirá para realizar prácticas de manejo que permitan un adecuado desarrollo de las plantas producto de la regeneración natural.

**Palabras clave:** regeneración natural, cuenca Amanalco-Valle de Bravo, incendios forestales, bosque de pino-encino.

### Abstract

Natural regeneration is a necessary ecological process in the recovery of forest areas affected by forest fires. The objective of this research was to evaluate the current state of natural regeneration in a pine-oak forest affected by a forest fire in 2015. The property under study corresponds to a forest section of the TESVB. For the work carried out, field trips were scheduled with prior planning of the required equipment and the activities to be carried out. The method used was systematic sampling, data were collected from eight circular sites of 400 m<sup>2</sup>. For the field work, the sampling units were systematically drawn, locating the geographical coordinates by section in a 2 ha (20,000 m<sup>2</sup>) polygon. The data indicated that the species *Q. magnoliifolia* has a higher density of regeneration (plants/ha), which is why it stands out in the lower and middle strata of the forest, its predominance is due to its greater capacity for reproduction and its resistance, which is why it has increased root branching. There are areas where the regeneration of the species *P. lawsonii* is concentrated, due to factors that affect the germination of seedlings, this behavior was observed in the lower part of the slope where there was a greater density of regeneration in said species, there are better soil moisture and fertility conditions. This information will

serve to carry out management practices that allow an adequate development of the plants as a result of natural regeneration.

**Key words:** *natural regeneration, Amanalco-Valle de Bravo basin, forest fires, pine-oak forest, watershed.*

## Introducción

La regeneración natural de las poblaciones de plantas se entiende como un conjunto de procesos ecológicos cíclicos, cuyo éxito o inhibición depende de factores bióticos y abióticos específicos. La polinización, el desarrollo de las semillas, la dispersión, la depredación de semillas, la germinación, la sobrevivencia y el establecimiento de plántulas, son algunos de los procesos de los cuales dependerá el éxito y dominancia de las especies vegetales a largo plazo (Buckley & Sharik, 1998). La germinación de las semillas es un paso fundamental para el establecimiento de nuevas plántulas, cuya sobrevivencia depende de una serie de etapas subsecuentes del desarrollo, que serán importantes para su establecimiento como adultos reproductivos, capaces de contribuir a la reanudación del ciclo (Ramos, 2007).

Los factores que modulan la regeneración natural del bosque se han descrito como bióticos y abióticos. Se entienden como factores bióticos todas aquellas interacciones bióticas que las especies vegetales pueden sostener con otras especies microbianas, vegetales o animales. Por su parte, los factores abióticos son las condiciones ambientales, derivadas de las características propia del suelo (disponibilidad de agua, compactación, infiltración, etc.), del microclima (disponibilidad de luz, humedad, temperatura, etc.) o relacionadas con el uso del espacio, que las especies vegetales tienen que enfrentar, así como las relaciones de estos factores con los factores bióticos antes mencionados (Perez, 2013). Así mismo, se ha investigado que la hojarasca de algunos encinos puede contener algunas sustancias alelopáticas que inhiben la germinación de semillas de pino (Miller, 2000).

La variación en la intensidad, frecuencia y distribución de las perturbaciones representa una de las principales fuerzas que determinan los patrones de regeneración. Las perturbaciones naturales consideradas importantes para la regeneración de los ecosistemas forestales incluyen ciclos de inundaciones, sequías, viento, fuego e interacciones bióticas (Ramirez-Marcial, 2003).

Las especies del género *Quercus* juegan un papel fundamental en el secuestro de carbono y contribuyen a mantener la diversidad biológica al establecer una gran diversidad de interacciones ecológicas con hongos, insectos, vertebrados y otras plantas (Kapelle, 2006). Es una de las plantas leñosas más importantes a nivel mundial, tanto en términos de número de especies y de biomasa total como por su valor económico y ecológico (Nixon, 1993).

Según la estimación más reciente (Valencia, 2004), en nuestro país se encuentran presentes 161 especies de encinos, lo que representa el 32- 40% del número de especies a nivel mundial. De las 161 especies presentes en México, 109 se consideran endémicas. Desafortunadamente, el 50% de los bosques fragmentados en México se encuentran dominados por diferentes especies de *Quercus*. A pesar de esta problemática, aún son pocos los estudios que se han realizado en el país sobre los procesos de regeneración natural de encinos, necesarios para contar con un panorama amplio de esta problemática, así como para diseñar estrategias que favorezcan la regeneración y la conservación de las poblaciones de este importante género (Perez, 2013).

La zona estudiada tuvo un incendio superficial y de copa en el 2015 que daño al estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo. Estas perturbaciones pueden inhibir o favorecer la regeneración natural dependiendo de las características de la historia de vida de las especies y de las condiciones específicas después de la perturbación. Por lo cual, el objetivo del trabajo fue evaluar el estado actual de la regeneración de especies de pino y encino.

## Materiales y métodos

**Delimitación geográfica:** La zona de evaluación se encuentra situada en el territorio municipal de Valle de Bravo al poniente del Estado de México en el predio forestal dentro de la institución del Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo (TESVB). El área comprende un total de 2 ha donde se estuvo llevando a cabo el estudio y se encuentra en una ladera de 20°. El clima es templado subhúmedo, temperatura media anual de 18.8 °C y precipitación de 1000 mm anuales (INEGI, 2020). La región es ecoturística.

En el área de estudio se levantaron ocho sitios circulares de 400 m<sup>2</sup> cada uno. Estos sitios se seleccionaron a través del método muestreo-sistemático en un área total de 2 ha. La evaluación se realizó entre junio y agosto de 2022. Las coordenadas del predio y de los sitios se levantaron con un GPS Garmin®. El trazo de los sitios se realizó con una cinta métrica marca Pretul® de 50 m. Para las subunidades de muestreo se realizó el trazado hacia los puntos cardinales con ayuda de una brújula Brunton®. Las coordenadas de los sitios evaluados se presentan en el Cuadro 1.

**Cuadro 1. Coordenadas geográficas (UTM, zona 14Q) de los sitios evaluados en campo.**

Sitios	Coordenadas geográficas
1	0380730 – 2127400
2	0380730 – 2127450
3	0380730 – 2127500
4	0380715 – 2127400
5	0380715 – 2127450
6	0380715 – 2127500
7	0380700 - 2127450
8	0380700 - 2127500

Para la medición del diámetro en árboles pequeños se utilizó un vernier marca Pretul® y en árboles adultos se utilizó una forcípula marca Haglöf®. La altura de árboles medianos y adultos se midió un clinómetro digital Suunto®. Adicionalmente se midió el diámetro de copa de árboles adultos, arbustos y árboles pequeños de la regeneración. Del suelo se midió el porcentaje de cobertura de herbáceas, hojarasca y minerales. Finalmente, se calculó la densidad de regeneración y árboles. A los datos se les aplicó un análisis estadístico descriptivo (promedio, desviación estándar y coeficiente de variación).

## Resultados y discusión

Los datos indican mayor densidad de regeneración de *Q. magnoliifolia* en al menos siete de los ocho sitios muestreados (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Densidad de regeneración en *Quercus magnoliifolia* y *Pinus lawsonii* en las unidades de muestreo evaluadas**

Sitios	Especies	Densidad de regeneración (plantas/ha)
1	<i>Q. magnoliifolia</i>	600
	<i>P. lawsonii</i>	1375
2	<i>Q. magnoliifolia</i>	1625
	<i>P. lawsonii</i>	325
3	<i>Q. magnoliifolia</i>	875
	<i>P. lawsonii</i>	75
4	<i>Q. magnoliifolia</i>	450
	<i>P. lawsonii</i>	350
5	<i>Q. magnoliifolia</i>	1275
	<i>P. lawsonii</i>	325
6	<i>Q. magnoliifolia</i>	1725
	<i>P. lawsonii</i>	25
7	<i>Q. magnoliifolia</i>	900
	<i>P. lawsonii</i>	50
8	<i>Q. magnoliifolia</i>	1250
	<i>P. lawsonii</i>	50

En el Cuadro 3 se observa que la altura de las plantas regeneradas no supera 3m de altura para *P. lawsonii* y 2.5 m para *Q. magnoliifolia*. Se considera un pobre desarrollo y está asociado con una escasa capa de suelo superficial, alta exposición solar, pérdida de cobertura de vegetación tras el incendio y poca retención de humedad por la pronunciada pendiente del terreno.

**Cuadro 3. Resumen de resultados para regeneración natural de *Quercus magnoliifolia* y *Pinus lawsonii* en toda el área de estudio.**

Sitio	Especie	Altura total (m)	Diámetro (cm)	Diámetro de copa (m)
1	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	1.6 ± 1.1	4.3 ± 2.3	1.2 ± 0.5
	2. <i>P. lawsonii</i>	1.9 ± 0.7	4.1 ± 2.7	1 ± 0.4
2	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	2.4 ± 9.1	2.2 ± 2.1	0.9 ± 0.6
	2. <i>P. lawsonii</i>	0.9 ± 0.2	0.9 ± 0.5	0.5 ± 0.1
3	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	1.1 ± 0.8	2 ± 1.8	0.8 ± 0.6
	2. <i>P. lawsonii</i>	1.9 ± 1.4	3.8 ± 4.1	1 ± 0.6
4	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	0.6 ± 0.4	2.0 ± 0.9	0.5 ± 0.3
	2. <i>P. lawsonii</i>	1.0 ± 0.4	3.1 ± 1.9	0.7 ± 0.3
5	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	1.1 ± 0.5	1.9 ± 1.2	0.9 ± 0.4
	2. <i>P. lawsonii</i>	0.8 ± 0.3	1.6 ± 0.8	0.3 ± 0.1
6	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	1.7 ± 0.4	5.3 ± 3.90	1.2 ± 1.4
	2. <i>P. lawsonii</i>	0.8	3	0.3
7	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	1.5 ± 1	2.7 ± 2.2	1 ± 0.5
	2. <i>P. lawsonii</i>	0.7 ± 0.2	1.3 ± 1.3	0.5 ± 0.2
8	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	1.5 ± 1	2.5 ± 1.8	0.9 ± 0.3
	2. <i>P. lawsonii</i>	3 ± 0.1	6 ± 1.4	1.6 ± 0.2

En general, los árboles de pino alcanzan mayor altura (Cuadro 4), sin embargo, la población menor. Por su parte, la cantidad de encinos es más abundante, son de porte bajo, lo que les permite afianzarse mejor en el suelo. En el área de estudio suelen presentarse caída de árboles de pino por efecto del viento.

**Cuadro 4. Resumen de los resultados estadísticos para el estrato arbóreo en toda el área de estudio.**

Sitio	Especie	Altura total (m)	DAP (cm)	Diámetro de copa (m)
1	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	5.4 ± 2.1	11 ± 6.2	3.3 ± 1.3
	2. <i>P. lawsonii</i>	24 ± 1.3	43.7 ± 4.5	10.5 ± 0.5
	3. <i>A. farnesiana</i>	2.9 ± 1.1	5.6 ± 1.1	3.8 ± 0.4
2	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	4.1 ± 0.6	12.4 ± 1.8	2.8 ± 0.4
	2. <i>P. lawsonii</i>	20 ± 1.7	37.2 ± 4.5	10.3 ± 0.6
	3. <i>A. farnesiana</i>	3.1 ± 0.8	5.5 ± 0.8	2 ± 0.5
3	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	8.7 ± 1.6	10.4 ± 6.2	4.5 ± 1.8
	2. <i>P. lawsonii</i>	21.4 ± 4	36 ± 24.7	13.5 ± 2.8
	3. <i>A. farnesiana</i>	-	-	-
4	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	7.8 ± 5.1	4.9 ± 6.5	4.4 ± 2.4
	2. <i>P. lawsonii</i>	22 ± 1.4	47.6 ± 1.6	11.3 ± 1.1
	3. <i>A. farnesiana</i>	3	2.3	2
5	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	10.6 ± 2.3	11.5 ± 3	4.2 ± 0.9
	2. <i>P. lawsonii</i>	23.3 ± 2.3	35 ± 3	11.8 ± 0.9
	3. <i>A. farnesiana</i>	-	-	-
6	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	15.3 ± 1.1	33.4 ± 15.8	10.8 ± 0.4
	2. <i>P. lawsonii</i>	17.1 ± 0.4	33.4 ± 2.2	11.3 ± 0.4
	3. <i>A. farnesiana</i>	-	-	-
7	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	9.1 ± 2.9	15.1 ± 14.3	3.8 ± 2
	2. <i>P. lawsonii</i>	14.7 ± 2.5	20.5 ± 6.8	6.6 ± 2.9
	3. <i>A. farnesiana</i>	4.4 ± 0.9	6.5 ± 3.5	2.4 ± 0.2
8	1. <i>Q. magnoliifolia</i>	6.2 ± 1.5	11.3 ± 2.5	3.6 ± 0.9
	2. <i>P. lawsonii</i>	18.6 ± 0.8	37.5 ± 3.5	11.3 ± 2.5
	3. <i>A. farnesiana</i>	-	-	-

Los arbustos alcanzan una altura máxima de 1 m y el diámetro de copa registrado fue inferior a 80 cm. Sin embargo, la presencia abundante de arbustos representa un riesgo en caso de incendio y favorece la propagación hacia los estratos superiores.

**Cuadro 5. Resumen de los resultados estadísticos para el estrato arbustivo en toda el área de estudio.**

Sitio	Altura total (m)	Diámetro de copa (m)
1	0.7 ± 0.3	0.5 ± 0.3
2	0.8 ± 0.3	0.6 ± 0.3
3	0.8 ± 0.3	0.5 ± 0.2
4	0.7 ± 0.5	0.4 ± 0.3
5	0.5 ± 0.4	0.8 ± 0.5
6	1 ± 0.5	0.5 ± 0.3
7	0.6 ± 0.3	0.4 ± 0.2
8	0.9 ± 0.3	0.7 ± 0.4

Como se puede observar en el Cuadro 6. La mayor cobertura está dado por la hojarasca de pino o encino, seguido de las herbáceas y finalmente, el suelo mineral, principalmente, rocas.

**Cuadro 6. Porcentaje de cobertura de los distintos componentes de suelo evaluado.**

Sitios	Hojarasca	Herbácea	Suelo mineral
1	36	47	17
2	28	45	27
3	42	32	26
4	35	28	37
5	68	9	23
6	72	21	7
7	28	36	33
8	55	27	18

## Conclusión

Los datos indicaron que la especie *Q. magnoliifolia* tiene mayor densidad de regeneración (plantas/ha) por lo cual sobresale en los estratos bajos y medios del bosque, su predominancia es debido a que tienen mayor capacidad de reproducción y a su resistencia por lo cual tiene mayor ramificación de las raíces. Hay zonas donde se concentra la regeneración de la especie *P. lawsonii*, esto por factores que inciden en la germinación de las plántulas, se observó este comportamiento en la parte baja de la ladera donde hubo mayor densidad de regeneración en dicha especie, allí hay mejores condiciones de humedad y fertilidad del suelo. Esta información servirá para realizar prácticas de manejo que permitan un adecuado desarrollo de las plantas producto de la regeneración natural.

## Agradecimientos

Agradezco a mi asesor, el Dr. Rene García Martínez por el acompañamiento y seguimiento en este trabajo y darme la oportunidad de hacer equipo en esta investigación. Al Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo y toda su comunidad por tan amena estancia en este periodo de trabajo. A la Universidad Autónoma de Occidente por el apoyo en el proceso de trabajo y la financiación en viáticos para llevar a cabo la investigación de forma presencial y tener esta experiencia inolvidable.

## Literatura citada

- Buckley, & Sharik . (1998). Regeneration of northern red oak: positive and negative effects of competitor removal. Washington. DC: Ecology. Extracto de <https://www.biologicas.umich.mx/index.php?journal=biologicas&page=article&op=view&path%5B%5D=148&path%5B%5D=pdf>
- INEGI. (2020). Caracterización geográfica. Obtenido de <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mex/territorio/clima.aspx?tema=me&e=15>
- Kapelle, M. (2006). Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests. En *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (pág. 483 pp). Berlin Heidelberg, Germany: Springer Verlag.
- Miller. (December de 2000). Fire autoecology. En *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of fire on flora.* (págs. 9-34). Fort Collins: USDA-Forest Service-Rocky Mountain Research Station .
- Nixon. (1993). Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annales des sciences forestières*, 255-345.
- Perez-Lopez et al. (2013). Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias*, 18-19.
- Perez-Ramos. (2007). Factores que condicionan la regeneración natural de especies leñosas en un bosque mediterráneo del sur de la Península Ibérica. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 16: 131-136.
- Ramirez-Marcial. (2003). Survival and growth of tree seedling in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forest. . *Journal of Vegetation Science*, 14: 881-890. Extracto de <https://www.biologicas.umich.mx/index.php?journal=biologicas&page=article&op=view&path%5B%5D=148&path%5B%5D=pdf>
- Valencia. (2004). Diversidad del género *Quercus*(Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad de Botánica de México*, 75: 33-53.

## 5.18. Propuesta metodológica para el escalamiento espacial de la evapotranspiración a partir de mediciones de torres de flujos turbulentos

González-Ramos Laura M.<sup>1,\*</sup>; Villarreal-Rodríguez Samuel<sup>1</sup>; Guevara Mario<sup>2</sup> y Yépez-Enrico A.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> División de Investigación y Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, Cerro de las Campanas, C.P. 76010, Santiago de Querétaro, Qro., México.

<sup>2</sup> Instituto Centro de Geociencias-Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Qro. MX.

<sup>3</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medioambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero Sur, Col. Centro. C.P. 85000 Ciudad Obregón, Sonora, México.

\* Autor para correspondencia: lgonzalez132@alumnos.uaq.mx

### Resumen

Estimar la evapotranspiración (ET) a diversas escalas temporales y espaciales es fundamental para desarrollar estrategias de conservación del agua y el suelo, así como para entender el ciclo hidrológico, sobre todo en regiones con baja disponibilidad de recursos hídricos. Distintas técnicas in situ permiten medir la ET con precisión a una escala espacial limitada y conocer la ET a una escala espacial regional representa un reto de modelación importante. El objetivo de este estudio es presentar una propuesta metodológica de trabajo para generar una matriz de regresión que incluye datos de cuatro sitios de monitoreo de covarianza de flujos turbulentos y valores de productos satelitales útiles para el desarrollo de modelos espaciales y temporales de la ET. Se propone que la informática ambiental (e.g., percepción remota, el análisis digital de terreno, las superficies climáticas y los diversos mapas temáticos preexistentes) provee de insumos útiles para la representación espacial-temporal de controles ambientales de la ET en áreas geográficas de particular importancia ecológica y climática, por ejemplo, donde se expresa el Monzón de Norteamérica. Se presenta el desarrollo de un flujo de trabajo basado en cómputo en la nube (e.g., Google Earth Engine) escrito en Java Script para la obtención (en cualquier punto geográfico de interés) de un conjunto multiescalar y multitemporal de 39 co-variables ambientales directamente relacionadas con la ET. Como resultado se obtuvo una matriz que integra los datos de las mediciones en sitio y los datos obtenidos mediante los productos satelitales, útil para cualquier usuario interesado en explorar modelos para escalar la ET desde la parcela a la escala regional.

**Palabras Clave:** *Matriz de regresión; Google Earth Engine; co-variables.*

### Abstract

Estimating evapotranspiration (ET) at various temporal and spatial scales is fundamental for developing water and soil conservation strategies, as well as for understanding the hydrological cycle, especially in regions with low water resource availability. Different in situ techniques allow measuring ET accurately at a limited spatial scale and knowing ET at a regional spatial scale represents a major modeling challenge. The objective of this study is to present a working methodological proposal to generate a regression matrix that includes data from four turbulent flow covariance monitoring sites and satellite product values useful for the development of spatial and temporal models of ET. It is proposed that environmental informatics (e.g., remote sensing, digital terrain analysis, climate surfaces, and various pre-existing thematic maps) provide useful inputs for spatio-temporal representation of environmental controls on ET in geographic areas of particular ecological and climatic importance, e.g., where the North American Monsoon is expressed. The development of a workflow based on cloud computing (e.g., Google Earth Engine) written in Java Script is presented for obtaining (at any geographic point of interest) a multi-scale, multi-temporal set of 39 environmental co-variables directly related to ET. As a

result, a matrix was obtained that integrates data from on-site measurements and remotely sensed data useful for any user interested in exploring models for scaling ET from the plot to the regional scale.

**Keywords:** *Regression matrix, Google Earth Engine, co-variables*

## Introducción

La evapotranspiración (ET) es el proceso de transportar agua de superficies evaporativas hacia la atmósfera (Wang & Dickinson, 2012). Esta es una de las variables que presenta un mayor reto en su estimación debido a que relaciona procesos tanto físicos, biológicos, y químicos, presentando una alta variabilidad espacio-temporal. Uno de los métodos que ha tomado gran popularidad en los últimos años para la cuantificación de la ET, es la técnica de covarianza de flujos turbulentos, sin embargo, estas mediciones tienen una cobertura espacial limitada lo que dificulta la validación de modelos a escala regional (Jiao *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2010). No obstante, las mediciones que proporcionan las torres de flujos son potencialmente escalables.

En este sentido, la información derivada de sensores remotos como son las imágenes satelitales permite conocer el comportamiento de variables ambientales que ejercen una influencia directa con los patrones temporales y espaciales de la ET, permitiendo el escalamiento de la información in-situ hacia una región espacial mayor. Con lo cual, a partir de información de mediciones locales o in-situ de la ET en conjunto con productos satelitales relacionado a las condiciones ambientales que controlan la dinámica de la ET, es posible realizar escalamientos de la ET con incertidumbres relativamente aceptables (Jahangir & Arast, 2020; Li *et al.*, 2021; Pascual Ramírez, 2018). El escalamiento es el método más eficaz y usado para transformar datos de una escala local a una escala mas gruesa en la dimensión espacial o de una escala corta a una larga escala en la dimensión temporal (Fang *et al.*, 2020; Ichii *et al.*, 2017; Tang *et al.*, 2013)

En actualidad existen diversos estudios sobre el aumento de escala de la ET. Algunos de estos utilizan métodos basados en datos (métodos basados en la probabilidad, en modelos de regresión o en aprendizaje automático) y otros, utilizan métodos basados en mecanismos o procesos que controlan la ET (métodos basados en información previa o en modelos de procesos) (Dou & Yang, 2018; Xu, 2018). En base a esto en el presente estudio se utilizó la plataforma Google Earth Engines (GEE) para obtener conjuntos de datos de productos satelitales que luego fueron combinados con las mediciones de las torres de flujo con el cual se generó un insumo de datos para poder establecer, en estudios posteriores, un modelo de estimación de la ET a escala regional. De modo que el objetivo de este trabajo es presentar una propuesta metodológica de este proceso, pues en la actualidad no existe un flujo de trabajo que permita acoplar de manera automatizada, datos provenientes de productos satelitales con datos de flujo turbulento medidos directamente en campo.

## Materiales y Métodos

Se obtuvieron en primer lugar las mediciones de las torres de flujo de cuatro sitios distintos. Posterior a esto se obtuvieron los datos de productos satelitales de una región específica en la cual estaban ubicadas las torres. Finalmente se emparejaron espacial y temporalmente ambos conjuntos de datos y se obtuvo una matriz de regresión (Figura 1).



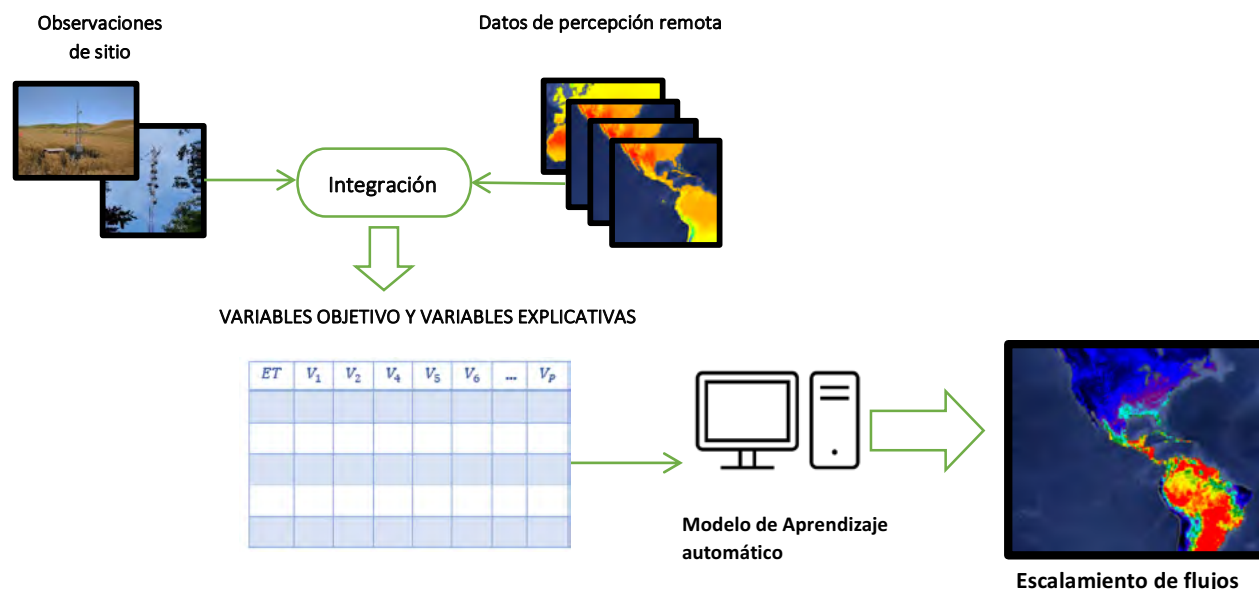


Figura 1. Diagrama de flujo de trabajo para el escalamiento de datos mediante el conjunto de observaciones terrestres y observación de los productos satelitales

### Datos de entrada

*Mediciones de flujos.* Se analizó un año de información (2008) en cuatro sitios distintos obtenidos en la red Ameriflux. En cada sitio existen distintos periodos de colecta de datos. El 2008 es un año que cuenta con datos de manera consistente en los cuatro sitios. Las coordenadas de estos sitios: El encino, Rayón, Tesopaco y Audubon, y su precipitación media anual se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Sitios utilizados para el conjunto de datos de flujos.

Nombre	Latitud	Longitud	Precipitación anual promedio (mm)	Periodo
Encino	29.9591	-110.4615	496	2008-2013
Rayón	29.7446	-110.5306	487	2008-2014
Tesopaco	27.8446	-109.2977	647	2004-2008
Audubon	31.5907	-110.5104	438.35	2002-2011

*Post-procesamiento de los datos.* El post-procesamiento de los datos se hizo mediante el paquete ReddyProc para el lenguaje R. El cual usa el conjunto básico de variables meteorológicas y llena los datos faltantes.

*Datos de percepción remota.* Con el objetivo de obtener una representación espacial de la región de estudio se descargaron datos de percepción remota de la plataforma Google Earth Engine, para cada mes del año 2008, utilizando el siguiente código de Java script en el editor:

#### 1. Se crearon los filtros

- Se centró el mapa en el área de interés definiendo la variable “aoi” y se construyeron fechas de inicio y final para cada mes:



```
var bound = ee.Geometry.Polygon([[[-120.073046875, 34.14184522829045],  
[-120.073046875, 14.411305934938605],  
[-101.791796875, 14.411305934938605],  
[-101.791796875, 34.14184522829045]]], null, false);  
  
var start = ee.Date('2008-01-01');  
var finish = ee.Date('2008-01-31');
```

2. Se crearon las capas de predictores por cada mes. Para este caso se crearon 39 capas de covariables que influyen en la dinámica de la evapotranspiración. Por ejemplo, para la elevación primero se carga la fuente de información (e.g., modelo digital de elevaciones generado por el Servicio Geológico de Estados Unidos USGS/SRTMGL1\_003, [https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/USGS\\_SRTMGL1\\_003](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/USGS_SRTMGL1_003)). Una lista completa de fuentes de información incluidas en este flujo de trabajo se encuentra en un apéndice. Posteriormente cada imagen se exporta a un directorio de trabajo (e.g., 'bio\_enviro\_test'), definiendo el nombre de la capa a crear ('elevation') y la escala (scale) o el tamaño de pixel de interés, en este caso de 1000m. Esto se repite para cada una de las 39 variables ambientales. El código completo se encuentra en <https://code.earthengine.google.com/?scriptPath=users%2Fflamegorrana%2FCubo%3ACUBO%2F%20Mes%201>

```
Ejemplo  
var elevation = ee.Image('USGS/SRTMGL1_003').clip(aoi);
```

3. Por último, se exportaron las imágenes, especificando escala y región.

```
Export.image.toDrive({  
  image: elevation,  
  description: 'elevation',  
  maxPixels: 1e11,  
  scale: 1000,  
  region: bound,  
  folder: 'bio_enviro_test'  
});
```

Con estas últimas líneas cada una de las 39 capas se guarda automáticamente en formato .tif dentro de una carpeta de Drive para cada mes.

*Post-procesamiento de los datos.* Para el post-procesamiento de los datos se utilizó el software R, con el que se convirtieron cada uno de los archivos .tif en bases de datos espaciales de formato .rds usando el siguiente código:

```
#Carga librerías  
library(raster)  
library(rgdal)  
library(sp)  
  
#Directorio de trabajo donde están las covariables de GEE  
setwd("Ruta del directorio")  
#Genera lista de archivos que terminan en .tif  
lis2<-list.files(pattern=".tif")
```

```

#Lee raster de referencia
ref2<-raster("elevation.tif")
#Genera un raster stack vacio-coleccion capas raster en un vector
todos_stack2<-stack()
#Iniciamos un ciclo que va de 1 a la longitud de lis

for(i in 1:length(lis2)){
  #leemos la capa i
  refi2<-raster(lis2[i])
  #remuestreamos esa capa al raster de referencia
  refi2<-resample(refi2,ref2,method="ngb")
  #Luego guardamos esa capa en el stack
  todos_stack2<-stack(todos_stack2,refi2)
  #vemos el progreso
  print(i)
  #cerramos el ciclo
}
#vemos los nombres de la nueva capa
names(todos_stack2)
#Salvar esta capa como objetivo nativo de R

saveRDS((as(todos_stack2,"SpatialPixelsDataFrame")),file="predictoresmesi.rds")

```

### Creación de matriz de regresión

Para la creación de la matriz de regresión se utilizaron los 12 archivos .rds que se obtuvieron antes y los datos de las mediciones de las torres para cada sitio. Ambos conjuntos de datos se integraron mediante el siguiente código en Rstudio.

```

#Se cargan las librerias
library(raster)
library(rgdal)
library(data.table)

#Se carga base de datos de las mediciones en las torres de flujo
setwd("Ruta del archivo")#Directorio
Torres<-load("archivo.Rda")
Torres<-BASE

#Se carga archivo de covariables obtenido en GEE
setwd("Ruta del archivo")#Directorio
Cov<-list()#Se genera una lista vacia para los archivos rds
file<-list.files(pattern=".rds")#Lista de archivos que terminan en .rds

#INTEGRACIÓN BASE DE DATOS

mes<-list()#Lista vacia para almacenar mediciones torres de flujo por meses
MES<-list()#Lista vacia para almacenar mediciones en sitio y de sensores remotos
#Se inicia un ciclo que va de 1 hasta la longitud de file
for(i in 1:length(file)){
  #Leemos archivo i
  Cov[[i]]<- readRDS(file[i])
}
#Se inicia un ciclo que va de 1 a 12 (meses del año)
for (i in 1:12){
  #Se extraen los datos de cada mes i
  mes[[i]]<-Torres[Torres$Month ==i,]
  "La longitud y latitud en este caso esta siendo tomada como una clase Character
  por tanto se convierte a numerico para poder indicarle al programa que el mes i
  es un objeto espacial
  "
  mes[[i]]$Longitud<-as.numeric(mes[[i]]$Longitud)
  mes[[i]]$Latitud<-as.numeric(mes[[i]]$Latitud)
}

```



```
# Se definen Latitud y Longitud como las coordenadas
coordinates(mes[[i]]) <- ~Longitud+Latitud
#Estas dos lineas sirven para comprobar que los datos tienen la misma proyección
plot(Cov[[i]])
plot(mes[[i]],add=TRUE)
#Se asignan un sistema de referencia de coordenadas
proj4string(mes[[i]]) <- CRS(projection(Cov[[i]]))
#Se integran los datos de las torres y los datos de sensores remotos
mes[[i]]@data <- cbind(mes[[i]]@data, over(mes[[i]], Cov[[i]]))
MES[[i]]<-mes[[i]]
}
#Se genera el data frame con la integración de los datos
Cubo<-do.call(rbind,MES)
Cubo<-Cubo[ order(as.numeric(row.names(Cubo))), ]
Cubo$Lat<-Torres$Latitud
Cubo$Lon<-Torres$Longitud
```

## Resultados y Discusión

Como resultado se obtuvo una matriz de regresión de 54 y 48 filas. Las 48 filas corresponden a los 12 meses para cada uno de los cuatro sitios. De las columnas, 5 corresponden a “Latitud”, “Longitud”, “Tiempo”, “Mes” y “Sitio”, 49 corresponden a las variables donde 10 representan los datos obtenidos de las torres (Cuadro 2) y 39 corresponden a las co-variables descargadas de Google Earth Engine. Donde los datos climáticos de referencia se obtuvieron del conjunto de datos WorldClim (Versión 1.0) con una resolución de aproximadamente 1km, la cual consta de 19 campos de datos globales reticulados creados a partir de mediciones de temperatura y precipitación mensuales medias de estaciones meteorológicas de todo el mundo (Barreto & Armenteras, 2020; Villarreal et al., 2016). En relación con las variables topográficas se utilizaron los datos digitales de elevación SRTM (Versión 3) con una resolución de aproximadamente 30 m. Adicionalmente se usaron los conjuntos de datos ERGo y CSP, que contienen datos detallados y multiescala sobre formas del terreno y patrones fisiográficos (también conocidos como facetas del terreno)(McVicar et al., 2007; Ning et al., 2019).

También se utilizó la base de datos ASTER-GED desarrollada por la NASA. Este producto incluye la emisividad media y la desviación estándar para las 5 bandas del infrarrojo térmico ASTER, la temperatura media de la superficie terrestre y la desviación estándar. Además del conjunto de datos CHIRPS, que incorpora imágenes satelitales de 0,05° de resolución con datos de estaciones in situ para crear series temporales de precipitaciones cuadrículas para el análisis de tendencias y la supervisión de sequías estacionales.

Por otro lado es importante contar con datos de los índices de vegetación para conocer el estado de la vegetación y su contenido de humedad. La información correspondiente a los índices de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) se derivó del producto MOD13A1.006 . También se obtuvieron datos de el producto MCD15A3H (Versión 6), fracción combinada de radiación fotosintéticamente activa (FPAR) e índice de área foliar (LAI), el cual es un conjunto de datos compuestos de 4 días con un tamaño de píxel de 500 metros. El algoritmo elige el mejor píxel disponible de todas las adquisiciones de ambos sensores MODIS ubicados en los satélites Terra y Aqua de la NASA dentro del período de 4 días. Adicional a esto se utilizó el producto MOD17A3H (Versión 6) para obtener información sobre la Productividad Primaria Neta (NPP) anual con una resolución de 500m de píxeles. Además se obtuvieron datos de los mapas globales de alta resolución del cambio de la cubierta forestal, los cuales son el resultado del análisis de series temporales de imágenes Landsat para caracterizar la extensión y el cambio de los bosques a nivel mundial, así como conjunto de datos representa las alturas de los árboles a nivel mundial, desarrollados por la NASA(Dias et al., 2015; Ning et al., 2019).

La información de la superficie del agua se obtuvo del conjunto de datos del historial de clasificación anual del agua del Centro de Investigación Conjunta (JRC), versión 1, que proporciona información sobre la ubicación y distribución de los cuerpos de agua a nivel mundial.

La matriz de regresión creada a partir de este flujo de trabajo se convierte en una base fundamental para modelar y realizar predicciones de la ET en un área de mayor escala, pues al disponer de estos datos en conjunto se puede realizar una exploración de las variables para hacer hipótesis de trabajo que ayuden a nutrir modelos y así determinar cuál es el mejor para realizar la predicción de la ET a escala regional.

Además, esta propuesta metodológica es adaptable para ser aplicada en la predicción de otras variables que tengan influencia en los distintos procesos bioquímicos de la tierra. De modo que resulta ser una propuesta útil para cualquier usuario interesado en explorar modelos para escalar mediciones locales a la escala regional.

**Cuadro 2. Resumen de las variables recopiladas para cada sitio**

<b>Variables</b>	
<b>Nombre de la variable</b>	<b>Siglas</b>
Humedad Relativa	<i>RH</i>
Temperatura del aire	<i>T<sub>a</sub></i>
Contenido del agua en el suelo	<i>swc</i>
Radiación neta	<i>R<sub>n</sub></i>
Flujo de calor del suelo	<i>G</i>
Flujo de calor sensible	<i>H</i>
Flujo de calor latente	<i>LE</i>
Precipitación	<i>P</i>
índice de área foliar	<i>LAI</i>
Evapotranspiración	<i>ET</i>

## Conclusiones

Con la propuesta metodológica presentada en este trabajo se logró crear una matriz que integra datos de mediciones en sitio con datos de productos satelitales, con la cual es posible alimentar modelos que sirvan para realizar predicciones de la ET a escala regional.

Se logró desarrollar un flujo de trabajo que sirva como guía a otras investigaciones cuyo interés sea el análisis y modelización de datos espacio temporales. Además de ser adaptable para realizar predicciones de otras variables ambientales que tengan influencia en los distintos ciclos de la tierra.

## Literatura citada

- Barreto, J. S. and D. Armenteras. 2020. Open data and machine learning to model the occurrence of fire in the ecoregion of “llanos colombovenezolanos.” *Remote Sensing*, 12(23), 1–18. <https://doi.org/10.3390/rs12233921>
- Dias, L. C. P., M. N. Macedo, M. H. Costa, M. T. Coe and C. Neill. 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(PB), 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- Dou, X. and Y. Yang. 2018. Evapotranspiration estimation using four different machine learning approaches in different terrestrial ecosystems. *Computers and Electronics in Agriculture*, 148 (November 2017), 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.03.010>
- Fang, B., H. Lei, Y. Zhang, Q. Quan and D. Yang. 2020. Spatio-temporal patterns of evapotranspiration based on upscaling eddy covariance measurements in the dryland of the North China Plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 281(November 2019), 107844. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107844>
- Ichii, K., M. Ueyama, M. Kondo, N. Saigusa, J. Kim, M. C. Alberto, J. Ardö, E. S. Euskirchen, M. Kang, T. Hirano, J. Joiner, H. Kobayashi, L. B. Marchesini, L. Merbold, A. Miyata, T. M. Saitoh, K. Takagi, A. Varlagin, M. S. Bret-Harte and F. Zhao. 2017. New data-driven estimation of terrestrial CO<sub>2</sub> fluxes in Asia using a standardized database of eddy covariance measurements, remote sensing

- data, and support vector regression. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122 (4), 767–795. <https://doi.org/10.1002/2016JG003640>
- Jahangir, M. H., and M. Arast. 2020. Remote sensing products for predicting actual evapotranspiration and water stress footprints under different land cover. *Journal of Cleaner Production*, 266, 121818. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121818>
- Jiao, D., X. Ji, J. Liu, L. Zhao, B. Jin, J. Zhang and F. Guo. 2021. Quantifying spatio-temporal variations of evapotranspiration over a heterogeneous terrain in the Arid regions of Northwestern China. *International Journal of Remote Sensing*, 42(9), 3231–3254. <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1868604>
- Li, X., S. Liu, X. Yang, Y. Ma, X. He, Z. Xu, Xu, T. Song, L., Y. Zhang, X. Hu, Q. Ju and X. Zhang. 2021. Upscaling evapotranspiration from a single-site to satellite pixel scale. *Remote Sensing*, 13(20). <https://doi.org/10.3390/rs13204072>
- Dias, L. C. P., M. N. Macedo, M. H. Costa, M. T. Coe and C. Neill. 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(PB), 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- McVicar, T. R., T. G. Van Niel, L. T. Li, M. F. Hutchinson, X. M. Mu and Z. H. Liu. 2007. Spatially distributing monthly reference evapotranspiration and pan evaporation considering topographic influences. *Journal of Hydrology*, 338(3–4), 196–220. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.018>
- Ning, T., S. Zhou, F. Chang, H. Shen, Z. Li and W. Liu. 2019. Interaction of vegetation, climate and topography on evapotranspiration modelling at different time scales within the Budyko framework. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275(January), 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.001>
- Villarreal, S., R. Vargas, E. A. Yepez, J. S. Acosta, A. Castro, M. Escoto-Rodriguez, E. Lopez, J. Martínez-Osuna, J. C. Rodriguez, S. V. Smith, E. R. Vivoni and C. J. Watts. 2016. Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water-limited shrublands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(2), 494–508. <https://doi.org/10.1002/2015JG003169>
- Ning, T., S. Zhou, F. Chang, H. Shen, Z. Li and W. Liu. 2019. Interaction of vegetation, climate and topography on evapotranspiration modelling at different time scales within the Budyko framework. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275(January), 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.001>
- Pascual Ramírez, F. 2018. Estimación de la evapotranspiración mediante un balance de energía utilizando sensores remotos. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5(15), 537. <https://doi.org/10.19136/era.a5n15.1647>
- Sun, G., A. Noormets, M. J. Gavazzi, S. G. McNulty, J. Chen, J. C. Domec, J. S. King, D. M. Amatya and R. W. Skaggs. 2010. Energy and water balance of two contrasting loblolly pine plantations on the lower coastal plain of North Carolina, USA. *Forest Ecology and Management*, 259(7), 1299–1310. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.016>
- Tang, R., Z. L. Li and X. Sun. 2013. Temporal upscaling of instantaneous evapotranspiration: An intercomparison of four methods using eddy covariance measurements and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 138, 102–118. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.001>
- Dias, L. C. P., M. N. Macedo, M. H. Costa, M. T. Coe and C. Neill. 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(PB), 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- McVicar, T. R., T. G. Van Niel, L. T. Li, M. F. Hutchinson, X. M. Mu and Z. H. Liu. 2007. Spatially distributing monthly reference evapotranspiration and pan evaporation considering topographic influences. *Journal of Hydrology*, 338(3–4), 196–220. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.018>
- Ning, T., S. Zhou, F. Chang, H. Shen, Z. Li and W. Liu. 2019. Interaction of vegetation, climate and topography on evapotranspiration modelling at different time scales within the Budyko framework. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275(January), 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.001>
- Villarreal, S., R. Vargas, E. A. Yepez, J. S. Acosta, A. Castro, M. Escoto-Rodriguez, E. Lopez, J. Martínez-Osuna, J. C. Rodriguez, S. V. Smith, E. R. Vivoni and C. J. Watts. 2016. Contrasting precipitation seasonality influences evapotranspiration dynamics in water-limited shrublands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(2), 494–508. <https://doi.org/10.1002/2015JG003169>
- Wang, K. and R. E. Dickinson. 2012. A review of global terrestrial evapotranspiration: Observation, modeling, climatology, and climatic variability. *Reviews of Geophysics*, 50(2). <https://doi.org/10.1029/2011RG000373>
- Xu, T. *et al.* 2018. Evaluating Different Machine Learning Methods for Upscaling Evapotranspiration from Flux Towers to the Regional Scale. 8674–8690.

## 5.19. Almacén de carbono orgánico en suelos con manejo forestal comunitario

Castelán-Vega Rosalía<sup>1,2,\*</sup>; González-González Fernanda<sup>1,2</sup>; Tamaríz-Flores José V.<sup>1,2</sup> y Cruz-Montalvo Abel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 Sur #6301, Colonia San Manuel, CP 72474, Puebla, Puebla.

<sup>2</sup> Posgrado en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 Sur #6301, Colonia San Manuel, CP 72474, Puebla, Puebla.

\* 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 cantidad de COS bajo tres condiciones de manejo forestal en tres tipos de vegetación: bosque de oyamel, bosque de pino-encino y bosque de pino, en los Bienes Comunales de San Juan Cuauhtémoc, Tlahuapan, Puebla. Se establecieron 6 unidades de muestro circular y se tomaron muestras compuestas de suelo en los primeros 30 cm de profundidad en tres unidades de manejo forestal (Perturbado, Aprovechado y Conservado). La determinación del COS fue estimada de acuerdo con los métodos normados en la NOM-021-SEMARNAT-2000. Los resultados muestran diferencias significativas en la concentración de COS en función de la condición de manejo. La unidad forestal Aprovechado presentó la concentración promedio de COS más alta con 194 Mg C ha<sup>-1</sup>, seguido de las unidades Conservado y Perturbado con 174 y 93 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Las diferencias en COS se deben a diferencias en el manejo de los suelos por la papelería San Rafael y posiblemente por la vegetación que predomina en cada una de las unidades de manejo forestal.

**Palabras clave:** *manejo forestal; tipo de vegetación; degradación del suelo.*

### Abstract

Climate change is attributed to anthropogenic activities that generate high emissions of greenhouse gases (GHGs), such as carbon dioxide, methane and fluorocarbons, among others. Soil is the most important carbon reservoir of terrestrial ecosystems, storing more than 80% of all the world's reservoirs. The capacity of soil to store organic carbon depends on its properties, uses and management. The present investigation had the objective of estimating the amount of organic carbon in the soil per unit of area under different forest management conditions in the Communal Properties of San Juan Cuauhtémoc, Tlahuapan, Puebla. To this end, three forest management units were defined (disturbed, harvested, and conserved). In each management unit, six circular sampling units were established and samples were taken from the first 30 cm of depth. The determination of COS was estimated according to the methods regulated in NOM-021-SEMARNAT-2000. The results show significant differences in COS concentration, depending on the management condition and type of vegetation. The forest unit with harvesting presented the highest average COS concentration with 194 MgC ha<sup>-1</sup>, followed by the conserved and disturbed units with 174 and 93 MgC ha<sup>-1</sup>, respectively. The differences in concentration are given by the history of soil management, since in the past they were overexploited by the San Rafael paper mill, and by the vegetation that predominates in each of the forest management units.



**Key words:** *forest management; vegetation type; degradation.*

## Introducción

El cambio climático se ha acelerado por la variación de las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI's) que alteran el equilibrio energético del sistema climático, como el dióxido de carbono, metano y fluorocarbonados, entre otros (Eswaran *et al.*, 1993). El suelo es el reservorio más importante de carbono de los ecosistemas terrestres, almacenando más del 80% de todos los reservorios del mundo (Llorente, 2004). La capacidad del suelo para almacenar Carbono Orgánico depende de sus propiedades, usos y manejo.

El manejo de los bosques juega un papel importante en los procesos de estabilización del carbono orgánico del suelo (COS), es trascendental analizar el papel que juegan los propietarios del bosque y su percepción ante su territorio (John *et al.*, 2005). Actualmente, se sabe que las actividades como: la gestión forestal, los métodos de selección de especies y la duración de la rotación de corta influyen en la concentración del COS (Álvarez y Rubio, 2016), por lo que de esta manera, las buenas prácticas de manejo forestal favorecerán la restauración y preservación de las reservas de carbono orgánico en el suelo, sus funciones ecosistémicas, así como también, la mejora de las prácticas de manejo para la mitigación ante el cambio climático global.

La presente investigación tuvo como objetivo estimar la cantidad de carbono orgánico del suelo por unidad de área bajo diferentes condiciones de manejo forestal en los Bienes Comunes de San Juan Cuauhtémoc, Tlahuapan, Puebla.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

Los bienes comunales San Juan Cuauhtémoc pertenecen al municipio de Tlahuapan, Puebla. Localizado entre los paralelos 19°18'12" y 19°29'24" N y meridianos 98°37'48" y 98°39'25" O, y altitud de 2780 m.s.n.m. (INEGI, 2010) (Figura 1). Los bienes comunales comprenden una superficie total de 1038.61 ha (Márquez *et al.*, 2009) y una porción de su territorio corresponde a la zona de influencia y amortiguamiento del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Los climas presentes son el templado subhúmedo con lluvias en verano y semifrío subhúmedo con lluvias en verano. Presenta tres tipos de cobertura vegetal: Bosque de Pino, Bosque de Pino-Encino y Bosque de Oyamel. Las clases taxonómicas de suelo predominantes son Andosol y Cambisol (0.17%) (INEGI, 2010).



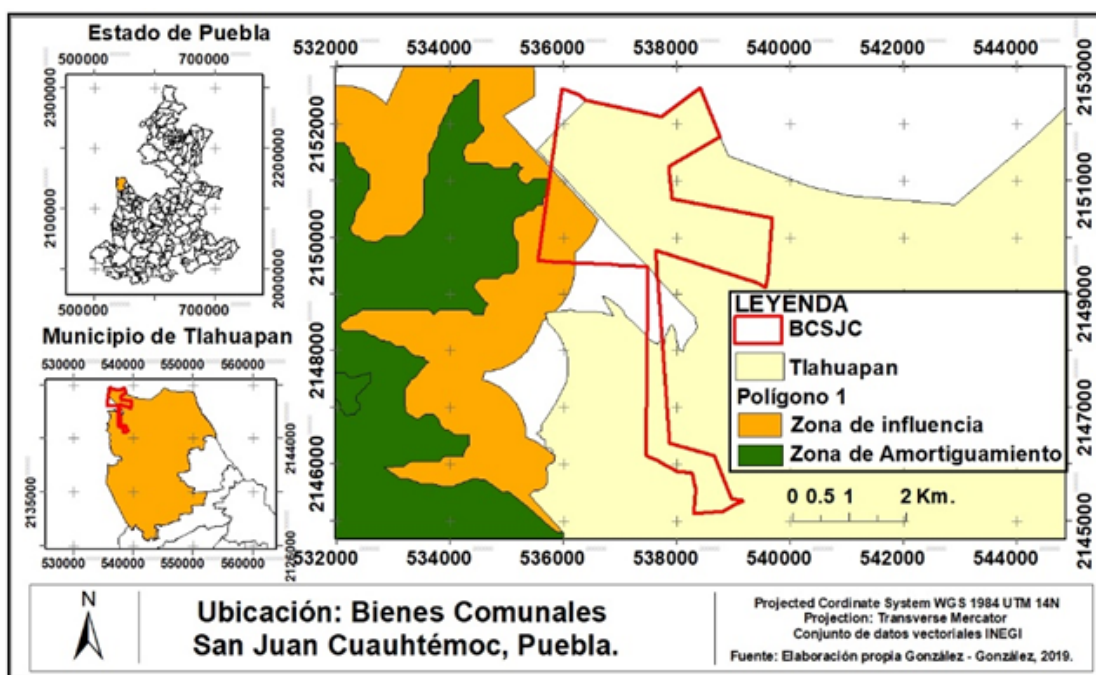


Figura 1. Ubicación de los Bienes Comunales de San Juan Cauhtémoc.

### Metodología

Se definieron tres unidades de manejo forestal (Perturbado, Aprovechado y Conservado) en tres tipos de vegetación: pino, pino-encino y oyamel, respectivamente. El tipo de suelo es andosol en las tres unidades establecidas es andosol. En cada unidad de manejo se establecieron 6 unidades de muestro circular y se tomaron muestras compuestas de los primeros 30 cm de profundidad ( $N=18$ ). 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  $FG$  ( $> 2\ mm$ ).

Se consideraron cuatro intervalos de niveles de almacenamiento de carbono orgánico (Vela *et al.*, 2012): Muy Alto ( $>150\ Mg\ ha^{-1}$ ), Alto ( $100-150\ Mg\ ha^{-1}$ ), Medio ( $50-100\ Mg\ ha^{-1}$ ) y Bajo ( $<50\ Mg\ ha^{-1}$ ).

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.

Con el fin de comparar la cantidad de carbono orgánico del suelo bajo las diferentes condiciones de manejo, se realizó un ANOVA de una vía seguido por una prueba de rangos de Tukey con 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 suelo del bosque con aprovechamiento forestal presenta la menor densidad aparente ( $0.66\ Mg\ m^{-3}$ ), sin presentar diferencia significativa con el suelo del bosque conservado ( $0.67$

Mg m<sup>-3</sup>). El suelo bajo bosque perturbado y sin manejo, presenta la más alta densidad aparente, sin embargo, no puede considerarse que se presente compactación, esto se debe a la naturaleza volcánica de los suelos.

De manera similar el análisis de fragmentos gruesos no presenta diferencia significativa entre el suelo de la unidad Conservado y el que se encuentra en condición Aprovechado. Sin embargo, si hay diferencia entre estos dos con el suelo de la condición Perturbado (31.32%).

**Cuadro 1. Densidad aparente (DAP) y fragmentos gruesos (FG) del suelo entre 0 a 30 cm en tres unidades de manejo forestal en los Bienes Comunales San Juan Cuauhtémoc, según su condición.**

Manejo forestal	DAP (Mg m <sup>-3</sup> )	FG (%)
Aprovechado	0.66 ± 0.12 <b>a</b>	26.02 ± 19.04 <b>a</b>
Conservado	0.67 ± 0.14 <b>a</b>	24.72 ± 12.36 <b>a</b>
Perturbado	0.95 ± 0.18 <b>b</b>	31.32 ± 17.40 <b>b</b>

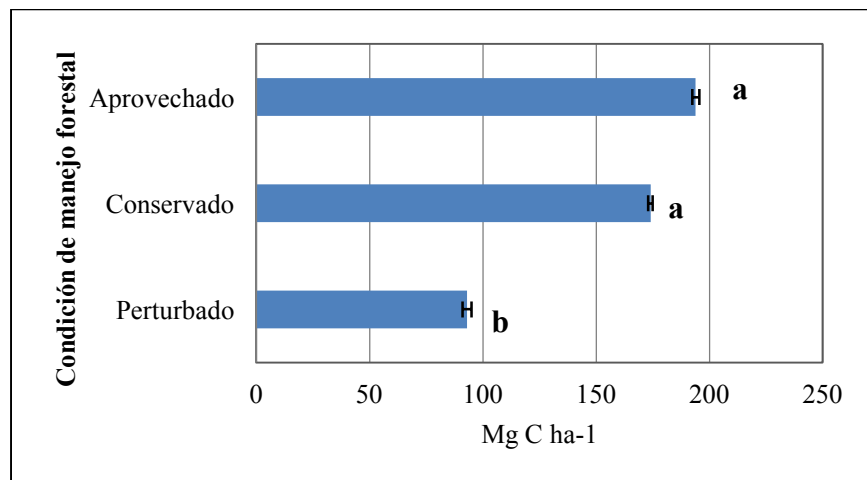
Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas con la prueba de Tukey, con intervalo de confianza del 95%. DAP: densidad aparente, FG: fragmentos gruesos.

Se encontraron diferencias significativas en los contenidos de COS, entre las tres condiciones de manejo forestal analizadas (Figura 2).

Los suelos en la condición de aprovechamiento forestal con bosque de pino-encino alcanzaron los mayores contenidos de COS (194 MgC ha<sup>-1</sup>), considerados como muy altos según la categorización de Vela *et al.*, (2012), lo cual coincide con lo planteado por John *et al.*, 2005, quienes reportan que el manejo forestal aumenta la productividad de los bosques y, por lo tanto, la descomposición de la materia orgánica en el suelo.

El suelo con la condición conservada registra concentraciones del COS (174 MgC ha<sup>-1</sup>) consideradas también muy altas (Vela *et al* 2012). En esta zona predomina la presencia de oyamel, y a pesar que el oyamel ha registrado altos contenidos de COS, la degradación a la que se sometió durante cerca de 50 años por la papelera San Rafael no ha permitido que se alcancen los máximos en la acumulación de este elemento (Bojórquez *et al*; 2015).

El suelo con la condición de perturbado muestra las concentraciones más bajas de COS (93 MgC ha<sup>-1</sup>); no obstante, también son categorizadas como altas, debido al suelo volcánico y tipo de vegetación de pino. A pesar de la lenta descomposición de la materia orgánica por el contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa de sus acículas, las condiciones de humedad y temperatura de la región han favorecido su descomposición (Bojórquez *et al*; 2015).



**Figura 2. Carbono orgánico del Suelo en las condiciones forestales analizadas.** Letras diferentes, entre usos del suelo representan diferencias significativas para un 95% de probabilidades.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio, demuestran que la condición de manejo forestal con Aprovechamiento fue el reservorio que presentó la concentración promedio de COS más, seguido de las unidades conservadas y perturbadas. Las diferencias en COS posiblemente están dadas por la historia del manejo de los suelos, ya que durante 50 años sufrieron sobreexplotación por parte de la papelera San Rafael. El tipo de vegetación original podría ser importante en los reservorios de COS ya que la composición de la hoja determina la velocidad de descomposición de la materia orgánica. La zona conservada se encuentra en su mayoría bajo bosque de oyamel, la de aprovechamiento en bosque de pino-encino y la perturbada en bosque de pino.

## Literatura citada

- Álvarez, S. and A. Rubio. 2016. Wood Use and Forest Management for Carbon Sequestration in Community Forestry in Sierra Juárez, México. *Small – sacale Forestry Research paper*. 15:357-374 DOI 10.007/s11842 – 016 – 9325 – 2.
- Avilés-Hernández, V., A. Velázquez-Martínez, G. Ángeles-Pérez, J. D. Etchevers-Barra, H. De los Santos-Posadas y T. Llanderal, 2009. Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia* 43, 457– 464.
- Bojórquez, S. J. I., P. L. A. Castillo, J. A. Hernández, P. J. D. García, y M. A. Madueño. 2015. Cambios en las reservas de Carbono orgánico de suelo bajo diferentes coberturas. *Cultivos Tropicales* 36 (4), 63 – 69.
- Eswaran, H., E. Van Den Berg and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. Division S-5 notes. Soil Science Society of America Journal 57: 192-194.
- INEGI. 2010. Compendio de información Geográfica Municipal 2010 Tlahuapan, Puebla. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- John, B., T. Yamashita, B. Ludwig, and H. Flessa. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty 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., C. J. C. Cuevas. C. C. Ávalos. 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., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, F. Wagner. 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/gpplucf/gpplucf\\_files/GPG\\_LULUCF\\_FULL.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplucf/gpplucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf)
- 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 del Instituto de Geografía* 77: 18–30.

## 5.20. Carbono orgánico superficial en campos agrícolas bajo condiciones de aridez: un ejemplo desde Zapotitlán-Salinas, Puebla

Pacheco-Ledezma David B.<sup>1,\*</sup> y Ayala-Niño Fernando<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Edafología Aplicada y Servicios Ambientales. Facultad de Estudios Superiores Iztacala UNAM. Av. de los Barrios No. 1. Los Reyes Iztacala. Tlalnepantla de Baz, México.

\* Autor para correspondencia: davidzen123@gmail.com

### Resumen

El suelo es un importante sumidero de carbono (C), sin embargo, este se encuentra expuesto a diversos usos de suelo y aprovechamientos intensivos ajenos a su aptitud, además de un desconocimiento sobre su potencial como proveedor de servicios ambientales particularmente en las zonas áridas y semi-áridas del centro de México. En el presente estudio se comparó las características fisicoquímicas generales y la presencia del Carbono Orgánico del Suelo (COS) entre zonas expuestas a diferentes usos de suelo y vegetación en la zona agrícola del valle de Zapotitlán-Salinas, Puebla. Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.001$ ) representadas por  $3.67 \pm 0.03\%$  de COS para las Parcelas de Agricultura Abandonadas (PAb), relacionadas con la agricultura de temporal, labranza continua y condiciones de aridez. Los Matorrales Abiertos con Costras (MAbcc) representó la zona con mayor fijación de COS con  $3.86 \pm 0.09\%$ . Los Matorrales Conservados (MC) y las Parcelas de Agricultura Activas (PAct) presentaron proporciones semejantes de COS, con  $3.82 \pm 0.10\%$  y  $3.81 \pm 0.05\%$  respectivamente. El potencial de almacenamiento de COS se relacionó positivamente con la presencia de biocostras y negativamente con la salinización y labranza continua. Las zonas áridas son vulnerables ante usos de suelo no apropiados a la zona, por lo que se recomienda el cambio a técnicas de agricultura sustentables y cultivos apropiados a la zona que posibiliten de estos suelos para continuar su utilidad como sumideros de C.

**Palabras clave:** *Captura de carbono; carbono orgánico del suelo; uso de suelo*

### Abstract

Soil is an important carbon (C) sink; however, it's exposed to a diverse use of land and intense exploitation for which they're not suitable, in addition to a lack of awareness about their potential as an environmental services provider particularly in the arid and semi-arid zones for central Mexico. In this study we compared general physicochemical characteristics and the Soil Organic Carbon (SOC) between different zones exposed to different land uses and vegetation in the crop zone of Zapotitlan-Salinas, Puebla. We found significant differences ( $p < 0.001$ ) for Abandoned Agriculture Plot (PAb), related to seasonal agriculture, continuous tillage and arid conditions. Open Shrublands with Biocrusts (Mabcc) represented the zone with more SOC fixation with  $3.86 \pm 0.09\%$ . Well-Preserved Shrublands (MC) and Active Agriculture Plots (PAct) presented similar proportions of SOC, with  $3.82 \pm 0.10\%$  and  $3.81 \pm 0.05\%$  respectively. The potential for SOC storage was related positively to the presence of biocrusts and negatively with salinization and continuous tillage. Arid lands are vulnerable to unsuitable land use, for it is recommended the change to sustainable agriculture and appropriate crops for the zone that possibillitate these soils to maintain their utility as a C sink.

**Key words:** *Carbon sequestration; Soil Organic Carbon; land use*

## Introducción

El suelo es un importante sumidero de carbono (C) que almacena más carbono orgánico (1500 Pg a 1 m de profundidad) e inorgánico (1700 Pg) que la vegetación (650 Pg) y la atmósfera (750 Pg) juntos (Hernández *et al.*, 2014). Debido al aumento de CO<sub>2</sub> atmosférico, la necesidad de evaluar la capacidad que presentan de los suelos para el secuestro de C es imperante considerando los distintos usos de suelo, su manejo asociado, así como la presencia de biocostras en la superficie del suelo (FAO, 2007; Ontl y Schulte, 2012; Maestre *et al.*, 2013). Esta capacidad de almacenamiento depende del clima, la composición de la vegetación, la actividad microbiana y su nivel de degradación (Montaño *et al.*, 2016).

El suelo presenta una velocidad de recuperación muy baja, por lo que, dentro de los diversos usos de suelo, la agricultura es la actividad que presenta los mayores impactos modificando la dinámica y composición del suelo provocando una alteración o pérdida de los recursos disponibles, como lo es el C (Genxu *et al.*, 2006; García-Ruiz *et al.*, 2015). El suelo de las zonas áridas es sensible a la degradación por efectos del calentamiento global, la irrigación, la modificación en las comunidades de microorganismos, la radiación solar y la introducción de fertilizantes no orgánicos. Estos factores afectan la dinámica y disponibilidad de recursos como el Carbono Orgánico del Suelo (COS), generando complejos sistemas de interacción, por lo que es extremadamente importante su conservación y valoración ecosistémica (Brandt *et al.*, 2009; Carney *et al.*, 2007; Parkin y Kaspar, 2003; Lal, 2004).

El cambio del uso del suelo ha sido estudiado desde hace más de 30 años, superando por antigüedad al estudio de las características del suelo, así como de los flujos del C (Mas *et al.*, 2009). La mayoría del territorio mexicano está conformado por ecosistemas áridos y semiáridos, sin embargo, la información presente para estas regiones localizadas en el centro del país es escasa, aún con el potencial de los mismos para ser importantes sumideros de C (González, 2012; Montaño y Monroy, 2000). No obstante, los ambientes tropicales y templados son normalmente los ecosistemas más estudiados y representados, dejando de lado a los sistemas áridos donde también se realizan actividades económicas importantes que requieren cambios en el uso del suelo (Bolaños-González *et al.*, 2016).

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue comparar el posible efecto de las actividades antrópicas en zonas con diferentes condiciones sobre las características fisicoquímicas y el contenido de Carbono Orgánico del Suelo con la finalidad de establecer estrategias de conservación de suelos en una de las regiones áridas del centro de México.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio y diseño experimental*

Los muestreos se realizaron al oeste del municipio de Zapotitlán Salinas, Puebla (18.292318°N, 97.532975°O y 18.3199674°N, 97.4892722°O) Se realizó un muestreo con tres repeticiones en 4 zonas identificadas como Matorral Conservado (MC), Matorral Abierto con Biocostras (MAbcc), Parcelas de agricultura activas (PAct) y Parcelas de Agricultura Abandonadas (PAb) (n= 36).

### *Metodología*

Se colectaron muestras de suelo de 0-30 cm de profundidad, las cuales se llevaron al laboratorio de Edafología Aplicada y Servicios Ambientales de la UBIPRO-FES Iztacala donde se realizaron pruebas físicas y químicas utilizando la metodología sugerida por Muñoz *et al.*, (2018). El color del suelo se determinó con base en las tablas de Munsell (1930); la textura del suelo se determinó a partir del método del hidrómetro. El contenido de materia orgánica (MO) se realizó con la técnica Walkley y Black (1947); y el consecuente COS se extrapola mediante el factor de van Benmelen donde se asume que el 58% de

la MO del suelo es CO. Posteriormente, se compararon los grupos mediante la prueba estadística de ANOVA de un factor y aplicando prueba LSD entre grupos.

## Resultados y Discusión

### Caracterización fisicoquímica

La coloración de la condición PAb fue la más notoria debido a su coloración (2.5Y 6/3 y 2.5Y 4/3) respectivamente, la cual puede ser explicada por la ausencia de MO y la carencia de agregados organominerales, que promueven la exposición de hematitas oxidables (Escadafal, 1994; Carrillo-González, 2013). La textura del suelo fue relativamente similar para MAbcc, PAct y Pab, mientras que el MC contiene partículas más arenosas y texturas variables entre muestras. Con respecto al pH, los resultados fueron consistentes debido a su origen calcáreo por lo que tienden a ser ligeramente alcalinos. Adicionalmente, es importante considerar que algunos fertilizantes aumentan el pH del suelo, sin embargo, también aumenta el COS cuando hay ingreso de MO principalmente por parte de la vegetación, por lo que el manejo actual de las parcelas en la región no es sustentable en términos de abastecimiento de MO ni en acumulación de COS (Espinoza-Ramírez *et al.*, 2020). La carencia de MO, principalmente en la condición PAb, no presentan las condiciones para identificar procesos de formación y transformación de la MO, posiblemente involucrados con la relación negativa que tienen los suelos alcalinos con la biomasa microbiana y la MO en el suelo (Campuzano-Granados *et al.*, 2020). Un resumen de las características fisicoquímicas del suelo se pueden observar en el Cuadro 1.

**Cuadro 1. Características del suelo obtenidas en diferentes tipos de condiciones.**

	MC	MAbcc	PAct	PAb
<b>Color seco</b>	10YR 4/2 Dark Grayish Brown	10YR 6/2 Light Brownish Gray	10YR 5/2 Light Brownish Gray	2.5Y 6/3 Light Reddish Brown
<b>Color húmedo</b>	10YR 3/2 Very Dark Grayish Brown	10YR 3/2 Very Dark Grayish Brown	10YR 5/2 Light Brownish Gray	2.5Y 4/3 Reddish Brown
<b>Rangos de texturas</b>	Arenosa / Franco Arenosa	Franco Arenoso / Franco Arcilloso Arenosa	Franco Arenoso / Franco Arcilloso	Franco Arenoso / Franco Arcilloso Arenoso
<b>pH</b>	7.71±0.36	7.74±0.13	7.84±0.18	8.14±0.3* $p < 0.05$
<b>MO%</b>	6.59±0.18	6.66±0.16	6.57±0.09	6.33±0.06* $p < 0.001$
<b>COS%</b>	3.82±0.10	3.86±0.09	3.81±0.05	3.67± 0.03* $p < 0.001$

MC: Matorral Conservado; MAbcc: Matorral Abierto con biocostras; PAct: Parcela de agricultura activa; PAb: Parcela de agricultura abandonada; MO: Porcentaje de Materia Orgánica en muestra de suelo; COS: Carbono Orgánico del Suelo.

### Carbono Orgánico del Suelo

Los valores obtenidos de MO-COS de los grupos concuerdan con el reportado en estudios semejantes en matorrales y zonas semi-áridas (Cantú-Silva y Yáñez-Díaz, 2018). Dado que las condiciones MC y MAbcc muestran una proporción relativamente media-alta de COS con otras zonas áridas y semi-áridas, es importante considerar que durante un periodo prolongado de sequía los valores pueden variar. Algunos autores han reportado que la fotodegradación y baja asimilación microbológica aumenta la emisión de CO<sub>2</sub> (Cueva *et al.*, 2016) y otros autores han reportado una disminución en la actividad microbológica,

reduciendo la respiración y por lo tanto disminuyendo la emisión de CO<sub>2</sub> (Guillén-Cruz y Flores-Rentería, 2021). Asimismo, se pueden presentar ambos procesos bajo diferentes condiciones (Ayala-Niño *et al.*, 2017). Esta variabilidad podría establecerse de acuerdo a la condición dominante o según la proporción de la vegetación, ya sea conformada por matorrales abiertos con biocostras o matorrales más densos (vegetación natural).

Los suelos áridos tienden a mineralizar rápidamente la MO, por lo que la utilidad de suelos como sumideros de COS se ve representada en zonas con la vegetación natural (Castelán-Vega *et al.*, 2020). Sin embargo, en este estudio la condición MAbcc presentó la mayor cantidad de COS, a pesar de tener menor cobertura vegetal en general. En este sentido, los matorrales abiertos tienden a ser hábitats dominados por biocostras que cubren la mayoría de los suelos en espacios abiertos. La composición dominante de las costras biológicas del suelo en las zonas áridas del centro de México, se caracteriza por la presencia de comunidades de cianobacterias y líquenes (principalmente), de los cuales los últimos limitan la infiltración de agua en el suelo. El efecto fijador de COS por parte de las biocostras se ve reflejado en la superficie del suelo, por lo que podría ser importante considerar la captura superficial de C por parte de este tipo de comunidades (Guerra-Lugo *et al.*, 2017), en comparación con la restricción de infiltración de agua, limitando la mineralización de MO y fijación de COS en capas más profundas del suelo, en especial durante época de lluvias (Barrera-Zubiaga y Godínez-Álvarez, 2018; Gao *et al.*, 2010).

En la condición PAb el COS fue significativamente diferente ( $p < 0.001$ ) con el resto de grupos. Los suelos con labranza continua han demostrado ser pobres sumideros de C, debido al manejo de los suelos, la selección de cultivos no aptos, la destrucción de macro-agregados y la consecuente descomposición de la MO, produciendo CO<sub>2</sub> que se pierde en la atmósfera (Fuentes *et al.*, 2011). La pérdida de microbiota se correlaciona directamente con la disrupción en el proceso de mineralización de MO, lo que consecuentemente previene la fijación de C en el suelo. Aunque generalmente se recomienda el ingreso de MO en la remediación de suelos, en zonas áridas puede no ser suficiente debido a su limitante hídrica (Miranda-García *et al.*, 2013; Báez-Perez *et al.*, 2020).

Las condiciones PAct y MC presentan cantidades semejantes de COS, siendo posible que ambas obtengan gran parte de esta materia orgánica por parte de la hojarasca, siendo PAct fuertemente complementado en MO por las actividades agrícolas activas relacionadas al cultivo de maíz. Debido a que no toda la MO se incorpora como COS, es útil considerar procesos de producción de CO<sub>2</sub> por residuos vegetales en los matorrales, como lo es la presentada en la condición MC producto de la fotodegradación.

Los suelos áridos requieren de cultivos que sean aptos en irrigación y temperatura para zonas áridas, mejorando la prospección de sustentabilidad y rentabilidad en la producción para estas zonas. El cultivo de maíz en zonas áridas ha demostrado no ser el más óptimo para esta zona, principalmente por la irrigación necesaria, existiendo otros cultivos como el de garbanzo (*Cicer arietinum L.*), pitahaya (*Hylocereus spp.*), nopal de diferentes variedades (*Opuntia spp.*) y sistemas agroforestales los cuales son aptos para la zona. A pesar de esto es importante considerar la complejidad de los motivos en el uso del maíz en la zona y que las alternativas sustentables escala a través de la esfera ambiental, afectando social y económicamente al futuro de las zonas áridas y las comunidades en la zona (Ben-Gal *et al.*, 2006; Moreno-Calles *et al.*, 2012).

## Conclusiones

Las zonas con la condición PAb fueron las que menos aportan COS y presentan mayor grado de degradación, mientras que las zonas con condición MAbcc representaron las que tienen mayor contenido y potencial como sumidero de COS. Se recomienda el cambio en los cultivos utilizados, sin embargo, considerar los factores socio-económicos es importante para poder realizar un desarrollo sustentable que permita la conservación de suelos que sirven como sumidero de COS. El presente



trabajo representa un esfuerzo inicial en el actual entendimiento de zonas en condición de aridez y el uso de suelo con relación a su potencial como sumideros de C.

## Agradecimientos

Al Laboratorio de Edafología y de la UBIPRO, FES Iztacala UNAM por el uso de material de laboratorio y sustancias químicas con los que se logró este estudio.

## Literatura citada

- Ayala-Niño, F., Y. Maya-Delgado, E. Troyo-Diéguez, y P. Garcillán-Pedro. 2017. Costras biológicas y respiración edáfica en un ecosistema árido del noroeste de México. pp 484-490. Paz, F., R. Torres y A. Velázquez (Editores). 2017. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y la Universidad Autónoma de Baja California. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-5-0. 656 p.
- Báez-Pérez, A., A. Limón-Ortega, B.P. Zamora-Morales y C. Tinoco-Paramo. 2020. Acumulación de COS en sistemas de producción cereal-cereal con prácticas de agricultura de conservación en Vertisoles de Guanajuato. pp 595-600. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: 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. 602p.
- Barrera-Zubiaga, E. and H. Godínez-Álvarez. 2018. Infiltration through biocrusts in a semiarid region of central México. *Terra Latinoamericana* 36:337-343.
- Ben-Gal, A., A. Tal, and N. Tel-Zur. 2006. The sustainability of arid agriculture: Trends and challenges. *Annals of Arid Zone* 45:227.
- Brandt, L. A., C. Bonnet and J. Y. King. 2009 Photochemically induced carbon dioxide production as a mechanism for carbon loss from plant litter in arid ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114:2 DOI:10.1029/2008JG000772.
- Bolaños-González, M. A., F. P. Pellat, C. O. Cruz-Gaistardo, J. A. Argumedo-Espinoza, V. M Romero-Benítez and J. C. De la Cruz-Cabrera. 2016. Erosion map of Mexico soils and its possible implications for soil organic carbon pool. *Terra Latinoamericana* 34:271–288.
- Campuzano-Granados, E. F., O. Briones, y D. Flores-Rentería. 2020. Indicadores de degradación biológica del suelo en zonas áridas del norte de México: efectos estacionales y de cambio de uso de suelo sobre su funcionalidad. pp 488-492. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: 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. 602p.
- Cantú-Silva, I. y M. I. Yáñez-Díaz. 2018. Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo. *Revista mexicana de ciencias forestales* 9:122-151.
- Carney, K. M., B. A. Hungate, B. G. Drake and J. P. Megonigal. 2007. Altered soil microbial community at elevated CO<sub>2</sub> leads to loss of soil carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:4990–4995 DOI: 10.1073/pnas.0610045104.
- Carrillo-González, R., H. Loeppert-Richard y M. González-Chávez. 2013. El manejo del suelo afecta la reactividad del hierro y su interacción con el carbono orgánico del suelo. pp. 46-50. En: Paz, F., J. Wong, 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 en colaboración con el Colegio de Postgraduados, la Universidad Autónoma de Chapingo y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-1-2. 708 p.
- Castelán-Vega, R., A. Ramírez-García, V. Tamariz-Flores y A. Cruz-Montalvo. 2020. Almacén de carbono orgánico en suelos semiáridos de una cuenca hidrográfica de Tepanco de López, Puebla, México. pp 421-424. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: 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. 602p.
- Cueva, A., H. Bullock-Stephen, E. López-Reyes y R. Vargas. 2016. La influencia de sequía y humedad anormales en el intercambio neto de carbono en un matorral semiárido. pp 37-42. 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.
- Escadafal, R. 1994. Soil spectral properties and their relationships with environmental parameters-examples from arid regions. In *Imaging spectrometry—A tool for environmental observations* 71-87.
- Espinoza-Ramírez, M., E. Nava-Reyna y F.E. Ortiz-Chairez. 2020. Labranza de conservación: efecto en la labilidad de las fracciones de carbono orgánico del suelo. pp 552-556. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: 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. 602p.
- FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2007. Secuestro de carbono en tierras áridas. Informe sobre recursos mundiales de suelos 102.
- Fuentes, M., L. Dendooven, F. De León, J. Etchevers, C. Hidalgo y B. Govaerts, 2011. Distribución del carbono orgánico en agregados del suelo y emisiones de CO<sub>2</sub> en diferentes agrosistemas del Valle de México. pp 201-208. Paz, F. y R. Cuevas (editores). 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. 887 p.



- Gao, S., X. Ye, Y. Chu, and M. Dong. 2010. Effects of biological soil crusts on profile distribution of soil water, organic carbon and total nitrogen in Mu Us Sandland, China. *Journal of Plant Ecology* 3: 279-284.
- García-Ruiz, J. M., S. Beguería, E. Nadal-Romero, J. C. González-Hidalgo, N. Lana-Renault and Y. Sanjuán. 2015. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology* 239:160–173 DOI:10.1016/j.geomorph.2015.03.008.
- Genxu, W., M. Haiyan, Q. Ju and C. Juan. 2006. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China. *Soil Use and Management* 20:32–39 DOI: 10.1111/j.1475-2743.2004.tb00334.x.
- González, F. 2012. Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación. En: INE-SEMARNAT (eds). Primera Edición. Ciudad de México, México. ISBN: 978-607-7908-69-2. 194 p.
- Guerra-Lugo, M., P. A. Cueva-Salgado, A. Yépez-Enrico y J. Garatuzza-Payán. 2017. Contribución de las costras biológicas al flujo de CO<sub>2</sub> en un matorral xerófilo de Sonora. pp 596-601. Paz, F., R. Torres y A. Velázquez (Editores). 2017. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y la Universidad Autónoma de Baja California. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-5-0. 656 p.
- Guillén-Cruz, G. y D. Flores-Rentería. 2021. Variación temporal de la respiración del suelo en matorrales xerófilos y campos agrícolas en el sureste del estado de Coahuila. pp 400-404. 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. 640 p.
- Hernández, J. E., D. Tirado Torres y R. I. Beltrán Hernández. 2014. Captura de carbono en los suelos. *Pädi Boletín Científico De Ciencias Básicas E Ingenierías Del ICBI* 1 DOI:10.29057/icbi.v1i2.506.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623–1627 DOI: 10.1126/science.1097396.
- Mas, J. F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental* 1:23–39.
- Maestre, F. T., C. Escolar, M. L. De Guevara, J. L. Quero, R. Lázaro, M. Delgado- Baquerizo and A. Gallardo. 2013. Changes in biocrust cover drive carbon cycle responses to climate change in drylands. *Global change biology* 19:3835-3847.
- Miranda-García, G., M. Fuentes-Ponce y L. M. Rodríguez-Sánchez. 2013. Manejos orgánicos: ¿potencialmente viables para captura de carbono? pp. 163-169. En: Paz, F., J. Wong, 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 en colaboración con el Colegio de Postgraduados, la Universidad Autónoma de Chapingo y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-1-2. 708 p.
- Montaño, N. y A. Monroy. 2000. Conservación ecológica de suelos en zonas áridas y semiáridas en México. *Ciencia y Desarrollo* 26:154.
- Montaño, N., F. Ayala, S. 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. *Revista Terra Latinoamérica* 34:1.
- Moreno-Calles, A. I., A. Casas, E. García-Frapolli and I. Torres-García, 2012. Traditional agroforestry systems of multi-crop “milpa” and “chichipera” cactus forest in the arid Tehuacán Valley, Mexico: their management and role in people’s subsistence. *Agroforestry systems* 84:207-226 DOI:10.1007/s10457-011-9460-x.
- Muñoz, D., A. Soler, F. López, y M. Hernández. 2018. Carrera de Biología. Edafología: Manual de métodos de análisis de suelos. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Ontl, T. A. and L. A. Schulte. 2012. Soil carbon storage. *Nature Education Knowledge* 3:10.
- Parkin, T. B. and T. C. Kaspar. 2003. Temperature Controls on Diurnal Carbon Dioxide Flux. *Soil Science Society of America Journal* 67:1763–1772 DOI:10.2136/sssaj2003.1763.
- Walkley, A. 1947. A Critical Examination of a Rapid Method for Determining Organic Carbon in Soils: Effect of Variations in Digestion Conditions and of Inorganic Soil Constituents. *Soil Science* 63:251-264 DOI:10.1097/00010694-194704000-00001.



## 5.21. Existencias de carbono en selvas tropicales con alta presión antrópica

**Puc-Kauil Ramiro**<sup>1,\*</sup>; Ángeles-Pérez Gregorio<sup>2</sup>; Parra-Piedra José P.<sup>1</sup>; Galeote-Leyva Bernardo<sup>1</sup>; Morales-Bautista Jesús<sup>3</sup>; Montoya-Reyes Francisco<sup>4</sup>; García-Cuevas Xavier<sup>4</sup> y Rader Alana M.<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Instituto Tecnológico Superior de Venustiano Carranza, Av. Tecnológico, Col. El Huasteco, Cd. Lázaro Cárdenas, Puebla, 73049.

<sup>2</sup> Colegio de Postgraduados, Km. 36.5, Carr. México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Edo. México, 56230.

<sup>3</sup> Bioforestal Innovación Sustentable S. C., Calle Allende 720, San Sebastián, Texcoco de Mora, Edo. México, 56130.

<sup>4</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Chetumal, Km. 25, Carretera Chetumal-Bacalar, C.P. 77930, Xul-ha, Quintana Roo, México.

<sup>5</sup> Departamento de Geografía, Rutgers, Universidad Estatal de Nueva Jersey, Nuevo Brunswick, Nueva Jersey.

\* Autor para correspondencia: ramiro.selvastropicales@gmail.com

### Resumen

La península de Yucatán experimenta la mayor pérdida de sus selvas en el presente siglo. Cuantificar las reservas de carbono de dichas selvas es fundamental para determinar su potencial para contribuir a la mitigación del cambio climático y, en especial, para darle un valor agregado, evitar su pérdida y fomentar su conservación. En el presente estudio se caracterizaron las selvas de cinco ejidos del municipio de Bacalar, Quintana Roo (Q. Roo), mediante la estimación del carbono almacenado en la parte aérea. Se establecieron 250 sitios de muestreo de 400 m<sup>2</sup> y 500 m<sup>2</sup>, en donde se registraron y midieron árboles  $\geq 2.5$  cm de diámetro normal. La biomasa aérea se estimó con ecuaciones alométricas generadas y validadas a nivel local. La proporción de carbono contenido en la biomasa se calculó con el factor de conversión de 0.47 %. Las selvas del municipio de Bacalar, Q. Roo, que se encuentran altamente vulnerables a la deforestación almacenan, entre el 36 y 221 Mg C ha<sup>-1</sup>. El contenido del carbono varió en función de la estructura sucesional de las selvas, manifestando una continua acumulación de carbono aéreo. Por lo tanto, las selvas de Bacalar Q. Roo, que en su mayoría se encuentran inmersos en terrenos de ejidos forestales, podrían ser incorporados al financiamiento de créditos de carbono forestal a través de proyectos de deforestación evitada o de manejo forestal mejorado.

**Palabras clave:** *cambio climático; deforestación; conservación; biomasa; créditos de carbono.*

### Abstract

The Yucatan Peninsula is experiencing the greatest loss of its forests this century. Quantifying the carbon stocks of these forests is fundamental to understand their potential for climate change mitigation, subsequently emphasizing their value and promoting their conservation. In this study the forests of five ejidos in the municipality of Bacalar, Quintana Roo (Q. Roo) were characterized by estimating aboveground carbon storage. Two hundred and fifty sampling sites of 400 m<sup>2</sup> and 500 m<sup>2</sup> were established, where trees  $\geq 2.5$  cm normal diameter were recorded and measured. Aboveground biomass was estimated with locally generated and validated allometric equations. The proportion of carbon contained in the biomass was calculated with the 0.47 % factor. The forests of the municipality of Bacalar, Q. Roo, which are highly vulnerable to deforestation, store between 36 and 221 Mg C ha<sup>-1</sup>. The carbon content varied according to the successional structure of the forests, showing a continuous accumulation of carbon. Therefore, the forests of Bacalar, most of which are immersed in ejido forest lands, could be incorporated into the financing of forest carbon credits through avoided deforestation or improved forest management projects.

**Key words:** *climate change; deforestation; conservation; biomass; carbon credits.*

## Introducción

El cambio climático inducido por el calentamiento global se ha convertido en el problema ambiental más crítico del siglo actual (Paniagua-Ramirez *et al.*, 2021; Diao *et al.*, 2022). Sus impactos (p. ej. huracanes de alta intensidad, incendios forestales, inundaciones y sequías extremas, presencia de nuevos virus, etc.) son cada vez más frecuentes (Diao *et al.*, 2022; Mesa-Sierra *et al.*, 2022). El incesante aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera ha sido inevitable; desde la era preindustrial ha aumentado de 280 ±10 ppm (partes por millón por volumen) hasta las 420.99 ppm actuales a escala global (Prentice *et al.*, 2001; NOAA, 2022). No obstante, actividades como la reforestación, restauración, conservación y manejo sostenible de los recursos forestales, son implementadas a escala global continuamente para mitigar los efectos del cambio climático (Schwartz *et al.*, 2017; Bomfim *et al.*, 2022). Basadas en estas actividades, los bosques contribuyen como sumideros de carbono terrestre aproximadamente en 2.4 Pg C, equivalente a 0.7 Pg C año<sup>-1</sup> (Pan *et al.*, 2011; Birdsey y Pan, 2015). En particular, los bosques tropicales contienen dos terceras partes del carbono almacenado en la biomasa global terrestre (Pan *et al.*, 2013).

A pesar de que los bosques juegan un papel importante en el ciclo global del carbono, también están desapareciendo a un ritmo alarmante debido a la deforestación, incendios forestales, entre otros disturbios. Estos contribuyen fuertemente en las emisiones de CO<sub>2</sub>, mismas que provocan el incremento de la temperatura global (Fearnside, 2006; Borah *et al.*, 2018; Diao *et al.*, 2022). Por ejemplo, la disminución de la cobertura forestal tropical ~ 10 M ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (FAO, 2020) ocasionó la pérdida de 0.74 ± 0.06 a 1.01 ± 0.11 Pg C año<sup>-1</sup> de inicios del presente siglo a la fecha (Feng *et al.*, 2022).

En México, entre el 2001-2018 hubo una pérdida anual en promedio de la cobertura forestal de 212, 070 ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (CONAFOR, 2020). La mayor tasa de deforestación bruta (87 884 ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) se registró en la ecorregión de selvas-cálido húmedas debido a la conversión de tierras forestales a pastizales (ganadería), agricultura y uso urbano (CONAFOR, 2020). En dicha región, el estado de Quintana Roo es considerado una de las zonas más críticas de deforestación por el avance de la agroindustria, infraestructura urbana y la agricultura comercial (Cortina Villar *et al.*, 1999; Ellis *et al.*, 2020). De acuerdo a CONAFOR (2020), en los últimos 15 años la pérdida fue de ~194 006 ha<sup>-1</sup> de selvas y una tasa anual promedio de deforestación ~ 12 125 ha<sup>-1</sup>. De los 12 municipios de Quintana Roo, Bacalar experimenta la mayor tasa de transformación de sus selvas (24 535 ha) seguida por Othón P. Blanco (24 452 ha) (CONAFOR, 2020; Ellis *et al.*, 2020).

Información como el que proporcionan Pan *et al.* (2013) sobre el potencial de captura de carbono de los bosques, es relevante. Sin embargo, debido a que proceden de datos a escala global hacen difícil diseñar planes de mitigación del cambio climático adaptados a nivel local de cada paisaje (Anderegg *et al.*, 2020; Mesa-Sierra *et al.*, 2022). Por ello, es fundamental contar con información precisa de las existencias de carbono en bosques a escala local y amenazadas continuamente por la presión antrópica (Feng *et al.*, 2022; Mesa-Sierra *et al.*, 2022). Sobre todo, porque se tienen mecanismos internacionales de mitigación del cambio climático, a partir de políticas y financiamiento en materia de soluciones basadas en la naturaleza, como los créditos de carbono (Andersson *et al.*, 2018; Mesa-Sierra *et al.*, 2022). Dicha solución también se destaca que podrían ser rentables y viables a corto plazo para los ejidos y dueños de terrenos forestales. Por ello, en el presente estudio se caracterizaron algunas selvas tropicales del municipio de Bacalar, Quintana Roo, para determinar su valor potencial de mitigación climática mediante la estimación del carbono aéreo con ecuaciones alométricas de biomasa generadas localmente. Por lo tanto, el objetivo fue proveer información de los almacenes de carbono de las selvas de Bacalar, para apoyar la toma de decisiones en políticas de conservación y aumento de las reservas de carbono de la región.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El presente estudio se realizó en cuatro ejidos del municipio de Bacalar, Quintana Roo (18° 40' 42" Latitud Norte, 88° 23' 33" Longitud Oeste); Blanca Flor, La Buena Fe, 18 de Marzo e Isidro Favela, y en el Sitio Experimental San Felipe Bacalar (SESB), perteneciente al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). La vegetación dominante es selva mediana subperennifolia. La altura del dosel oscila entre 15 y 20 m en promedio, y posee alrededor de 120 especies arbóreas (Vester y Navarro, 2007; Vandecar *et al.*, 2011). De esta cantidad, ~30 especies presentan la mayor densidad de individuos por unidad de superficie, siendo las más comunes: *Brosimum allicastrum*, *Piscidia piscipula*, *Lysiloma latisiliquum*, *Croton reflexifolius*, *Metopium brownei*, *Gymnopodium floribundum*, *Vitex Gaumeri* y *Lonchocarpus xuul* (Rzedowski, 2006; Vandecar *et al.*, 2011). La vegetación crece en suelos predominantes del tipo tzek'kel-lu'umm (leptosoles líticos), Pus-lu'umm (leptosoles réndzicos) y yaax kom-lu'umm (vertisoles háplicos) (Bautista *et al.*, 2012; Turner *et al.*, 2012).

### Sitios de muestreo

En los cuatro ejidos y en el SESFB se establecieron 257 sitios de muestreo permanente de 400 y 500 m<sup>2</sup>. Se midieron y registraron árboles  $\geq 2.5$  cm de diámetro normal (Dn, cm), altura total (At, m) y nombre común en maya y español.

### Cuantificación de biomasa y carbono

La biomasa aérea (AGB) de los árboles se cuantificó a través de ecuaciones alométricas desarrolladas en el mismo municipio para árboles  $\leq 10$  cm de Dn y  $> 10$  cm de Dn (Cairns *et al.*, 2003; Puc-Kauil *et al.*, 2019; Puc-Kauil *et al.*, 2020). Dado que las ecuaciones reportadas para árboles  $\leq 10$  cm de Dn consideran la densidad de la madera ( $\rho$ ) como una co-variable para predecir la biomasa, además del Dn y At, se utilizó la  $\rho$  reportada por los mismos autores. En casos donde el valor de la  $\rho$  no estuvo disponible para una especie en un sitio de muestreo en particular, se utilizó la  $\rho$  promedio de 0.60 (g cm<sup>-3</sup>) reportado para selvas tropicales por Ordóñez *et al.* (2015). Por lo tanto, las ecuaciones usadas son confiables estadísticamente y disminuyen las incertidumbres asociadas con la variabilidad de las existencias de carbono almacenado en la biomasa de las especies arbóreas (Chave *et al.*, 2005; Vieilledent *et al.*, 2018; Puc-Kauil *et al.*, 2020). El factor de conversión de 47.4 % fue aplicado para calcular la reserva de carbono contenido en la biomasa aérea seca de los árboles (Martin y Thomas, 2011). De acuerdo con Martin y Thomas (2011), dicha proporción de carbono es altamente confiable, ya que fue obtenido a partir del análisis de muestras repetidas de tejidos de madera de especies arbóreas tropicales con una amplia gama de estrategias de crecimiento. En todos los casos, las estimaciones se realizaron a nivel de sitio y posteriormente extrapoladas a unidad de superficie.

### Análisis de datos.

El software estadístico R (R Core Team., 2022) se utilizó para el análisis de los datos de carbono con un nivel de significancia del 95% ( $p < 0.05$ ). La variabilidad y diferencia de las existencias del carbono entre los diferentes ejidos, se determinó con la prueba comparación múltiple de rangos de Duncan, utilizando el método de Bonferroni (Dunn, 1964; Dinno, 2015). Las comparaciones se realizaron con la función "dunn.test" implementada en el paquete PMCMR en R (Pohlert, 2014).

## Resultados y Discusión

Las existencias de carbono en las selvas de Bacalar variaron de  $36.13 \pm 10.33$  a  $221.13 \pm 3.76$  Mg C  $\text{ha}^{-1}$ . Este intervalo de valor abarca la densidad de carbono  $145$  a  $200 \pm 53$  Mg C  $\text{ha}^{-1}$  reportado para selvas neotropicales (Sarmiento *et al.*, 2005; Pan *et al.*, 2013). Las selvas del municipio de Bacalar mostraron diferencias estadísticas en las reservas de carbono (kruskal-Wallis;  $\chi^2 = 14.635$ ,  $\text{df} = 4$ ,  $p = 0.0055$ ). Por ejemplo, los ejidos La Buena Fe y Blanca Flor fueron los que registraron menor cantidad de carbono acumulado por unidad de superficie en sus bosques (Figura 1). En tanto que, la mayor reserva de carbono fue registrado en los ejidos de Isidro Fabela, 18 de Marzo y en el SESFB (Figura 1). Las selvas de estos últimos ejidos tienen más de 50 años de sucesión forestal a diferencia de las otras selvas, la cual influyó en una mayor acumulación de carbono. Esta tendencia fue consistente con lo reportado por Aryal *et al.* (2014) en selvas secundarias ( $11.72$  Mg C  $\text{ha}^{-1}$ ) a selvas maduras  $99.56$  Mg C  $\text{ha}^{-1}$ ) en el estado de Campeche. Al respecto, estudios previos señalan que la variabilidad en las existencias del carbono se debe a la alta desproporcionalidad en la distribución de tallos en función de las etapas sucesionales, observándose mayor número de individuos y alturas pequeñas en selvas jóvenes que en selvas maduras (Chave *et al.*, 2003; Dupuy *et al.*, 2012).

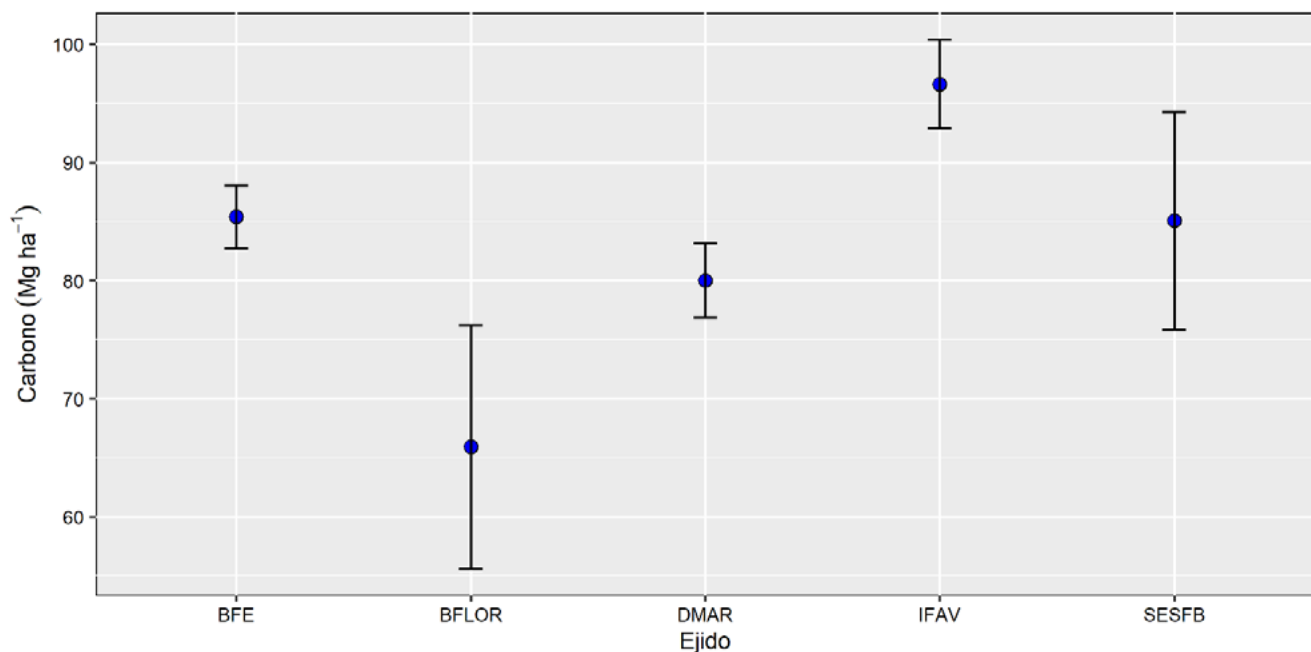


Figura 1. Existencias de carbono en selvas tropicales del municipio de Bacalar amenazados por la presión antrópica: La Buena Fé (BFE), Blanca Flor (BFLOR), 18 de Marzo (DMAR), Isidro Favela (IFAV), Sitio experimental San Felipe Bacalar (SESFB), Quintana Roo.

## Conclusión

Las selvas de Bacalar que se encuentran altamente vulnerables a la deforestación representan en promedio  $65.92$  a  $96.65$  Mg C  $\text{ha}^{-1}$ . Por otro lado, los hallazgos indican que el carbono puede variar en función de la estructura forestal sucesional. Las selvas de Bacalar en su mayoría se encuentran inmersos en terrenos de ejidos forestales, por lo que, podrían ser incorporadas al financiamiento de créditos de carbono forestal para compensar las emisiones de carbono y mitigar los efectos del cambio climático.

## Literatura citada

- Anderegg, W. R., Trugman, A. T., Badgley, G., Anderson, C. M., Bartuska, A., Ciais, P., Cullenward, D., Field, C. B., Freeman, J. and Goetz, S. J. 2020. Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests. *Science*, 368, eaaz7005.
- Andersson, K. P., Smith, S. M., Alston, L. J., Duchelle, A. E., Mwangi, E., Larson, A. M., De Sassi, C., Sills, E. O., Sunderlin, W. D. and Wong, G. Y. 2018. Wealth and the distribution of benefits from tropical forests: Implications for REDD+. *Land use policy*, 72, 510-522.
- Aryal, D. R., De Jong, B. H., Ochoa-Gaona, S., Esparza-Olguin, L. and Mendoza-Vega, J. 2014. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, ecosystems & environment*, 195, 220-230.
- Bautista, F., Maldonado, D. and Zinck, A. 2012. La clasificación maya de suelos. *Ciencia y desarrollo*, 260, 64-70.
- Birdsey, R. and Pan, Y. 2015. Trends in management of the world's forests and impacts on carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, 355, 83-90.
- Bomfim, B., Pinagé, E. R., Emmert, F. and Kueppers, L. M. 2022. Improving sustainable tropical forest management with voluntary carbon markets. *Plant and Soil*, 1-8.
- Borah, J. R., Evans, K. L. and Edwards, D. P. 2018. Quantifying carbon stocks in shifting cultivation landscapes under divergent management scenarios relevant to REDD+. *Ecological Applications*, 28, 1581-1593.
- Cairns, M. A., Olmsted, I., Granados, J. and Argaez, J. 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatán peninsula. *For. Ecol. Manag.*, 186, 125-132.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B. and Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87-99.
- Chave, J., Condit, R., Lao, S., Caspersen, J. P., Foster, R. B. and Hubbell, S. P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91, 240-252.
- Conafor 2020. Estimación de la tasa de deforestación en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo. Documento Técnico. Guadalajara, Jalisco, México. 19 p.
- Cortina Villar, S., Macario Mendoza, P. and Ogneva-Himmelberger, Y. 1999. Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones geográficas*, 41-56.
- Diao, J., Liu, J., Zhu, Z., Wei, X. and Li, M. 2022. Active forest management accelerates carbon storage in plantation forests in Lishui, southern China. *Forest Ecosystems*, 9, 100004.
- Dinno, A. 2015. Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *Stata J.*, 15, 292-300.
- Dunn, O. J. 1964. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6, 241-252.
- Dupuy, R. J. M. D., Stefanoni, J. L. H., Hernández, R., Juárez, F. T. D. and Pat, F. M. 2012. Efectos del cambio de uso del suelo en la biomasa y diversidad de plantas leñosas en un paisaje de bosque tropical seco en Yucatán.
- Ellis, E. A., Navarro Martínez, A., García Ortega, M., Hernández Gómez, I. and Chacón Castillo, D. 2020. Forest cover dynamics in the Selva Maya of Central and Southern Quintana Roo, Mexico: deforestation or degradation? *Journal of land use science*, 15, 25-51.
- Fearnside, P. M. 2006. Tropical deforestation and global warming. *Science*, 312, 1137-1137.
- Feng, Y., Zeng, Z., Searchinger, T. D., Ziegler, A. D., Wu, J., Wang, D., He, X., Elsen, P. R., Ciais, P. and Xu, R. 2022. Doubling of annual forest carbon loss over the tropics during the early twenty-first century. *Nature Sustainability*, 5, 444-451.
- Martin, A. R. and Thomas, S. C. 2011. A reassessment of carbon content in tropical trees. *PloS one*, 6, e23533.
- Mesa-Sierra, N., Laborde, J., Chaplin-Kramer, R. and Escobar, F. 2022. Carbon stocks in a highly fragmented landscape with seasonally dry tropical forest in the Neotropics. *Forest Ecosystems*, 9, 100016.
- Noaa 2022. Carbon dioxide now more than 50% higher than pre-industrial levels [Online]. EE. UU. Available: <https://www.noaa.gov/news-release/carbon-dioxide-now-more-than-50-higher-than-pre-industrial-levels> [Accessed 08-08-2022].
- Ordóñez, D. J. a. B., Galicia, N. A., Venegas, M. N. J., Hernández, T. T., Ordóñez, D. M. D. J. and Dávalos-Sotelo, R. 2015. Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y bosques*, 21, 77-216.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L. and Canadell, J. G. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *science*, 333, 988-993.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Phillips, O. L. and Jackson, R. B. 2013. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 44 (1): 593-622., 44, 593-622.
- Paniagua-Ramirez, A., Krupinska, O., Jagdeo, V. and Cooper, W. J. 2021. Carbon storage estimation in a secondary tropical forest at CIEE Sustainability Center, Monteverde, Costa Rica. *Scientific reports*, 11, 1-8.
- Pohlert, T. 2014. The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). *R package*, 27, 9.
- Prentice, I. C., Farquhar, G., Fasham, M., Goulden, M. L., Heimann, M., Jaramillo, V., Kheshgi, H., Le Quéré, C., Scholes, R. J. and Wallace, D. W. 2001. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide.
- Puc-Kauil, R., Ángeles-Pérez, G., Valdez-Lazalde, J. R., Reyes-Hernández, V. J., Dupuy-Rada, J. M., Schneider, L., Pérez-Rodríguez, P. and García-Cuevas, X. 2019. Species-specific biomass equations for small-size tree species in secondary tropical forests. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 22.
- Puc-Kauil, R., Ángeles-Pérez, G., Valdéz-Lazalde, J. R., Reyes-Hernández, V. J., Dupuy-Rada, J. M., Schneider, L., Pérez-Rodríguez, P. and García-Cuevas, X. 2020. Allometric equations to estimate above-ground biomass of small-diameter mixed tree species in secondary tropical forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 13, 165.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México.*, D.F., México.
- Sarmiento, G., Pinillos, M. and Garay, I. 2005. Biomass variability in tropical American lowland rainforests. *Ecotropicos*, 18, 1-20.

- Schwartz, N. B., Uriarte, M., Defries, R., Gutierrez-Velez, V. H. and Pinedo-Vasquez, M. A. 2017. Land-use dynamics influence estimates of carbon sequestration potential in tropical second-growth forest. *Environmental Research Letters*, 12, 074023.
- Turner, B., Moran, E. and Rindfuss, R. 2012. Integrated land-change science and its relevance to the human sciences. *Land change science*. Springer.
- Vandecar, K. L., Lawrence, D., Richards, D., Schneider, L., Rogan, J., Schmook, B. and Wilbur, H. 2011. High mortality for rare species following hurricane disturbance in the Southern Yucatan. *Biotropica*, 43, 676-684.
- Vester, H. F. and Navarro, M. M. 2007. Fichas ecológicas: árboles maderables de Quintana Roo. CONACYT-Quintana Roo, Ecosur Chetumal, Q. Roo.
- Vieilledent, G., Fischer, F. J., Chave, J., Guibal, D., Langbour, P. and Gérard, J. 2018. New formula and conversion factor to compute basic wood density of tree species using a global wood technology database. *American journal of botany*, 105, 1653-1661.

## 5.22. Pérdida de carbono y materia orgánica en el suelo por un libramiento carretero

Torres-González Jorge A.<sup>1</sup>; Meraz-Jiménez Antonio J.<sup>1</sup>; López-Santos Armando<sup>2</sup>; Mendieta-Vázquez Guadalupe A.<sup>1</sup>; Martínez-Calderón Víctor M.<sup>1</sup> y **Díaz-Romo Abraham<sup>1,\*</sup>**

<sup>1</sup> Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes, domicilio conocido s/n Mpio. de Jesús María, Ags.

<sup>2</sup> Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo, domicilio conocido s/n CP AP # 8.

\* Autor para correspondencia: adiazr@correo.uaa.mx

### Resumen

La demanda global de transporte está aumentando y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas se están convirtiendo en un factor clave en la planificación medioambiental. La construcción de infraestructura de transporte puede tener impactos ambientales significativos, ya que causa alteraciones tanto en la vegetación como en el suelo. Estos cambios dinámicos en las reservas de carbono orgánico del suelo tienen un impacto significativo en el balance de carbono regional y global. El estudio se realizó en el predio denominado Arroyo Seco, del Centro de Ciencias Agropecuarias de la UAA, ubicado en el municipio de Jesús María, Aguascalientes, donde se construyó un libramiento carretero. Se planteó el objetivo de evaluar la pérdida de carbono y materia orgánica en suelo del área construida. Para el muestreo de suelo se utilizaron los sistemas de información geográfica, se realizó un análisis de materia orgánica, densidad aparente y carbono orgánico. El porcentaje de materia orgánica en el área de estudio presentó un promedio de 2.03 %, con máximo de 3.2% y mínimo de 0.7%. El carbono orgánico afectado por la construcción de la carretera fue en total 156 Mg C ha<sup>-1</sup>. Se tuvo una media de 39 Mg·ha<sup>-1</sup>, con un máximo de 67.50 y mínimo de 13.3 Mg·ha<sup>-1</sup>. Se pudo cuantificar la pérdida de carbono y materia orgánica del suelo en el área de estudio por la construcción del libramiento carretero.

**Palabras clave:** Carretera; suelo; medio ambiente; pérdida de carbono.

### Abstract

Global demand for transportation is increasing and the associated greenhouse gas emissions are becoming a key factor in environmental planning. The construction of transportation infrastructure can have significant environmental impacts, since it causes soil and vegetation alterations. These dynamic changes in soil organic carbon stocks have a significant impact on the regional and global carbon balance. The study was carried out in the property called Arroyo Seco, of the Center of Agricultural Sciences of the UAA, located in the municipality of Jesús María, Aguascalientes, where a highway bypass was built. The objective was to evaluate the loss of carbon and organic matter in the constructed area. For soil sampling, geographic information systems were used to support the analysis of organic matter, bulk density and organic carbon. The percentage of organic matter in the study area averaged 2.03 %, with a maximum of 3.2% and a minimum of 0.7%. The organic carbon affected by the construction of the road was 156 Mg C ha<sup>-1</sup>, with an average of 39 Mg ha<sup>-1</sup>, with a maximum of 67.50 and a minimum of 13.3 Mg ha<sup>-1</sup>. It was possible to quantify the loss of carbon and soil organic matter in the study area due to the construction of the highway bypass.

**Key words:** Highway; soil; environment; carbon loss.



## Introducción

Las actividades de transporte apoyan la creciente demanda de movilidad para pasajeros y carga, especialmente en áreas urbanas; por otro lado, están asociados con altos niveles de externalidades ambientales. La construcción de infraestructura de transporte puede tener impactos ambientales significativos. Una de ellas es la concentración de la contaminación del suelo, que es peligrosa tanto para los productos agrícolas consumidos directamente por humanos, como para el forraje consumido por el ganado, que termina de nuevo en el hombre a través de la carne de los animales. Diversos contaminantes, particularmente el plomo y el zinc se acumulan en los suelos de la carretera y es absorbido por la fauna y la vegetación. La disminución general en las concentraciones de metales pesados con la distancia de la carretera, con profundidad en el perfil del suelo y el aumento general de las concentraciones con densidad de tránsito indican su relación al tránsito en las carreteras (Athanasopoulou *et al.*, 2014). La importancia de los factores que afectan la calidad del suelo está en el siguiente orden: distancia a la carretera, materia orgánica del suelo, construcción de carreteras, restauración de vegetación, altitud, nitrógeno total del suelo, textura del suelo, potasio disponible en suelo, pendiente, la calidad del suelo varía significativamente en los sitios cercanos a la carretera. (Zhao *et al.*, 2007).

Por otro lado, el desarrollo de infraestructura carretera presenta un alto impacto ambiental de emisiones de carbono, en primer término, por las actividades de la propia construcción, donde se usan muchos combustibles fósiles por parte de la maquinaria pesada utilizada, así como los materiales (cemento, asfalto, etc). Otro impacto ambiental ocurre al eliminar la vegetación natural presente, con lo cual se pierde el carbono que estaba almacenado en ella, liberándose gran parte a la atmósfera. Pero, además, también se deja de capturar carbono por la vegetación que se elimina y deja de realizar la fotosíntesis. Otro efecto muy importante de la construcción de una carretera es la afectación al suelo. La capa superficial de este es removida, la cual contiene la mayor proporción de materia orgánica y por lo tanto de carbono almacenado. Esta remoción trae como consecuencia la liberación de la mayor parte del carbono del suelo. Posteriormente, las áreas ocupadas por la carretera se convierten de áreas captadoras de carbono a áreas emisoras, por las emisiones del transporte que circula y luego las actividades de mantenimiento de dicha infraestructura.

La materia orgánica y la morfología del suelo permiten la evaluación de servicios ecosistémicos regulatorios vinculados a la regulación climática. A través de la morfología es posible evaluar el estado de agregación del suelo que determina propiedades importantes de este, como la estructura, la infiltración, la retención de agua y el almacenamiento de carbono. La estructura del suelo afecta el crecimiento de las plantas al influir en la distribución de la raíz y la capacidad de absorber agua y nutrientes (Velasquez & Lavelle, 2019).

Las cuestiones relacionadas con los suelos ya no se limitan a la agronomía y/o la silvicultura, sino que deben extenderse a todo el entorno y a los sistemas sociales y culturales. Uno de los temas que debe considerarse como un camino ganador en el campo de la ciencia del suelo, se refiere a la asignación de un "valor económico" a los servicios ofrecidos por los suelos. La consideración del suelo como una "influencia" de los sistemas económicos, no solo por parte de los propietarios que intentan obtener altos ingresos independientemente de un manejo sostenible del suelo, sino principalmente por toda la sociedad, que obtienen enormes beneficios de los servicios del ecosistema del suelo, podría ser la estrategia de ganar-ganar para atraer la atención de políticos y administradores. (Dazzi *et al.*, 2019)

En el presente estudio se planteó el objetivo de evaluar la pérdida de carbono y materia orgánica en el suelo del área donde se construyó parte de un libramiento carretero al poniente de la zona conurbada de Aguascalientes.

## Materiales y métodos

El estudio se realizó en el predio denominado Arroyo Seco o Potrero de las Manzanillas, perteneciente al Centro de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, en el municipio de Jesús María, Ags., México. En la figura 1 se muestra el área de estudio, presenta vegetación natural, con matorral xerófilo, suelos delgados, inclinados y pedregosos. Tiene un historial de uso ganadero y sobrepastoreo, antes de que fuera adquirido por la Universidad Autónoma de Aguascalientes en 2012. Posteriormente el área se ha mantenido sin pastoreo, lo que ha permitido una conservación y recuperación de los recursos naturales. Tiene una superficie de 105 ha. El muestreo de suelo se realizó previo a que se procediera a la limpieza del área para la construcción del libramiento.

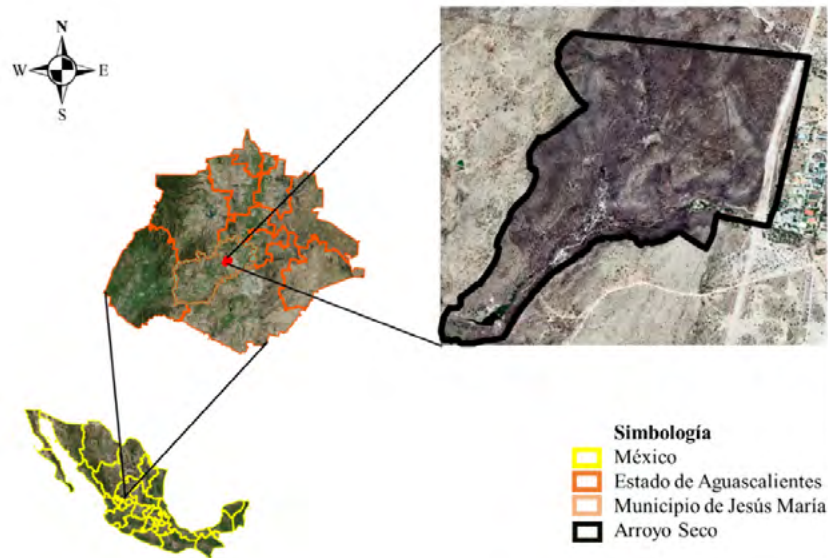


Figura 1. Área de estudio Arroyo Seco. Fuente marco geoestadístico de los estados unidos mexicanos (INEGI 2022)

### *Cartografía utilizada*

Se utilizó el marco geoestadístico de los estados unidos mexicanos, la carta de suelo de Aguascalientes escala 1: 50,000 y el inventario estatal de Aguascalientes escala 1:50,000.

### *Muestreo de suelo para determinar el Carbono orgánico*

Para el muestreo se utilizaron los sistemas de información geográfica, el paquete SP (Spsample, Classes and Methods for Spatial Data) de R Project (2021). Se usó un sistema estratificado y otro aleatorio para los recorridos de campo y obtención de las muestras de suelo, bajo las especificaciones que maneja la NOM-021-RECNAT-2000. Las muestras se analizaron en el Laboratorio de Análisis de suelos, Agua y Nutrientes Vegetales del Centro de Ciencias Agropecuarias de la UAA. Se realizaron los análisis de materia orgánica y densidad aparente, así como el carbono mediante el método de Walkley y Black.

Una vez obtenido los datos de carbono en laboratorio se procedió a obtener los datos de carbono orgánico total en suelo por hectárea de acuerdo el siguiente modelo matemático:

$$COS = \% Co * Da * P$$

donde, COS se refiere a carbono orgánico total en el suelo, Co es el porcentaje de carbono orgánico (%), Da define la densidad aparente ( $\text{g cm}^3$ ) y P indica la profundidad del muestreo (cm).

A cada muestra de suelo se le obtuvo la coordenada geográfica (X, Y), con GPS para su representación espacial, se realizó una tabla con las coordenadas a la cual se le agregaron los valores de materia orgánica y carbono obtenidos en laboratorio, para realizar una interpolación IDW, el cual es descrito y aplicado en casos semejantes (Meraz *et al.*, 2019) y de esta manera, espacializar dichos resultados en el tramo carretero.

### Geoprocesos

Para el manejo de vectores y raster de la zona de estudio se utilizaron el software RStudio y ArcMap 10.2.2.

## Resultados y discusión

La infraestructura vial es tipo A2 que significa de dos carriles, con derecho de vía de 60 metros. En el área de estudio se presentan tres grupos de suelo: Leptosol, Planosol y Regosol, donde el área afectada por el libramiento corresponde a los dos últimos grupos de suelo mencionado. En el caso de la vegetación presente en el área, con base en el inventario estatal se indica la presencia de selva baja caducifolia, pastizal natural, matorral crasicaule y agricultura de temporal. Sin embargo, actualmente la agricultura ya no se practica y la vegetación está compuesta por pastizal natural y matorral crasicaule (Figura 2).

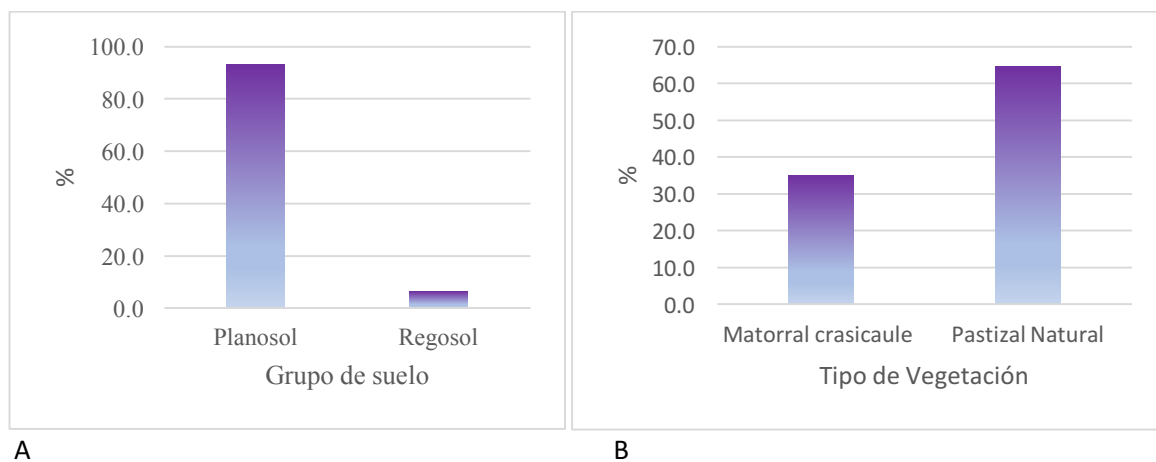


Figura 2. Porcentaje de la superficie perdida en el área de la construcción de la carretera, por tipo de suelo (A) y vegetación (B)

### Materia orgánica en suelo

El porcentaje de materia de orgánica en el área de estudio presentó un promedio de 2.03 % con un máximo de 3.2 y un mínimo de 0.7 %. Con base en la norma NOM-021-RECNAT-2000 (2002), la concentración de materia orgánica en el tramo carretero se clasifica como un valor medio, que esta entre los valores de 1.6 a 3.5 %. A continuación, se muestra la representación espacial de la concentración de MO en el suelo (Figura 3).

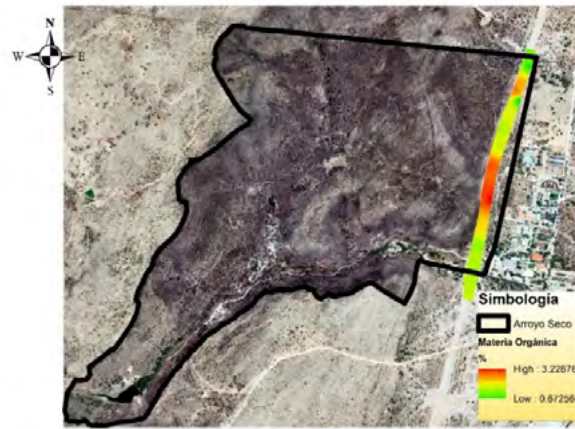


Figura 3. Materia orgánica del suelo en el tramo carretero del predio Arroyo Seco, Jesús María, Aguascalientes.

Se busca concientizar al público en general sobre los cambios de uso de suelo o alteraciones que el ser humano provoca, lo cual no significa necesariamente que este mal. En este caso, el libramiento era necesario para evitar el transporte pesado dentro de la ciudad lo cual también implicaba accidentes, contaminación, atascos de tránsito, liberación de CO<sub>2</sub>, entre otras problemáticas. No es solo a nivel local, sino también la demanda global de transporte está aumentando y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas se están convirtiendo en un factor clave en la planificación medioambiental de las redes y en la propia fase de gestión operativa (Roukounakis *et al.*, 2020).

#### Carbono orgánico en suelo

El carbono orgánico afectado por la construcción de la carretera en el segmento estudiado, presentó una media de 39 Mg·ha<sup>-1</sup>, con un máximo y mínimo de 67.50 y 13.3 Mg·ha<sup>-1</sup> respectivamente. Con base en la superficie afectada de 4 ha y el promedio de carbono en el suelo, se obtiene un total de 156 Mg·ha<sup>-1</sup> de carbono en el área afectada. En la figura 4 se presenta la acumulación de carbono antes de la construcción del libramiento. Estos cambios dinámicos en las reservas de carbono orgánico del suelo tienen un impacto significativo en el balance de carbono regional y global (Wang *et al.*, 2020). El impacto medioambiental de la construcción y rehabilitación de carreteras puede estar asociado al aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), que están muy relacionadas con el cambio climático (Espinoza *et al.*, 2019).

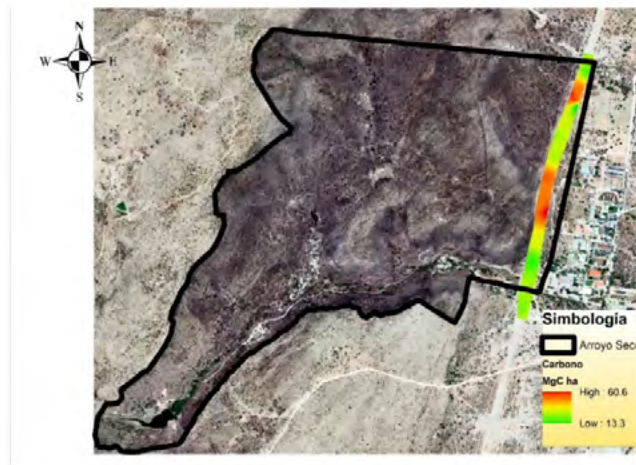


Figura 4 Carbono orgánico en el suelo del segmento de construcción de carretera en Arroyo Seco, Jesús María, Ags.

Cabe destacar que solo se está considerando la pérdida de carbono en el suelo sin tomar en cuenta la huella de carbono por el transporte de material, estado óptimo del transporte de carga, entre otras como lo menciona, Espinoza *et al.*, 2019. Además no se incluyen otros problemas como eliminación de la vegetación durante el desmonte del libramiento que es un costo clave del carbono (Madej *et al.*, 2013).

## Conclusiones

Se pudo cuantificar la pérdida de carbono y materia orgánica del suelo en el área de estudio por la construcción del libramiento carretero. Se continúa con el desarrollo del proyecto para tener el carbono del suelo en toda el área de arroyo seco y conjuntarlo con la pérdida de carbono correspondiente al libramiento. Así también, se están realizando evaluaciones para conocer la pérdida de carbono por la vegetación eliminada.

## Literatura citada

- Athanasopoulou, A., Kollarou, V., & Kollaros, G. (2014). Soil pollution by transportation projects and operations. Proceedings of the 12th International Conference on Protection and Restoration of the Environment Editors: A. Liakopoulos, A. Kungolos, C. Christodoulatos, A. Koutsopsiros ISBN 978-960-88490-6-8
- Espinoza, M., Campos, N., Yang, R., Ozer, H., Aguiar-Moya, J. P., Baldi, A., ... Al-Qadi, I. L. (2019). Carbon Footprint Estimation in Road Construction: La Abundancia–Florenca Case Study. *Sustainability*, *11*(8), 2276. <https://doi.org/10.3390/su11082276>
- Dazzi, C., Galati, A., Crescimanno, M., & Lo Papa, G. (2019). Pedotechnique applications in large-scale farming: Economic value, soil ecosystems services and soil security. *CATENA*, *181*, 104072. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104072>
- 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=889463849568> (Consulta: agosto 08, 2022).
- Madej, M. A., Seney, J., & van Mantgem, P. (2013). Effects of Road Decommissioning on Carbon Stocks, Losses, and Emissions in North Coastal California: Carbon Budget Implications of Road Removal. *Restoration Ecology*, *21*(4), 439–446. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00911.x>
- Meraz Jiménez, Antonio de Jesús, López Santos, Armando, García Munguía, Carlos Alberto, Torres González, Jorge Alejandro, & García Munguía, Alberto Margarito. (2019). Distribución potencial de *Musca domestica* en el municipio de Jesús María, Aguascalientes, con el uso de escenarios de cambio climático. *Revista mexicana de ciencias pecuarias*, *10*(1), 14-29. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v10i1.4241>
- NOM-021-RECNAT-2000. (2002). NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. 73.
- Roukounakis, N., Valkouma, E., Giama, E., & Gerasopoulos, E. (2020). The development of a carbon footprint model for the calculation of GHG emissions from highways: The case of Egnatia Odos in Greece. *International Journal of Sustainable Transportation*, *14*(1), 74–83. <https://doi.org/10.1080/15568318.2018.1523509>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Velasquez, E., & Lavelle, P. (2019). Soil macrofauna as an indicator for evaluating soil based ecosystem services in agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, *100*, 103446. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103446>
- Wang, S., Adhikari, K., Zhuang, Q., Gu, H., & Jin, X. (2020). Impacts of urbanization on soil organic carbon stocks in the northeast coastal agricultural areas of China. *Science of The Total Environment*, *721*, 137814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137814>
- Zhao, S., Cui, B., Gao, L., & Liu, J. (2007). Effects of highway construction on soil quality in the Longitudinal Range-Gorge Region in Yunnan Province. *Chinese Science Bulletin*, *52*(S2), 192–202. <https://doi.org/10.1007/s11434-007-7021-5>

## 5.23. Estimación de la biomasa y carbono de reforestaciones en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Yerena-Yamallel José I.<sup>1,\*</sup>; Cuéllar-Rodríguez Gerardo<sup>1</sup> y Gárate-Escamilla Homero A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Carretera Nacional km. 145, C.P. 67700, Linares, Nuevo León, México.

\* Autor para correspondencia: israel.yerena@gmail.com

### Resumen

El almacenamiento de carbono en las reforestaciones ayuda a mitigar el continuo incremento de la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub>, por ello es importante conocer la capacidad de estas. El objetivo del estudio fue estimar la biomasa y carbono de reforestaciones efectuadas en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Se utilizó un diseño de muestreo sistemático, se realizaron 398 sitios de muestreo de 100 m<sup>2</sup>, las mediciones dasométricas que se hicieron son altura total y diámetro a la base. El género *Cupressus* presentó la mayor altura promedio con 31.9 cm, seguido por *Pinus greggii* y *Pinus pseudostrobus* con 26 cm. La variable diámetro fue similar para las especies con un promedio general de 3.4 mm. Las plántulas en promedio obtuvieron un peso seco de 2.38 g, varió de 2.88 g en la especie *Pinus pseudostrobus* a 1.76 g en *Pinus cembroides*. Las plántulas de las reforestaciones alcanzaron 1.74 kg/ha de biomasa total. Las especies que resultaron con el porcentaje de concentración de carbono mayor fueron *Pinus pseudostobus* y *Pinus cembroides* con 50%, seguido por *Cupressus*, *Pinus ayacahuite* y *Pinus greggii* con 49, 48 y 47 % respectivamente. Las plántulas de las reforestaciones almacenaron en promedio 1.17 gramos de carbono. La especie *Pinus pseudostrobus* presentó las mayores reservas de carbono con 0.55 kg/ha, seguida por *Pinus cembroides* y *Pinus greggi* con 0.11 kg/ha de carbono. Las reforestaciones tienen potencial como almacenadoras de carbono 0.87 kg/ha, presentan una amplia capacidad de mitigación dada su importante superficie.

**Palabras Clave:** *rehabilitación de ecosistemas; bosques templados; compensación ambiental.*

### Abstract

Carbon storage in reforestation helps mitigate the continuous increase in the atmospheric concentration of CO<sub>2</sub>, so it is important to know their capacity. The objective of the study was to estimate the biomass and carbon of reforestation carried out in the Cumbres de Monterrey National Park. A systematic sampling design was used, 398 sampling sites of 100 m<sup>2</sup> were made, the dasometric measurements that were made are total height and diameter at the base. The *Cupressus* genus had the highest average height with 31.9 cm, followed by *Pinus greggii* and *Pinus pseudostrobus* with 26 cm. The diameter variable was similar for the species with a general average of 3.4 mm. The seedlings obtained an average dry weight of 2.38 g, ranging from 2.88 g in the *Pinus pseudostrobus* species to 1.76 g in *Pinus cembroides*. The reforestation seedlings reached 1.74 kg/ha of total biomass. The species with the highest percentage of carbon concentration were *Pinus pseudostobus* and *Pinus cembroides* with 50%, followed by *Cupressus*, *Pinus ayacahuite* and *Pinus greggii* with 49, 48 and 47% respectively. The reforestation seedlings stored an average of 1.17 grams of carbon. The species *Pinus pseudostrobus* presented the highest carbon reserves with 0.55 kg/ha, followed by *Pinus cembroides* and *Pinus greggi* with 0.11 kg/ha of carbon. Reforestations have the potential to store carbon 0.87 kg/ha, they have a wide mitigation capacity given their important surface.

**Key words:** *ecosystem rehabilitation; temperate forests; environmental compensation.*

## Introducción

En el sector forestal la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), debe estar dirigido a la fijación, reducción y almacenamiento de carbono, realizando tres líneas de acción: (1) detener la deforestación para reducir emisiones; (2) tener instrumentos de mercado y una participación efectiva del sector privado; (3) combinar estrategias de conservación forestal y proyectos de reforestación, las cuales permitirían que los bosques constituyan un sumidero de carbono (Callo-Concha *et al.*, 2004).

El almacenamiento de carbono en la actividad forestal está basado en dos grandes enfoques, la absorción activa en la nueva vegetación y en las emisiones evitadas de la vegetación existente (Yañez, 2004).

Reforestar en su sentido más amplio se define como la rehabilitación de un paisaje natural a partir de la promoción del crecimiento vegetal (Cipollini *et al.*, 2005). Aun cuando el objetivo de la reforestación es mejorar, mantener y recuperar las condiciones óptimas de los ecosistemas, las vías para lograrlo difieren según las condiciones particulares del sitio a reforestar (Jiménez-Pérez *et al.*, 2018). Dos reglas generales que deberán tenerse presentes en todos los casos son: (1) la conservación del suelo y (2) la promoción del desarrollo de especies nativas al ecosistema en cuestión. Así tomando en cuenta estas reglas deberán seleccionarse cuidadosamente las especies vegetales a utilizar, y las técnicas y condiciones de cada sitio para proteger el suelo, y no promover la erosión o compactación de este (Myronidis *et al.*, 2010).

Existen dos factores climáticos que afectan adversamente el crecimiento vegetal y la posibilidad del establecimiento exitosa de una reforestación, la época de frío con riesgo de heladas en el invierno y la sequía de verano conocida como canícula (Cuervo-Robayo *et al.*, 2015a). La sequía es el factor de mayor riesgo para la supervivencia de las plántulas, por lo cual los meses con mayor probabilidad de éxito para un programa de reforestación son finales de agosto, septiembre y octubre (Cuervo-Robayo *et al.*, 2015b). En el mes de mayo las lluvias suelen ser abundantes, sin embargo, éstas son seguidas por una sequía con temperaturas elevadas en el verano que tiene un alto impacto en la viabilidad de las plántulas recién plantadas que aún carecen de un amplio sistema radicular (Clark *et al.*, 2005).

El desarrollo de la plantación debe monitorearse al menos durante los siguientes seis meses a la reforestación. El monitoreo consiste en la evaluación de la supervivencia de las plantas, esta tarea permite tener una estimación cuantitativa del éxito de la plantación bajo la influencia de los factores del sitio (CONAFOR, 2003).

El almacenamiento de carbono en las reforestaciones ayuda a mitigar el continuo incremento de la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub>. Por ello es importante conocer la capacidad de las plántulas para almacenarlo en forma de biomasa aérea (Jaramillo, 2007; Yerena *et al.*, 2012). El objetivo del estudio fue estimar la biomasa y carbono de cinco especies utilizadas en reforestaciones efectuadas en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

Las áreas de estudio se localizan en una fracción de la Sierra Madre Oriental situadas entre las coordenadas geográficas 26°31'00" de latitud norte y 100°17'20" de longitud oeste. Se evaluaron quince reforestaciones realizadas en el 2019 en el Área de Máximo Impacto del Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey, en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, están ubicadas en los municipios de Santa Catarina y Santiago, en el estado de Nuevo León, con una superficie total de 398 hectáreas. Presentan climas semicálida y templado subhúmedo, con altitudes que varían de los 600 a los 3200 msnm. La temperatura media anual va desde los 8 a 22 °C y con precipitación anual de 300 mm hasta 1000 mm.

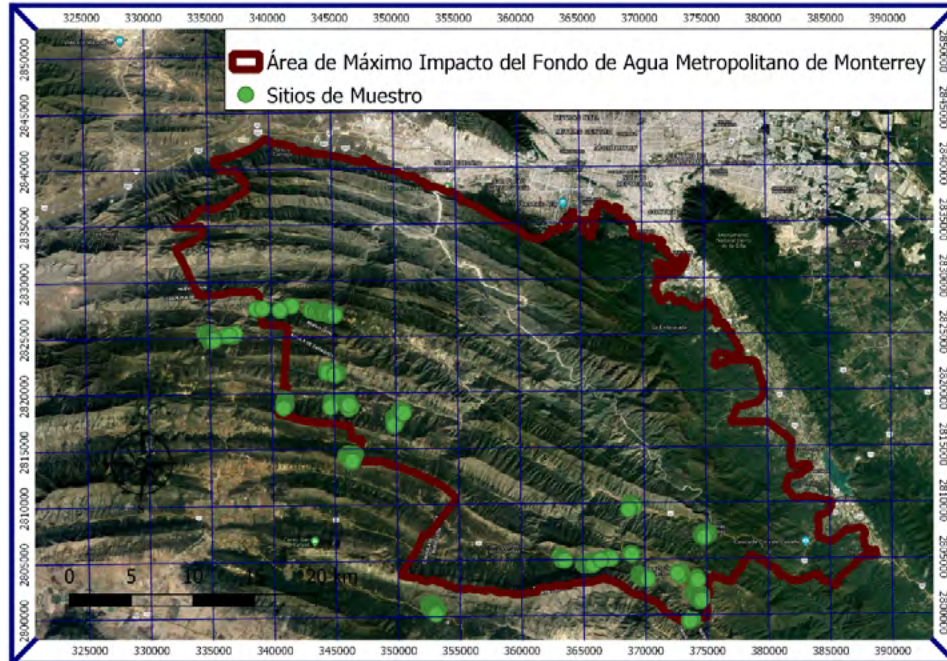


Figura 1. Distribución de los sitios de muestreo en el Área de Máximo Impacto.

### *Diseño y estrategia de muestreo*

Considerando que cada uno de los polígonos reforestados contaba con diferentes superficies, fue relevante para su evaluación, la proporción del número de muestreos en función del área. Por lo anterior, se utilizó el método de Muestreo Sistemático Estratificado. Para el levantamiento de la información de campo de las variables dasométricas altura total (h) y diámetro a la base, se utilizaron sitios circulares de 100 m<sup>2</sup> con una radio de 5.64 m (CONAFOR, 2013). El tamaño de muestra que se realizó fue de un sitio por hectárea, el número de sitios por predio dependió de la superficie de estos, en total se realizaron 398 sitios.

### *Contenido de Carbono*

Con los datos de los sitios se realizó una estimación del contenido de carbono, mediante la relación de la biomasa aérea por la concentración de carbono de las especies se obtuvo este valor, utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Contenido de carbono} = B * CC$$

donde: B = biomasa aérea (peso seco de los árboles), CC = concentración de carbono, El valor de la biomasa fue calculado por medio de la siguiente ecuación alométrica (Sígala-Rodríguez *et al.*, 2016):

$$\ln B = \ln \beta_0 + \beta_1 \ln DAB^2 H$$

donde: B = valor esperado de biomasa, DAB = diámetro a la base, H = altura,  $\beta_0$ ,  $\beta_1$  = coeficientes de regresión

Para determinar la concentración de carbono se colectaron muestras de dos componentes de la plántula: hojas y fuste, seleccionado treinta individuos por especie. La colecta de las muestras se realizó de la siguiente manera, hojas: se tomaron muestras en cada uno de los cuatro puntos cardinales de la copa, se empaquetaron en una bolsa de papel; en cuanto al fuste: se colectó una porción del tallo.

Colectadas las muestras en campo se procedió a pesar cada una de estas y posteriormente se colocaron en una estufa de secado VWR modelo 1305U a 105 °C, hasta obtener un peso constante; paso seguido,



se fragmentaron en un molino pulverizador Fritsch modelo pulverisette 2, para dejarlas en fracciones menores de 10  $\mu$ , que fueron depositadas en bolsas de plástico previa identificación.

La concentración de carbono total se determinó con un equipo analítico denominado Solids TOC Analyzer modelo 1020A de O·I·Analytical; éste determina las concentraciones en muestras sólidas mediante combustión completa, a una temperatura de 900 °C, los gases producto de la combustión son medidos a través de un detector de infrarrojo no dispersivo que contabiliza las moléculas de carbono contenidas en estos gases (Yerena *et al.*, 2012).

El análisis estadístico de los datos obtenidos se efectuó mediante el software Statistica Advanced. Cuando los datos cumplieron con los criterios de normalidad y homocedasticidad se realizó el Análisis de Varianza ( $P \leq 0.05$ ) completamente aleatorio. A las variables que presentaron diferencias significativas, se les aplicó la prueba de comparación de medias de Tukey ( $P \leq 0.05$ ).

## Resultados y Discusión

### *Número de individuos por categorías diamétricas*

Resultaron siete categorías diamétricas, la representatividad de individuos se localizó en las categorías intermedias, el valor mayor se presentó en 3 mm seguido por 4 y 2 mm. En las categorías 1, 6, 8 y 5 se obtuvieron los valores menores, la categoría 7 estuvo ausente (Figura 2).

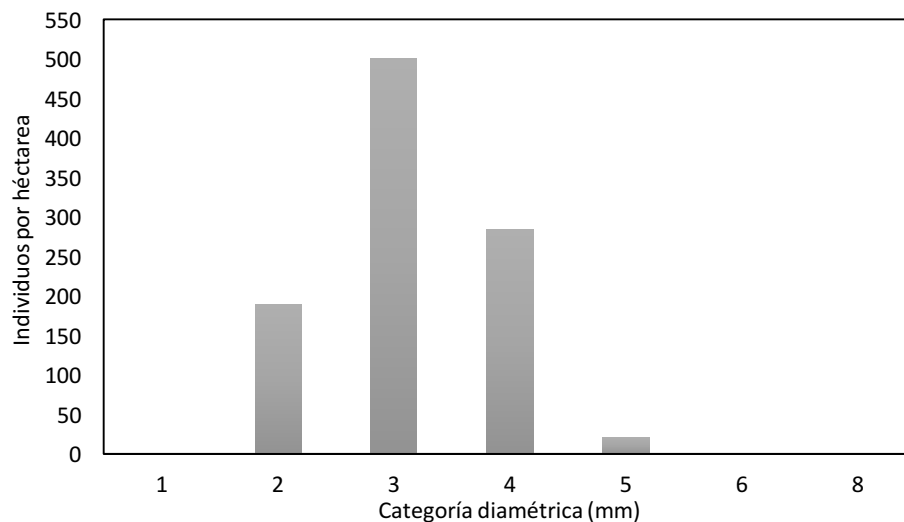


Figura 2. Número de individuos por categoría diamétrica (mm) por hectárea.

### *Características dasométricas*

Cinco especies fueron las que se registraron en las reforestaciones. El género *Cupressus* es el que presentó la mayor altura promedio con 31.9 cm, seguido por *Pinus pseudostrobus* con 26 cm, la de menor altura fue la especie *Pinus cembroides* con 14.6 cm. La variable diámetro fue similar para las especies con un promedio general de 3.4 mm. La especie que se utilizó más en las reforestaciones es *Pinus pseudostrobus* y la de menor proporción *Pinus ayacahuite*.

### *Biomasa*

Las plántulas en promedio resultaron con un peso seco de 2.38 g, la especie *Pinus pseudostrobus* obtuvo el valor mayor con 2.88 g y *Pinus cembroides* el menor 1.76 g, mostró diferencias significativas ( $p=0.0001$ ). La mayor proporción de la biomasa se presentó en la parte aérea. La biomasa total (aérea +

radicular) de las especies por hectárea varió de 0.16 a 1.09 kg ha<sup>-1</sup>, con un total de 1.74 kg ha<sup>-1</sup> (Tabla 1), presentaron diferencias significativas (p=0.0001) entre especies.

**Tabla 1. Biomasa por plántula y por hectárea.**

Especie	Biomasa por planta <sup>1</sup> (g)	Biomasa aérea (kg ha <sup>-1</sup> )	Biomasa total <sup>1</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )
<i>Cupressus</i> spp.	2.67ab	0.12	0.16b
<i>Pinus ayacahuite</i>	2.34ab	0.02	0.03a
<i>Pinus cembroides</i>	1.76a	0.16	0.22b
<i>Pinus greggii</i>	2.25ab	0.17	0.24b
<i>Pinus pseudostrobus</i>	2.88b	0.81	1.09c

<sup>1</sup> Letras iguales son estadísticamente similares (P ≤ 0,05).

### Concentración de Carbono

Las especies que obtuvieron el porcentaje de concentración de carbono mayor fueron *Pinus pseudostrobus* y *Pinus cembroides* con un promedio de 50 %, seguidas por *Cupressus*, *Pinus ayacahuite* y *Pinus greggii* con 49, 48 y 47 % respectivamente.

### Contenido de Carbono y CO<sub>2e</sub>

Las plántulas de las reforestaciones almacenaron en promedio 1.17 gramos de carbono equivalente a 4.3 g CO<sub>2e</sub>, siendo significativa (p=0.0001) entre especies. La especie *Pinus pseudostrobus* presentó las mayores reservas de carbono con 0.55 kg ha<sup>-1</sup> equivale a 2.02 kg CO<sub>2e</sub> ha<sup>-1</sup>, seguido por *Pinus cembroides* y *Pinus greggii* con 0.11 kg ha<sup>-1</sup> de carbono, que equivale a 0.40 kg CO<sub>2e</sub> ha<sup>-1</sup>, el análisis de varianza presentó diferencias significativas (p=0.0001) (Tabla 2).

**Tabla 2. Contenido de carbono y dióxido de carbono equivalente por plántula y por hectárea.**

Especies	Contenido de carbono por planta <sup>1</sup> (g)	CO <sub>2e</sub> por planta (g)	Contenido de carbono aéreo (kg ha <sup>-1</sup> )	Contenido de carbono total <sup>1</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )	CO <sub>2e</sub> aéreo (kg ha <sup>-1</sup> )	CO <sub>2e</sub> total (kg ha <sup>-1</sup> )
<i>Cupressus</i> spp.	1.31bc	4.8	0.06	0.08b	0.22	<b>0.30</b>
<i>Pinus ayacahuite</i>	1.14abc	4.2	0.01	0.02a	0.04	<b>0.06</b>
<i>Pinus cembroides</i>	0.88a	3.2	0.08	0.11b	0.30	<b>0.40</b>
<i>Pinus greggii</i>	1.06ab	3.9	0.08	0.11b	0.30	<b>0.40</b>
<i>Pinus pseudostrobus</i>	1.45c	5.3	0.41	0.55c	1.50	<b>2.02</b>

<sup>1</sup> Letras iguales son estadísticamente similares (P ≤ 0,05).

### Conclusiones

Las reforestaciones en el Área de Máximo Impacto del Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey tienen un gran potencial como almacenadora de carbono, presentan una amplia capacidad de mitigación dada su importante superficie, pero también se muestra como un ecosistema de riesgo a conversión a otros usos y por tanto con un alto potencial de transformarse en fuentes de emisión de CO<sub>2</sub> y otros gases de efecto invernadero.

### Literatura citada

- Callo-Concha, D., I. Rajagopal y L. Krishnamurthy. 2004. Secuestro de Carbono por Sistemas Agroforestales en Veracruz. *Ciencia UANL* 7: 60-65.
- Cipollini, K., A. Maruyama and C. Zimmerman. 2005. Planning for restoration: A decision Analysis Approach to prioritization. *Restoration Ecology* 13: 460-470.
- Clark, D., S. Brown, D. Kicklighter, J. Chambers, J. Thomlinson and J. Ni. 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications* 11: 356-370.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2013. Metodología para realizar y presentar los informes de sobrevivencia inicial de las plantaciones forestales comerciales. 20 p. <http://www.conafor.gob.mx/apoyos/index.php/inicio/download/1422> (Consulta: junio 06, 2022).
- Cuervo-Robayo, P., O. Téllez-Valdés, M. Gómez-Albores, C. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2015a. Temperatura media anual en México (1910-2009), escala 1:1 000 000. Modificado por CONABIO. México, D.F.
- Cuervo-Robayo, P., O. Téllez-Valdés, M. Gómez-Albores, C. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2015b. Precipitación anual en México (1910-2009), escala 1:1 000 000. Modificado por CONABIO. México, D.F.
- Jaramillo, V. 2007. El ciclo global del carbono. Cambio climático: una visión desde México. INE- SEMARNAT. pp. 77-85.
- Jiménez-Pérez, J., J. Yerena-Yamallel, E. Alanís-Rodríguez, O. Aguirre-Calderón and R. Martínez-Barrón. 2018. Effect of cattle and wildlife exclusion areas on the survival and growth of *Pinus culminicola* Andresen & Beaman. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 13: 157-163.
- Myronidis, D., D. Emmanouloudis, I. Mitsopoulos and E. Riggos. 2010. Soil Erosion Potential after Fire and Rehabilitation Treatments in Greece. *Environmental Modeling and Assessment* 15: 239-250.
- Sígala-Rodríguez, J.Á., M.A. González-Tagle, J.Á. Prieto-Ruiz, E. Basave-Villalobos y J. Jiménez-Pérez. 2016. Relaciones alométricas para predecir biomasa en plantas de *Pinus pseudostrobus* cultivadas en diferentes sistemas de producción en vivero. *Bosque* 37: 369-378.
- Yáñez, S. 2004. La Captura de Carbono en Bosques: ¿Una Herramienta para la Gestión Ambiental?. *Gaceta Ecológica* 70: 5-18.
- Yerena, J., J. Jiménez, O. Aguirre y E. Treviño. 2012. Contenido de carbono total en los componentes de especies arbóreas y arbustivas en áreas con diferente uso, en el matorral espinoso tamaulipeco, en México. *Bosque* 33: 145-152.

## 5.24. Servicio ambiental del bambú *Guadua aculeata*: potencial de captura de carbono

Ordóñez-Prado Casimiro<sup>1,\*</sup>; Tamarit-Urias Juan C.<sup>1</sup>; Buendía-Rodríguez Enrique<sup>2</sup> y Rodríguez-Acosta Melchor<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Golfo Centro. Campo Experimental San Martinito. Carretera Federal México-Puebla km 56.5, 74100 Tlahuapan, Puebla, México.

<sup>2</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Centro. Campo Experimental Valle de México. Carretera Texcoco-Los Reyes km 13.5, 56250 Coatlinchán, Texcoco, Estado de México, México.

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Ixtacuaco. Centro de Investigación Regional Golfo Centro. Carretera Martínez de la Torre-Tlapacoyan km 4.5, 93655 Tlapacoyan, Veracruz, México.

\*Autor para correspondencia: ordonez.casimiro@inifap.gob.mx

### Resumen

En México, se registran 61 especies de bambú nativas, entre ellos *Guadua aculeata* Rupr. cuyos ejemplares presentan diámetros basales de hasta 20 cm y alturas que pueden llegar a los 30 m. El objetivo fue estimar el carbono almacenado en la biomasa aérea en rodales naturales *G. aculeata* en la Sierra Nororiental del estado de Puebla, México. Se realizó un inventario de biomasa y carbono en rodales de *G. aculeata* localizados en el Sitio Experimental Las Margaritas del INIFAP, ubicado entre las coordenadas extremas 19° 52' 5.6" latitud N y 97° 12' 12.9" longitud O. Mediante un muestreo simple aleatorio se distribuyeron 12 sitios de muestreo con forma cuadrada de 100 m<sup>2</sup>, se midió el *Dn* de cada individuo. Se utilizó un sistema de ecuaciones aditivas para estimar la biomasa aérea del culmo, ramas, follaje y total. El carbono se estimó multiplicando la biomasa de cada componente por la concentración de carbono: 46%, 44% y 42% para culmos, ramas y follaje, respectivamente. Se determinó que en promedio los rodales sustentan 263.14 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa; distribuida en proporciones del 91%, 5% y 4% para culmo, ramas y follaje, respectivamente. Se estimó un promedio de 120.34 Mg C ha<sup>-1</sup>. El inventario y almacén de carbono ascendió a 7,701.73 Mg en 64 ha de bambusales. El potencial de captura de carbono de *G. aculeata* como servicio ecosistémico está a la altura de bosques templados, por lo que representan una alternativa potencial para contribuir a mitigar los efectos del cambio climático.

**Palabras clave:** rodales de bambú, almacenes de carbono, ecuaciones aditivas de biomasa.

### Abstract

In Mexico, 61 native bamboo species was recorded, including *Guadua aculeata* Rupr., whose specimens have basal diameters of up to 20 cm and heights that can reach 30 m. The objective was to estimate the carbon stored in aboveground total biomass in bamboo stands in the Sierra Nororiental of the State of Puebla, Mexico. A forest inventory was carried out in *Guadua acueata* stands of the INIFAP Las Margaritas Experimental Site, located between the extreme coordinates 19° 52' 5.6" N latitude and 97° 12' 12.9" W longitude. Through simple random sampling, 12 square-shaped sampling sites of 100 m<sup>2</sup> were distributed, where the *Dn* of everyone was measured. A system of additive equations was used to estimate the biomass of the culm, branches, leaves, and total. Carbon was estimated by multiplying the biomass of each component by the carbon concentration: 46 %, 44 % and 42 % for culms, branches, and foliage, respectively. It was determined that on average the stands support 263.14 Mg ha<sup>-1</sup> of biomass; distributed in proportions of 91 %, 5 % and 4 % for culm, branches, and foliage, respectively. Regarding carbon, 120.34 Mg ha<sup>-1</sup> were estimated on average. At farm level, the carbon inventory and storage amounted to 7,701.73 Mg in 64 ha of bamboo forests. The carbon sequestration potential in forests with

*Guadua aculeata* bamboo as an ecosystem service is at the same level as temperate forests, so they represent an alternative to mitigate the effects of climate change.

**Key words:** bamboo stands, carbon stores, biomass additive equations.

## Introducción

Los bambúes pueden ofrecer un amplio número de servicios ambientales, ya sea como especie nativa o introducida de otras regiones geográficas. Brindan de manera directa o indirecta beneficios tangibles e intangibles a la población humana local o regional. Entre las funciones ecológicas de los bambusales debido a su rápido crecimiento destacan la recuperación de suelo, mantenimiento y recarga de cuerpos de agua, secuestro de carbono, entre otros (Ceccon y Gómez-Ruiz, 2019). La investigación sobre los almacenes de carbono de los bambúes se mantiene vigente hoy en día, dado que, para establecer estrategias de atenuación del cambio climático, se requiere de información básica sobre especies de rápido crecimiento con alto potencial de captura de carbono.

Estudios sobre este tópico reportan que bosques naturales y plantaciones de bambú con especies catalogadas como gigantes, son capaces de producir una cantidad de biomasa similar a la que producen plantaciones tropicales de latifoliadas, la cual llega a ser hasta de 429 Mg ha<sup>-1</sup>. Darabant *et al.* (2014) reportan una producción 307 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa aérea total en plantaciones de bambú establecidas en la India. La captura de carbono está estrechamente ligada con la producción de biomasa, en tanto que, el reservorio de la biomasa aérea en plantaciones de bambú altamente densas puede superar las 128 Mg ha<sup>-1</sup> y pueden alcanzar las 392 Mg ha<sup>-1</sup> contemplando la necromasa y las raíces (Yuen *et al.*, 2017), mientras que, para taxones de bambúes en bosques naturales del continente americano las estimaciones de biomasa podrían ser menores (Ziccardi *et al.*, 2019).

Muchas especies de bambú son reconocidas por su potencial para capturar carbono (Yuen *et al.*, 2017), su rápido crecimiento y la producción continua de brotes propicia una alta dinámica en los diferentes almacenes de carbono (Liu *et al.*, 2018). El género *Guadua*, considerado como bambú gigante, alcanza dimensiones superiores a 20 metros en altura y diámetros normales mayor a 10 centímetros (Clark y Ely, 2011). Asimismo, es frecuente que se desarrolle de manera natural en los márgenes de ríos y arroyos como plantas aisladas o en pequeños rodales. *Guadua aculeata* Rupr. (carrizo, caña brava) es la especie más robusta de México. En rodales naturales ubicados en el municipio de Hueytamalco, Puebla se han registrado ejemplares de hasta 30 metros de altura y diámetros de 18 cm, sin embargo, se ha observado que estos rodales son escasos y además carecen de manejo técnico-silvícola.

El objetivo fue estimar la producción de biomasa y determinar el potencial de almacenamiento de carbono en rodales naturales del bambú nativo *G. aculeata* que crecen en el Sitio Experimental “Las Margaritas” ubicado en la Sierra Nororiental de Puebla, México.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en los rodales naturales de bambú *G. aculeata* del Sitio Experimental “Las Margaritas” (SEMAR) bajo la administración del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), ubicado al noroeste del estado de Puebla, México, entre las coordenadas extremas 20° 02' 35" y 19° 58' 50" latitud Norte y 95° 21' 27" y 97° 16' 40" longitud Oeste, a una altitud de entre 450 y 500 m s. n. m. El SEMAR tiene una superficie de 2,523 hectáreas, es una de las áreas mejor conservada de la región, compuesta principalmente por especies representativas de la selva mediana perennifolia, la orografía se compone por pequeños lomeríos, la precipitación es de 3,000 mm anuales, con una abundante red hídrica; condiciones idóneas para del crecimiento del bambú nativo *G. aculeata* (Figura 1).

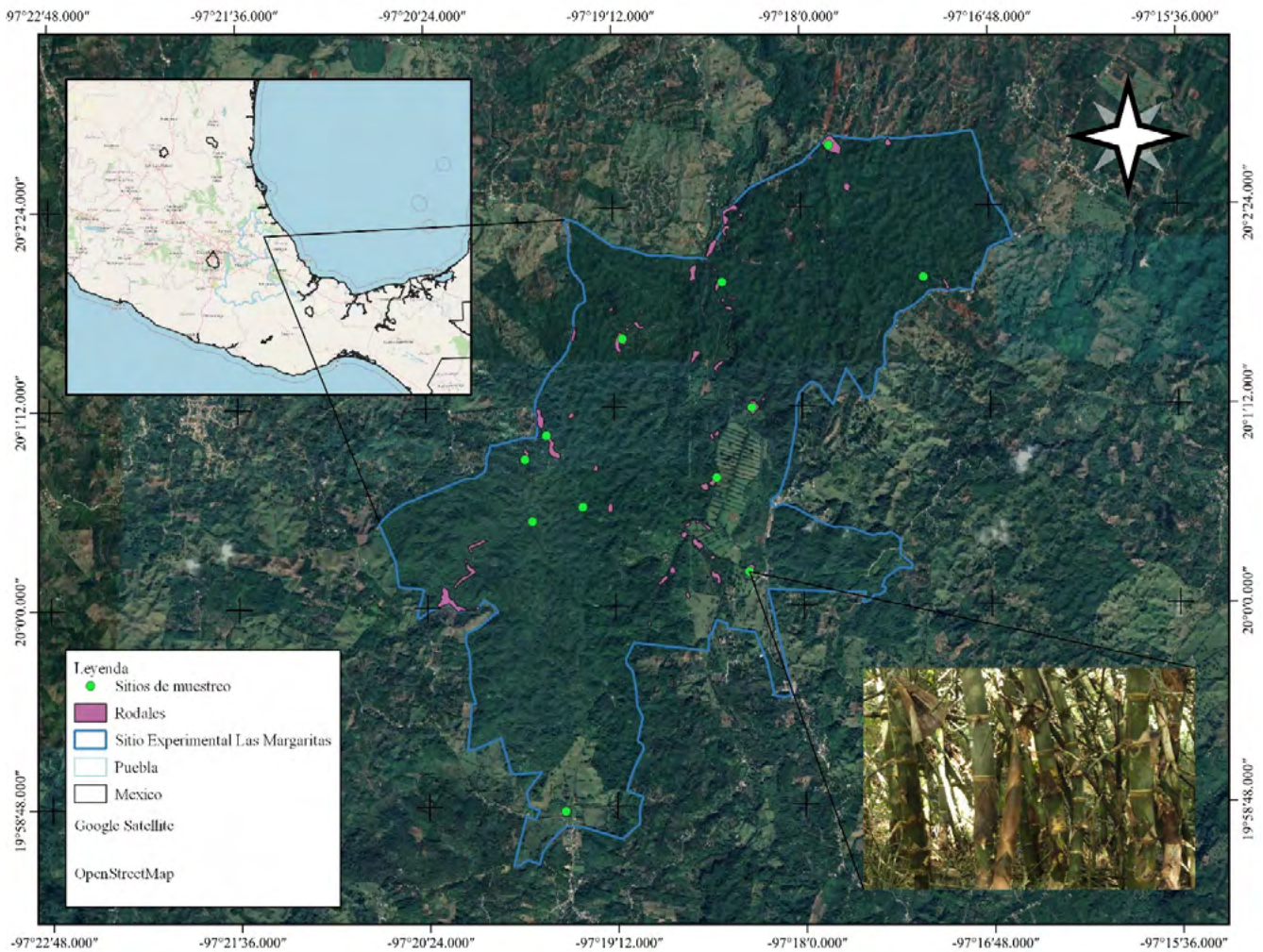


Figura 1. Distribución de rodales del bambú en el Sitio Experimental “Las Margaritas”, Puebla, México.

### Metodología

Se ubicaron 39 rodales de *G. aculeata* con el apoyo de una imagen de satélite (image©2019 Maxar technologies) del servidor en línea Google® Earth®, mismos que se verificaron mediante recorridos de campo. Con esta información geográfica, se establecieron 12 sitios de muestreo, cada uno con dimensiones de 10 x 10 m distribuidos al azar, a cada individuo de bambú se le midió y registró el diámetro normal ( $D_n$ ) a 1.3 m sobre suelo. Para cada ejemplar se estimó la biomasa base seca de los componentes estructurales: culmo, ramas y follaje, mediante la sumatoria de estos tres componentes se obtuvo la biomasa aérea total; para tal objeto, se utilizó un sistema de ecuaciones aditivas de biomasa aérea base seca referido en Ordoñez-Prado *et al.* (2022), cuya estructura matemática y parámetros se muestran en las ecuaciones 1 a 4.

$$Y_c = \exp(-2.44613) D_n^{2.446172} \quad (R_{adj}^2 = 0.93, RCME = 4.2849) \quad (1)$$

$$Y_r = \exp(-5.4065) D_n^{2.494163} \quad (R_{adj}^2 = 0.63, RCME = 0.7115) \quad (2)$$

$$Y_f = \exp(-8.82811) D_n^{3.7639121} \quad (R_{adj}^2 = 0.42, RCME = 0.9904) \quad (3)$$

$$Y_T = Y_c + Y_r + Y_f \quad (4)$$

donde  $Y_c$ ,  $Y_r$ ,  $Y_f$  y  $Y_T$  corresponden a la biomasa estimada del culmo, ramas, follaje y biomasa aérea total, respectivamente.

Posteriormente, la biomasa estimada para cada componente estructural de cada bambú fue multiplicada por la concentración de carbono fijado, misma que, mediante análisis de laboratorio se determinó en: 46 %, 44 % y 42 % para culmos, ramas y follaje, respectivamente, con ello se obtuvo el carbono almacenado por hectárea.

### Análisis

Se generó un inventario de biomasa y carbono de los bambusales del área de estudio a través de un muestreo simple aleatorio. Se estimó el promedio de biomasa por hectárea, la desviación estándar e intervalos de confianza al 95 % de confiabilidad, así como el error de muestreo. El inventario de biomasa se realizó para una superficie total de 64 ha conformadas exclusivamente por vegetación del taxón de bambú estudiado. El inventario de carbono se expresó en  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

## Resultados y Discusión

Se determinó que los rodales de bambú *G. aculeata* capitalizan en promedio  $263.14 \pm 10.13 \text{ Mg ha}^{-1}$  de biomasa aérea total, el culmo es el componente estructural del bambú que más biomasa almacena con el 91 %, mientras que, las ramas albergan solo el 5 % y el restante 4 % se encuentra en el follaje. En el Cuadro 1, se muestran los reservorios de carbono por unidad de superficie de los componentes estructurales culmo, ramas y follaje. Los resultados obtenidos son superiores a los reportados para plantaciones comerciales de *B. oldhamii* Munro y *G. angustifolia* Kunth, establecidas en la misma región de estudio (Aguirre *et al.*, 2018), lo que evidencia que los rodales de *G. aculeata* se encuentran en zonas con características fisiográficas idóneas para su desarrollo. También, los resultados son superiores a la reportados por López-Martell *et al.* (2018), quien reporta un promedio de  $70.9 \text{ Mg ha}^{-1}$  para *B. vulgaris* Schrader ex Wendland en la provincia de Granma, Cuba.

Se estimó un promedio de  $120.34 \pm 6.81 \text{ Mg ha}^{-1}$  de carbono almacenado en la biomasa aérea, las proporciones por componente estructural son similares a la distribución de la biomasa. En el Cuadro 1, se presentan los valores promedios de carbono almacenado en los componentes estructurales de culmos. Las estimaciones del contenido de carbono conducen a reafirmar el alto potencial que tienen los bosques de bambú para capturar y almacenar carbono, aunque la fijación de carbono es ligeramente menor que en las especies arbóreas, su rápido crecimiento y producción constante es una fortaleza y ventaja comparativa que poseen estos ecosistemas para capturar carbono. Los resultados obtenidos son menores a los reportados por Fonseca-González y Rojas (2016), quienes para plantaciones de *D. latiflorus* estimaron  $186.73 \text{ Mg ha}^{-1}$ , mientras que, para plantaciones de *G. angustifolia* Kunth y *G. aculeata* Rupr. reportan  $117.74 \text{ Mg ha}^{-1}$ , valor menor al determinado en el presente estudio. Sin embargo, son similares a la consignada por García-Soria y Del Castillo (2015), quienes para bosques naturales de bambú *G. sarcocarpa* Londoño & Peterson en Perú, registraron un almacenamiento de carbono de  $121.86 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

**Cuadro 1.** Biomasa y carbono almacenado en bambusales de *Guadua aculeata* Rupr. del Sitio Experimental “Las Margaritas”, Puebla, México.

Componente	Biomasa base seca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Inventario de biomasa total en el predio (Mg)	Contenido de carbono ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Inventario de carbono total en el predio (Mg)
Culmo	$238.57 \pm 8.92$	$15,268.41 \pm 570.72$	$109.74 \pm 6.05$	$7,023.47 \pm 387.08$
Ramas	$13.91 \pm 2.15$	$890.15 \pm 137.80$	$6.12 \pm 1.43$	$391.66 \pm 91.41$
Follaje	$10.66 \pm 1.89$	$682.38 \pm 120.65$	$4.48 \pm 1.22$	$286.60 \pm 78.19$
Total	$263.14 \pm 10.13$	$16,840.94 \pm 61.87$	$120.34 \pm 6.81$	$7,701.73 \pm 435.78$

De los 39 rodales de bambú *G. aculeata* identificados, se determinó que en promedio tienen una superficie de 1.5 ha, mínima de 0.5 ha y máxima de 5.6 ha, la superficie acumulada de los pequeños

rodas ascendió a 64 ha. Este aspecto y el porte que el taxón alcanza son relevantes porque con base en la FAO (2012) y Chazdon *et al.* (2016), para que algún tipo de vegetación sea considerado como bosque, por definición debe de cumplir con los criterios de tener una extensión mínima de 0.5 ha, altura de la vegetación superior a 5 m y cobertura del dosel mayor al 10 %; en este sentido, *G. aculeata* satisface tales criterios y reúne las condiciones para que sea considerada su inclusión en la política ambiental internacional REDD+, la cual está orientada a mitigar los efectos adversos que provoca el problema de cambio climático global.

Si bien, la superficie total puede ser considerada como pequeña, esta almacena una cantidad importante de biomasa aérea, la cual con base en el inventario forestal alcanzó las  $16,840.94 \pm 61.87$  Mg, en tanto que, el carbono almacenado fue de  $7,701.73 \pm 435.78$  Mg de carbono orgánico. Los rodales tienden a distribuirse en los márgenes de corrientes de agua, por lo que se infiere que esta especie de bambú, adicional a la captura de carbono también cumple una función y da un servicio de tipo hidrológico y de protección contra la erosión del suelo. El tamaño de los rodales puede estar explicado por el manejo histórico del predio como área de pastoreo, por tanto, la extensión de estos en el pasado se mantuvo bajo control.

Los resultados evidencian el potencial de los ecosistemas de bambú como sumideros de carbono. Por lo que, el bambú nativo *G. aculeata* presta un servicio ambiental importante y puede ser considerada como una especie con alto potencial para la mitigación de gases de efecto invernadero.

## Conclusiones

El inventario forestal de los rodales de bambú compuestos de *G. aculeata* permitió cuantificar la biomasa y el carbono almacenado en el estrato aéreo de un ecosistema poco estudiado como lo es los bambudales. El estudio realizado proporciona información básica relevante sobre el potencial para almacenar carbono de una especie de bambú nativo y de rápido crecimiento. Las  $109.74 \pm 6.05$  Mg ha<sup>-1</sup> de carbono almacenadas en los rodales de bambú, los colocan a la par de ecosistemas como los bosques templados, por lo que representan una alternativa que puede contribuir a mitigar los efectos del cambio climático, restaurar áreas degradadas y proteger riberas de ríos.

## Literatura citada

- Aguirre-Cadena, J. F., B. Ramírez-Valverde, J. Cadena-Iñiguez, J. P. Juárez-Sánchez, L. Caso-Barrera, y D. Martínez-Carrera, 2018. Biomasa y carbono en *Guadua angustifolia* y *Bambusa oldhamii* en dos comunidades de la sierra Nororiental de Puebla, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), pp.1701-1708. Disponible en: <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v66n4/0034-7744-rbt-66-04-1701.pdf>
- Ceccon, E. y P. A. Gómez-Ruiz. 2019. Las funciones ecológicas de los bambúes en la recuperación de servicios ambientales y en la restauración productiva de ecosistemas. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), pp.679-691. Disponible en: <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v67n4/0034-7744-rbt-67-04-679.pdf>
- Chazdon, R. L., P. H. S. Brancalion, L. Laestadius, A. Bennett-Curry, K. Buckingham, C. Kumar, and S. J. Wilson. 2016. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5), pp.538-550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>
- Clark, L. y F. Ely. 2011. Géneros de bambúes leñosos (Poaceae: Bambusoideae: Arundinarieae, Bambuseae) de Venezuela. *Acta Botánica Venezolánica*, 34(1), pp.79-103. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/44512561>
- Darabant, A., M. Haruthaithanasan, W. Atkila, T. Phudphong, E. Thanavat, and K. Haruthaithanasan, 2014. Bamboo biomass yield and feedstock characteristics of energy plantations in Thailand. *Energy Procedia*, 59, pp.134-141. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.359>
- FAO. 2012. FRA 2015 terms and definitions. Forest Resources Assessment Working Paper 180. Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/ap862e/ap862e.pdf>
- Fonseca-González, W. y V. M. Rojas. 2016. Acumulación y predicción de biomasa y carbono en plantaciones de bambú en Costa Rica. *Ambiente y Desarrollo*, 20(38), pp.85-98. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.ayd20-38.apbc>
- García-Soria, D. y D. Del Castillo-Torres, 2015. Estimación del almacenamiento de carbono y estructura en bosques con presencia de bambú (*Guadua sarcocarpa*) de la comunidad nativa Bufo Pozo, Ucayali, Perú. *Folia Amazónica*, 22 (2), pp.105-103. <https://doi.org/10.24841/fa.v22i1-2.53>



- Liu, Y., G. Zhou, H. Du, F. Berninger, F. Mao, X. Li, L. Chen, L. Cui, Y. Li, D. Zhu and L. Xu. 2018. Response of carbon uptake to abiotic and biotic drivers in an intensively managed Lei bamboo forest. *Journal of Environmental Management*, 223, pp.713-722. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.046>
- López-Martell, A. 2008. Rendimiento de biomasa de *Bambusa vulgaris* y su relación con la protección de los suelos en la provincia de Granma, Cuba. *Zootecnia Tropical*, 26(3), pp.275-277. Disponible en: <http://ve.scielo.org/pdf/zt/v26n3/art25.pdf>
- Ordóñez-Prado, C., J. C. Tamarit-Urias, E. Buendía-Rodríguez y G. Orozco-Gutiérrez. 2022. Estimación e inventario de biomasa y carbono del bambú nativo *Guadua aculeata* Rupr. en Puebla, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 25, 047.
- Yuen, J. Q., T. Fung, and A. D. Ziegler. 2017. Carbon stocks in bamboo ecosystems worldwide: Estimates and uncertainties. *Forest Ecology and Management*, 393, pp.113-138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.017>
- Ziccardi, L. G., P. M. L. De Alencastro-Graça, E. O. Figueiredo, and P. M. Fearnside. 2019. Decline of large-diameter trees in a bamboo-dominated forest following anthropogenic disturbances in southwestern Amazonia. *Annals of Forest Science*, 76(110), pp.1-13. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0901-4>

## 5.25. Respuesta de la humedad de suelo a los pulsos de precipitación en el bosque tropical seco del noroeste de México

Luque-Apodaca Heira L.<sup>1</sup>; Gaxiola-Ortiz Francisco J.<sup>1</sup>; Garatuza-Payan J.<sup>1</sup>; Rivera Miguel A.<sup>1</sup>; Yépez Enrico A.<sup>1</sup> y Sánchez-Mejía Zulia M.<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur, Colonia Centro, CP 85000, Ciudad Obregón, Sonora

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

### Resumen

En el noroeste de México los bosques tropicales secos (BTS) encuentran su distribución más norteña en Sonora. Esta región es influenciada por el Monzón de Norteamérica (NAM), periodo de julio a septiembre en donde se registra la precipitación. La frecuencia y cantidad de precipitación se registra en pulsos. Dicha precipitación controla otros componentes del ciclo hidrológico como la humedad del suelo que influye en procesos ecosistémicos. El objetivo de este estudio fue calibrar un sensor de neutrones de rayos cósmicos (CRNS) en el BTS y evaluar la respuesta de la humedad de suelo a los eventos de precipitación. Para realizar el estudio, se calibró el CRNS y se determinó contenido volumétrico de la humedad del suelo ( $\theta$ ), posteriormente se realizaron análisis de estadística descriptiva y frecuencia para caracterizar la variabilidad de la humedad de suelo con respecto a la precipitación interanual de los 6 años estudiados (2013-2018). Notablemente el CRNS es sensible a pulsos chicos y pulsos grandes independientemente de la humedad antecedente.

**Palabras Clave:** *selva baja caducifolia; Monzón de Norteamérica; Sensor de Neutrones de Rayos Cósmicos.*

### Abstract

In northwestern Mexico, tropical dry forests (TDF) have their northernmost distribution in Sonora. This region is influenced by the North American Monsoon (NAM), a period from July to September when precipitation is recorded. The frequency and amount of precipitation is recorded in pulses. This precipitation controls other components of the hydrological cycle such as soil moisture that influences ecosystem processes. The objective of this study was to calibrate a Cosmic Ray-Neutron Sensor (CRNS) at the BTS and evaluate the response of soil moisture to precipitation events. To conduct the study, the CRNS was calibrated and volumetric soil moisture content ( $\theta$ ) was determined, then descriptive statistics and frequency analyses were performed to characterize the variability of soil moisture with respect to interannual precipitation for the 6 years studied (2013-2018). Notably, CRNS is sensitive to small pulses and large pulses regardless of antecedent moisture.

**Key words:** *tropical deciduous rainforest, North American Monsoon, Cosmic Ray Neutron Sensor*

### Introducción

Las regiones áridas y semiáridas cubren alrededor del 40% de la superficie terrestre (Právǎlie, 2016). Éstas regiones son vulnerables a cambios en procesos ecosistémicos y ciclos biogeoquímicos debido a cambios en el régimen de precipitación (Nielsen & Ball, 2015). En México la distribución más norteña del bosque tropical seco (BTS) se encuentra la región semiárida de Sonora (Álvarez-Yépez et al., 2008; Martin et al., 1998). Esta vegetación se caracteriza por ser caducifolia en la época seca y restablece su dosel durante la temporada húmeda (Londoño-Lemos et al., 2022), controlada por el Monzón de Norte

América (NAM) (Gochis et al., 2006). Sin embargo, se ha observado que los pulsos de precipitación invernales son un legado de humedad que es aprovechada con la transición de la época fría a la cálida (Verduzco et al., 2015).

El régimen de precipitación, es decir, la frecuencia, cantidad, y temporalidad tiene un efecto profundo en procesos ecosistémicos como la humedad de suelo y la distribución de agua en distintas capas del suelo (Huxman et al., 2004; Loik et al., 2004). Los ecosistemas responden a pulsos que humedecen la parte superficial del suelo y la parte profunda, cambiando el albedo y la partición de los flujos de energía (Sanchez-Mejia & Papuga, 2014), así como la partición de la evapotranspiración en sus componentes de evaporación de suelo y transpiración (Cavanaugh et al., 2011; Uuh- Sonda et al., 2022).

La variación de la humedad del suelo podría afectar el intercambio neto del ecosistema a través de procesos de fotosíntesis y respiración (Rojas- Robles et al., 2020; Verduzco et al., 2015). Así como, el contenido de carbono orgánico disuelto en el suelo a través del exudado de las raíces, y por lo tanto la disponibilidad y la retención de N del suelo y la absorción de N de las plantas (Liang et al., 2022).

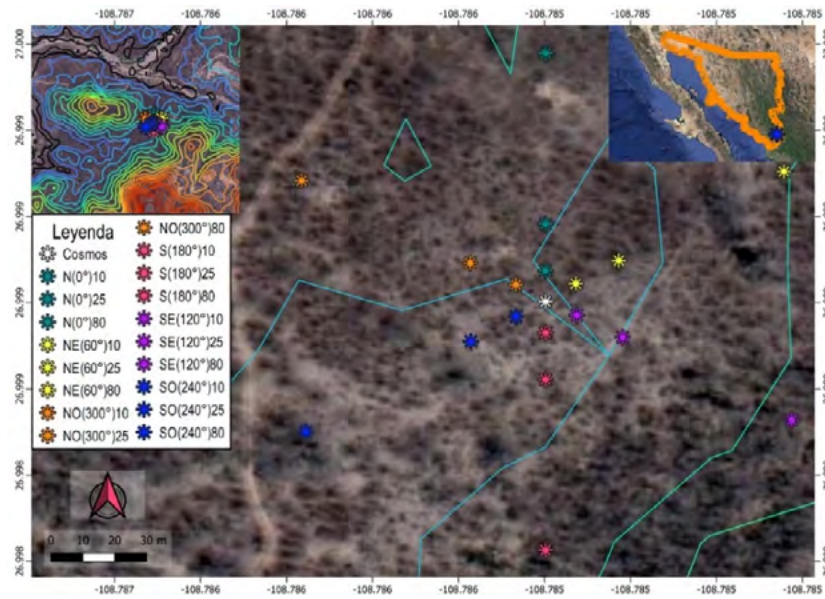
Dado que la humedad de suelo es una variable fundamental para estudios ecohidrológicos se ha desarrollado tecnología que pueda monitorearla a escala ecosistema, entre estas tecnologías destaca el Sensor de Neutrones de Rayos Cósmicos (CRNS, Cosmic-Ray Neutron Sensor) (Shuttleworth et al., 2013; Zreda et al., 2012). Con esta tecnología se contabilizan los neutrones provenientes del espacio exterior que han interactuado con las fuentes de hidrógeno en la superficie y por lo tanto con una calibración local y una serie de correcciones atmosféricas (Rosolem et al., 2013) se estima la humedad de suelo (Franz et al., 2012). Las sondas de neutrones de rayos cósmicos detectan y cuentan el número de neutrones presentes en el suelo y en el aire justo por encima de este, los suelos más secos contienen más neutrones rápidos, mientras que en los suelos más húmedos esos neutrones escasean porque hay más hidrógeno del agua disponible para absorber la energía (Benzinger & Jawerth, 2018)

En este estudio se instaló y calibró un CRNS en el BTS para caracterizar la respuesta de la humedad de suelo al régimen de precipitación. Hipotetizamos que la variación de la humedad de suelo se encuentra relacionada a las características los pulsos de precipitación como la frecuencia, cantidad, y temporalidad propiciados por el NAM.

## **Materiales y Métodos**

### *Sitio de estudio*

El estudio se llevó a cabo en un parche de Bosque Tropical Seco (BTS) que fue desmontado y cuenta con 10 años en estado de recuperación, el sitio se encuentra en el rancho “El Guayabo”, este pertenece a la Reserva Monte Mojino (ReMM) que a su vez se encuentra ubicado en El Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF – SARC) y se localiza en el sureste del estado de Sonora, dentro del municipio de Álamos (26° 52' 48" N, 108° 34' 12" W, Fig 1). El clima es cálido semiárido BS1(h')hw(e), cuenta con una temperatura media anual de 24.3°C y una precipitación anual de 712 mm (Estación meteorológica San Bernardo, Comisión Nacional del Agua). Destacan dos estaciones una seca (Dic - May) y una húmeda (Jun - Nov) (Rojas- Robles et al., 2020).



**Figura 1** Distribución de los puntos de calibración alrededor del CRNS (Sensor de Neutrones de Rayos C3smicos, en el Bosque Tropical Seco (BTS) en el noroeste de M3xico.

### *Calibraci3n del sensor*

Se instal3 un CRNS del 2013 al 2018, sin embargo, debido a fallas de energ3a en el 2013 y 2015 menos del 10% de datos fueron colectados. Alrededor del CRNS se establecieron puntos de muestreo al norte ( $0^\circ, 60^\circ, 300^\circ$ ) y sur ( $120^\circ, 180^\circ, 240^\circ$ ) a 10, 25 y 80 m de distancia (Figura 1). En cada punto de muestreo se tomaron n3cleos a 2.5, 7.5, 12.5, 17.5, 22.5, y 27.5 cm de profundidad.

Con el suelo colectado se estim3 la humedad gravim3trica, la humedad asociada al carbono org3nico y el agua l3tica (Stevanato et al., 2019). Se siguieron las correcciones estandarizadas para obtener humedad de suelo a partir de los neutrones registrados (Gaxiola-Ortiz et al., 2021).

### *An3lisis estad3sticos*

Se realizaron an3lisis de estad3sticas descriptivas y frecuencias. En los an3lisis de precipitaci3n se omitieron los d3as sin lluvia ( $PPT=0$  mm).

## **Resultados y Discusi3n**

Se colectaron seis a3os de datos (2013-2018), se observa la marcada estacionalidad, con a3os menos h3medos que otros (Figura 2a).

El a3o m3s seco fue 2013 con 357 mm, mientras que el a3o m3s h3medo fue el 2018 con 856 mm. La humedad responde a la entrada de agua v3a precipitaci3n. En el 2016 se observ3 una mayor humedad de suelo promedio (31%) mientras que en el 2014 el promedio fue menor (23%).

El patr3n de la precipitaci3n sigue el Monz3n de Norteam3rica, concentrando la lluvias de julio a octubre (Figura 2a). Por otro lado, en el 2013, 2015 y 2017 se observan lluvias invernales (Figura 2a). Adicionalmente, se observa que en el 2018 hay lluvias de mayor cantidad y tambi3n son 20% m3s frecuentes. La precipitaci3n var3a interanualmente como se ha observado en otros estudios regionales (Gochis et al., 2006).

En cuanto a lo detectado por el sensor de neutrones de rayos c3smicos (CRNS), se observa que el n3mero de neutrones contabilizados disminuye cuando hay precipitaci3n (Figura 2b), as3 como la profundidad de detecci3n (Figura 2c). La humedad de suelo responde a los pulsos de precipitaci3n (Figura

2d), los valores más altos se observan seguidos de los mayores pulsos de PPT. Por otro lado, se observa que la variabilidad de la  $\theta$  en respuesta a los pequeños pero continuos pulsos (Figura 2d).

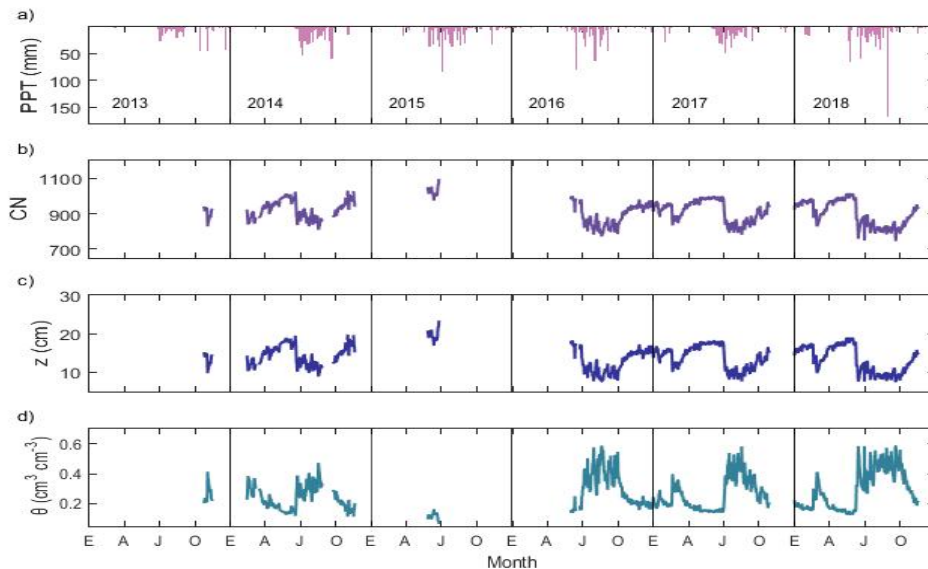


Figura 2. Serie de tiempo a escala diaria (2013-2018) se observa a) Precipitación (PPT), b) Conteo de neutrones (CN), c) la profundidad de la señal de sensor de rayos cósmicos (z) y e) humedad de suelo ( $\theta$ ).

La precipitación varía interanualmente, sin embargo, en este BTS los pulsos pequeños ( $PPT < 2.5$ ) son los más frecuentes independientemente del año (Figura 3). Por otro lado, pulsos de más de 25 mm fueron más frecuentes en el 2018, mientras que en el 2017 se presentaron eventos de diversos tamaños más que en otros años.

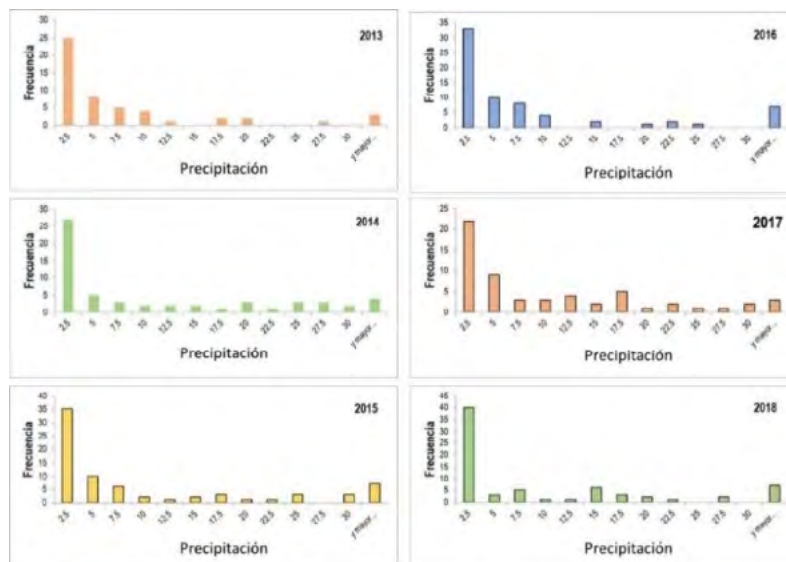


Figura 3. Histograma de la frecuencia de la precipitación para cada año de estudio.

Notablemente el sensor de rayos cósmicos muestra sensibilidad a los cambios en la humedad del suelo por la entrada de pulsos chicos o pulsos grandes como se muestra en la Figura 4 ya que ambos tipos de pulsos suceden en toda la distribución de tamaños de humedad, además de que este responde independientemente de humedad antecedente.

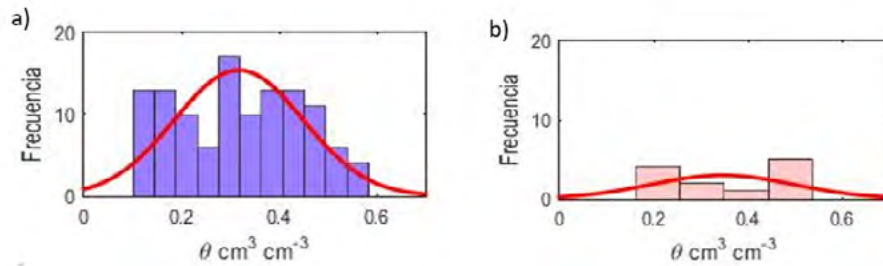


Figura 4. Funciones de densidad probabilística de la humedad de suelo durante pulsos pequeños de precipitación <2.5 mm (a) y grandes > 25 mm (b).

A escala estacional durante la época húmeda (EH) se observó menor humedad en el 2015 con un valor de  $0.12 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  ( $\pm 0.02$ ), mientras que el más alto se registró en el año 2018 con un promedio de  $0.38 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  ( $\pm 0.10$ ). Con respecto a la época seca (ES) en el año 2015 se observó  $0.11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  ( $\pm 0.01$ ) el más bajo, por otro lado, el año 2014 registró el más alto  $0.21 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  ( $\pm 0.06$ ) (Figura 5).



Figura 5. Promedio y desviación estándar de la humedad de suelo donde se observa la época húmeda (EH) que va de junio a noviembre y época seca (ES) que comprende los meses de diciembre a mayo.

## Conclusiones

La información proveniente del CRNS permite estimar la humedad de suelo en el BTS, adicionalmente se detectaron cambios en función de los pulsos de precipitación. Por lo que el CRNS es una herramienta confiable para evaluar la dinámica de la humedad del suelo en este bosque de sucesión temprana y se enfatiza la necesidad de hacer más evaluaciones para investigar la dinámica de la humedad del suelo como curvas de decaimiento.

## Agradecimientos

Al financiamiento de CONACYT Ciencia-Básica 286494 por el apoyo con beca a Heira Luque. Al apoyo de estudiantes de la carrera de Ingeniero en Ciencias Ambientales y Maestría en Ciencias en Recursos Naturales. El apoyo financiero del programa PROFAPI-ITSON para Cuerpos Académicos y al Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA) por los fondos del proyecto 23699-2019. Agradecemos al equipo de Naturaleza y Cultura Internacional y al Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui por los permisos y las instalaciones de acceso al sitio de monitoreo.

## Literatura citada

Álvarez-Yépez, J. C., A. Martínez-Yrizar, A. Búrquez and C. Lindquist 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.

- Benzinger, B. y N. Jauerth. 2018. *Rayos cósmicos para medir los niveles de humedad del suelo* | OIEA.
- Cavanaugh, M. L., S. A. Kurc and R. L. Scott. 2011. Evapotranspiration partitioning in semiarid shrubland ecosystems: a two-site evaluation of soil moisture control on transpiration. *Ecohydrology*, 4(5), 671–681. <https://doi.org/10.1002/eco.157>
- Franz, T. E., M. Zreda, R. Rosolem and T. P. A. Ferre. 2012. Field Validation of a Cosmic-Ray Neutron Sensor Using a Distributed Sensor Network. *Vadose Zone Journal*, 11(4), vzj2012.0046. <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0046>
- Gaxiola-Ortiz, F., J. C. Álvarez-Yépez, T. Franz, J. Garatuza-Payan, M. Guevara, O. Peñuelas-Rubio, R. Rosolem, J. Torres-Velázquez, E. A. Yepez and Z. Sanchez-Mejía. 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>
- Gochis, D. J., L. Brito-Castillo and W. J. Shuttleworth. 2006. Hydroclimatology of the North American Monsoon region in northwest Mexico. *Journal of Hydrology*, 316(1–4), 53–70. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.04.021>
- Huxman, T. E., K. A. Snyder, D. Tissue, A. J. Leffler, K. Ogle, W. T. Pockman, D. R. Sandquist, D. L. Potts and S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia*, 141(2), 254–268. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1682-4>
- Liang, C., Y. Yue, J. Q. Gao, X. Y. Zhang, Q. W. Li and F. H. Yu. 2022. Effects of soil moisture on organic and inorganic nitrogen uptake by dominant plant species in Zoigê alpine wetlands. *Ecological Indicators*, 141, 109087. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.109087>
- Loik, M. E., D. D. Breshears, W. K. Lauenroth and J. Belnap. 2004. A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: Climatology and ecohydrology of the western USA. *Oecologia*, 141(2), 269–281. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1570-y>
- Londoño-Lemos, V., J. Tapasco-García, O. Escobar-Hadechini, S. Madriñán, V. Londoño-Lemos, J. Tapasco-García, O. Escobar-Hadechini y S. Madriñán. 2022. Vegetación leñosa de un remanente de bosque seco tropical en el Caribe colombiano. *Colombia Forestal*, 25(1), 51–66. <https://doi.org/10.14483/2256201X.17920>
- Martin, P. S., D. Yetman, M. Fishbein, P. Jenkins, T. R. Van-Devender and R. K. Wilson. 1998. *Gentry's Rio Mayo Plants: The Tropical Deciduous Forest & Environs of Northwest Mexico*. University of Arizona Press.
- Nielsen, U. N. and B. A. Ball. 2015. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. *Global Change Biology*, 21(4), 1407–1421. <https://doi.org/10.1111/gcb.12789>
- Právělie, R. 2016. Drylands extent and environmental issues. A global approach. *Earth-Science Reviews*, 161, 259–278. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.003>
- Rojas- Robles, N. E., J. Garatuza- Payán, J. C. Álvarez- Yépez, Z. M. Sánchez- Mejía, R. Vargas and E. A. Yépez. 2020. Environmental Controls on Carbon and Water Fluxes in an Old- Growth Tropical Dry Forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(8). <https://doi.org/10.1029/2020JG005666>
- Rosolem, R., W. J. Shuttleworth, M. Zreda, T. E. Franz, X. Zeng, and S. A. Kurc. 2013. The Effect of Atmospheric Water Vapor on Neutron Count in the Cosmic-Ray Soil Moisture Observing System. *Journal of Hydrometeorology*, 14(5), 1659–1671. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-12-0120.1>
- Sanchez-Mejia, Z. M. and S. A. Papuga. 2014. Observations of a two-layer soil moisture influence on surface energy dynamics and planetary boundary layer characteristics in a semiarid shrubland. *Water Resources Research*, 50(1). <https://doi.org/10.1002/2013WR014135>
- Shuttleworth, W. J., M. Zreda, X. Zeng, C. Zweck, and T. P. A. Ferré. 2013. *The COsmic-ray Soil Moisture Observing System (COSMOS): a non-invasive, intermediate scale soil moisture measurement network. April 2014*. <https://doi.org/10.7558/bhs.2010.ic111>
- Stevanato, L., G. Baroni, Y. Cohen, F. C. Lino, S. Gatto, M. Lunardon, F. Marinello, S. Moretto and L. Morselli. 2019. A novel cosmic-ray neutron sensor for soil moisture estimation over large areas. *Agriculture (Switzerland)*, 9(9). <https://doi.org/10.3390/agriculture9090202>
- Uuh- Sonda, J. M., B. Figueroa- Espinoza, H. A. Gutiérrez- Jurado and L. A. Méndez- Barroso. 2022. Ecosystem Productivity and Evapotranspiration Dynamics of a Seasonally Dry Tropical Forest of the Yucatan Peninsula. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 127(1). <https://doi.org/10.1029/2019JG005629>
- Verduzco, V. S., J. Garatuza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua and E. R. Vivoni. 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>
- Zreda, M., W. J. Shuttleworth, X., Zeng, C. Zweck, D. Desilets, T. Franz and R. Rosolem. 2012. COSMOS: the COsmic-ray Soil Moisture Observing System. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(11), 4079–4099. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4079-2012>

## 5.26. Propiedades del suelo y carbono almacenado en un gradiente altitudinal en la Sierra Madre Oriental

Nava-Reyna Erika<sup>1,\*</sup>; Cerano-Paredes Julián<sup>1</sup>; Marcial-Pablo Mariana de Jesús<sup>1</sup> y Constante-García Vicenta<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias CENID-RASPA, Km. 6.5 margen derecha, Canal de Sacramento, C.P. 35079, Gómez Palacio, Dgo., México

\* Autor para correspondencia: nava.erika@inifap.gob.mx

### Resumen

Existe un incremento del interés mundial por evaluar el potencial de diferentes ecosistemas para secuestrar C, derivado de la preocupación por el cambio climático. No obstante, los estudios sobre el impacto de la altitud sobre la mineralización de la materia orgánica del suelo en regiones áridas y semiáridas son aún escasos. Por lo anterior, el presente proyecto tuvo como objetivo establecer las variaciones en las propiedades químicas del suelo, el carbono orgánico del suelo y las comunidades microbianas y su metabolismo en un gradiente altitudinal en el Cañón de San Lorenzo, dentro de la Sierra Madre Oriental en el noreste árido de México. Los resultados demostraron un mayor contenido de nitrógeno total, carbono orgánico total y materia orgánica del suelo conforme incrementó la elevación. Por el contrario, la actividad enzimática  $\beta$ -glucosidasa y N-acetil-glucosaminidasa disminuyeron con la altitud. De esta forma, los cambios en los factores climáticos y la vegetación, derivados de la altitud, influyen en las propiedades químicas del suelo, las comunidades microbianas y el secuestro de carbono en el suelo. Además, una altitud superior a 2600 m.s.m. parece favorecer la acumulación y humificación de la materia orgánica del suelo.

**Palabras clave:** *elevación, bosque, zonas áridas, secuestro de carbono, microorganismos.*

### Abstract

There is an increase in global interest in evaluating the potential of different ecosystems to sequester C, derived from concerns about climate change. However, studies on the impact of altitude on soil organic matter mineralization in arid and semi-arid regions are still scarce. Therefore, the aim of this project was to establish the variations in the chemical properties of the soil, soil carbon capture, the microbial communities, and their metabolism in an altitudinal gradient in the San Lorenzo Canyon, within the Sierra Madre Oriental in the arid northeast of Mexico. Results showed a higher content of total nitrogen, total organic carbon, and soil organic matter as elevation increased. In contrast,  $\beta$ -glucosidase and N-acetyl-glucosaminidase enzyme activity decreased with altitude. In this way, changes in climatic factors and vegetation, derived from altitude, influence the soil-chemical properties, affecting the microbial communities, and the soil carbon sequestration. In addition, an altitude greater than 2600 m.a.s.l. seems to improve the accumulation and humification of soil organic matter.

**Key words:** *elevation, forest, arid-lands, carbon sequestration, microorganisms.*

### Introducción

En los últimos años se han incrementado los estudios del secuestro biológico de carbono (C) en sistemas terrestres y oceánicos, ya que existe un particular interés en el entendimiento del ciclo del C global que se relaciona directamente con el cambio climático, puesto que el incremento de los almacenes



naturales para el C es la mejor práctica de manejo para la reducción de C atmosférico. Sin embargo, en los ecosistemas terrestres los estudios se han enfocado principalmente a zonas templadas y tropicales, por lo que existe un déficit de información sobre el almacén de C en zonas áridas y semiáridas. Mas aún, los ecosistemas áridos y semiáridos representan cerca del 30% de la superficie total del planeta (Wang et al., 2014), y son altamente vulnerables al cambio climático debido a la escases de lluvias, alta radiación y evaporación de agua (Nyantakyi-Frimpong & Bezner-Kerr, 2015). Los almacenes naturales de C en regiones áridas y semiáridas incluyen matorrales, tierras de cultivo, pastizales y reforestación, al aumentar la absorción de CO<sub>2</sub> y almacenamiento (Trabucco et al., 2008).

Las propiedades geográficas del sitio, del suelo, la materia orgánica y la diversidad y composición de la biota del suelo son claves en el almacenamiento de C y N (Delgado-Baquerizo et al., 2017; Walker et al., 2018). Mas aún, la altitud es considerada un factor en el ciclo de nutrientes dada su influencia en los componentes bióticos y abióticos en los ecosistemas forestales, ya que, aunque no influye directamente en la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS), si lo hace indirectamente por condicionar la vegetación, las condiciones climatológicas y las propiedades del suelo (Tsozué et al., 2019). A pesar de lo anterior, las relaciones cuantitativas entre la topografía y la dinámica de C no están bien establecida en múltiples regiones y ecosistemas (Hattar et al., 2010), sobre todo en relación a un gradiente altitudinal.

Es por lo anterior, que la presente investigación tuvo como objetivo establecer las variaciones en las propiedades químicas del suelo, la captura de carbono y las comunidades microbianas y su metabolismo en un gradiente altitudinal en el Cañón de San Lorenzo, dentro de la Sierra Madre Oriental en el Noreste de México.

## Materiales y Métodos

### Descripción del sitio de estudio y muestreo

El estudio se llevó a cabo en un gradiente altitudinal en el Cañón de San Lorenzo al sureste de la ciudad de Saltillo, Coahuila, el cual forma parte de la Sierra Madre Oriental en el noreste de México (Cuadro 1). Esta zona está bajo conservación, por lo cual se trata de una zona no perturbada. Se seleccionaron sitios representativos de la vegetación en la parte alta, media y baja del cañón. Se establecieron parcelas permanentes de muestreo integradas por 4 unidades circulares de registro anidadas en donde se definieron tres estratos (400 m<sup>2</sup> arbolado mayor, 12.56 m<sup>2</sup> renuevo y 1 m<sup>2</sup> herbáceas) distribuida en una superficie de 9 km, 2 en sitios equidistantes del centro a cada 45.14 m en forma de “Y” invertida, de acuerdo a la metodología descrita por el Inventario Nacional Forestal y de Suelos para utilizarse en bosques y zonas áridas (CONAFOR, 2011). Dentro de cada unidad de registro se tomaron aleatoriamente al azar 5 submuestras de suelo de 0–10 cm.

**Cuadro 1. Descripción de las zonas de estudio bajo un gradiente altitudinal en el Cañón de San Lorenzo. PA- Parte alta; PM – Parte media; PB – Parte baja.**

Clave	Región	N	W	Altitud	Especie vegetal dominante
PA	Parte alta	25°20'53.29"	100°57'48.69"	2688	<i>Quercus striatula</i>
PM	Parte media	25°20'21.63"	100°58'16.73"	2222	<i>Lindleya mespiloides</i>
PB	Parte baja	25°20'18.2"	100°58'29.1"	2096	<i>Juniperus flaccida</i>

### Caracterización química del suelo

Los suelos fueron caracterizados por sus propiedades fisicoquímicas ((NOM-021-RECNAT-2000, 2002). Estos parámetros incluyeron densidad aparente, pH, conductividad eléctrica (CE), nitrógeno total (NT), carbono orgánico total (COT) y materia orgánica del suelo (MOS). Asimismo, se calculó la relación C/N.

### *Determinación de las propiedades biológicas del suelo*

Se determinaron las unidades formadoras de colonia por ml (UFC/ml) de bacterias heterotróficas totales y hongos en agar soya tripticaseína, y agar papa dextrosa, respectivamente, por el método de conteo en placa (Germida & de Freitas, 2006).

Por otro lado, se evaluaron las actividades enzimáticas  $\beta$ -glucosidasa y N-acetil-glucosaminidasa (Eivazi & Tabatabai, 1988).

## **Resultados y Discusión**

### *Caracterización química del suelo*

Los resultados de la caracterización química de los suelos a través de un gradiente altitudinal se encuentran en el Cuadro 2. Las propiedades químicas del suelo variaron en función de la altitud. Los contenidos de MOS y COT fueron mayores en la PA, lo cual coincide con los resultados de Kumar et al. (2019), donde la MOS correlacionó negativamente con la temperatura y positivamente con la altitud. El efecto de la altitud sobre el contenido de MOS puede relacionarse con la temperatura, ya que a mayor altitud menor temperatura, lo cual disminuye la actividad microbiana y enzimática, reduciendo así la descomposición de la MOS a mayor altura. Lo anterior pudo verificarse con las determinaciones de actividades enzimáticas del suelo  $\beta$ -glucosidasa y N-Acetilglucosaminidasa disminuyeron en la parte alta (Figura 2), lo que también coincide con su menor contenido de COT (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Propiedades químicas de suelos bajo un gradiente altitudinal en el Cañón de Fernández. PA- Parte alta; PM – Parte media; PB – Parte baja.**

Variable	PB	PM	PA
pH	7.66±0.06 <sup>a</sup>	7.58±0.14 <sup>a</sup>	7.34±0.23 <sup>a</sup>
C.E.	223.77±15.18 <sup>b</sup>	600.23±162.25 <sup>a</sup>	308.23±92.39 <sup>b</sup>
NT, ton ha <sup>-1</sup>	1.86±0.39 <sup>a</sup>	0.72±0.20 <sup>b</sup>	1.26±0.32 <sup>ab</sup>
COT, ton ha <sup>-1</sup>	32.41±2.75 <sup>b</sup>	28.75±5.30 <sup>b</sup>	63.97±8.02 <sup>a</sup>
C/N	18.07±4.41 <sup>b</sup>	55.75±20.30 <sup>a</sup>	52.01±9.71 <sup>a</sup>
MOS, ton ha <sup>-1</sup>	27.58±13.35 <sup>b</sup>	12.10±1.68 <sup>b</sup>	107.96±26.01 <sup>a</sup>

Por otro lado, el contenido de NT fue mayor en la PB, aunque no tuvo diferencia con la PA (Cuadro 1). El nitrógeno acumulado en la PB puede deberse a la mayor tasa de mineralización de la materia orgánica asociada con una mayor temperatura a baja altitud, lo que genera altos niveles de amonio y nitratos (Kumar et al., 2019). No obstante, el contenido de NT en la PA puede estar asociado a una menor degradación de la MOS, lo que no necesariamente es más biodisponible para las plantas, sino que se relaciona con el mayor contenido de mantillo y MOS parcialmente hidrolizada (Gao et al., 2014).

### *Determinación de las propiedades biológicas del suelo*

La mayor cantidad de UFC/g suelo de bacterias se obtuvo en la PM, seguida por la PA y por último la PB (Figura 1). Estudios sugieren que el carbono orgánico y el nitrógeno total son los principales factores que rigen las poblaciones bacterianas (Laldintha & Dkhar, 2015), mientras que otros autores reportan una disminución de las UFC/g de suelo bacterianas con la altitud (Margesin et al., 2009; Rai et al., 2018), lo cual coincide con los resultados de la PM a la PA. No obstante, las comunidades fúngicas cultivables aumentaron con la altitud (Figura 1), tal como reportaron Margesin et al. (2009).

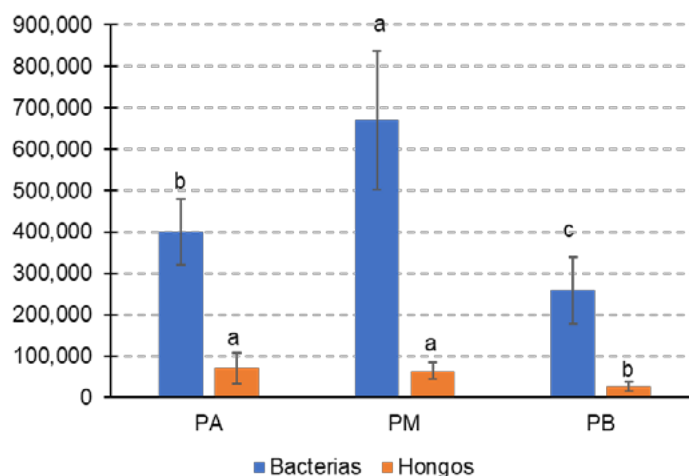


Figura 1. Conteos en placa de las unidades formadoras de colonia (UFC)/g de suelo bajo un gradiente altitudinal en zonas conservadas del Cañón de Fernández.

Adicionalmente, se evaluó la actividad enzimática del suelo, ya que las enzimas extracelulares median la degradación, transformación y mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS). Así, celulasas, glucosidasas, fosfatasa y otras hidrolasas han sido ampliamente estudiadas en relación a sus relaciones estequiométricas y su respuesta a disturbios en el suelo. Estudios indican que la actividad enzimática del suelo está altamente relacionada con la rotación entre los pools de carbono lábil y C recalcitrante (Allison & Vitousek, 2005; Jiang et al., 2014; Sinsabaugh et al., 2008). En relación a la actividad enzimática del suelo, la  $\beta$ -glucosidasa fue mayor en la PM, seguido por la PB y finalmente la PA (Figura 2). De acuerdo con Ivashchenko et al. (2021), la actividad  $\beta$ -D-glucosidasa en el suelo la determina principalmente la calidad de la MOS, reflejada con la correlación entre la actividad de esta enzima con la relación C/N en el suelo (la cual es determinada por la composición de especies de plantas), lo cual no sucedió en esta investigación. No obstante, dado que la  $\beta$ -glucosidasa del suelo hidroliza la celulosa, componente común de los tejidos vegetales, su actividad se relaciona directamente con el contenido de C orgánico del suelo (Banerjee et al., 2016), encontrándose con menor actividad a medida que aumenta la complejidad de la MOS, como en suelos con material orgánico lignificado (Ferraz-Almeida et al., 2015), donde la descomposición de estas estructuras liberan compuestos fenólicos que inhiben la  $\beta$ -glucosidasa (Freeman et al., 2004), razón por la cual los suelos de la PM y PA presentaron más baja actividad enzimática.

En cuando a la  $\beta$ -1,4-N-acetil-glucosaminidasa (NAG), esta enzima juega un papel significativo en la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo por la degradación de la quitina (Xu et al., 2017). Ren et al., 2021 reportaron que la elevación afecta significativamente la actividad enzimática, donde las enzimas relacionadas con el N, incluida la NAG, disminuyen su actividad con la elevación en las montañas de Qinling en China Central. Estos resultados concuerdan con los encontrados en este trabajo, relacionado probablemente con el tipo de vegetación y la temperatura ambiental en los diferentes niveles del gradiente altitudinal.

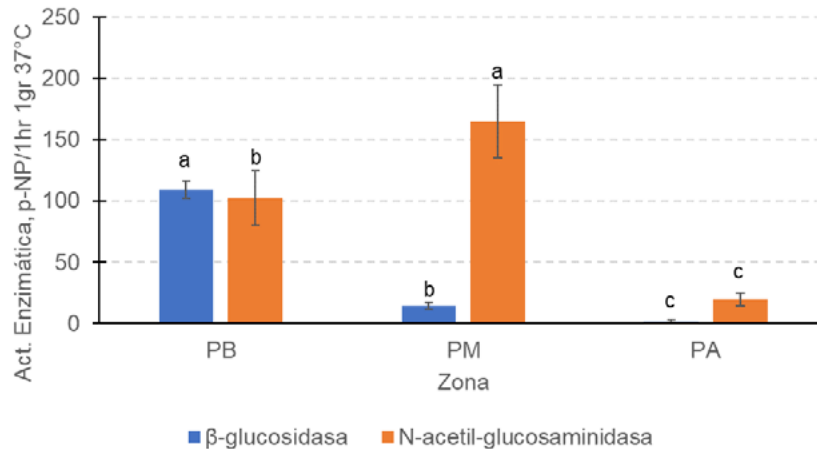


Figura 1. Actividad enzimática del suelo a través de un gradiente altitudinal en la Sierra Madre Oriental al Noreste de México: β-glucosidasa y N-acetil-glucosaminidasa.

## Conclusiones

Los cambios en los factores climáticos y la vegetación, derivados de la altitud, influye en las propiedades químicas del suelo, a la vez de afectar las comunidades microbianas y su metabolismo. Una altitud superior a 2600 m.s.m. parece favorecer la humificación de la materia orgánica del suelo, donde los procesos de mineralización de materia orgánica compleja como lignina está mediada por oxidasas más que por hidrolasas, liberando compuestos fenólicos que inhiben la actividad en hidrolasas como la NAG y la β-glucosidasa.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a Protección de la Fauna Mexicana A.C. (PROFAUNA) por su apoyo al proveer información y apoyo en campo para el desarrollo de esta investigación, en especial al Ing. Arturo Cruz Anaya.

## Literatura Citada

- Allison, S. D. y P. M. Vitousek. 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry* 37(5): 937–944. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2004.09.014>
- Banerjee, S., S. Bora, P. H. Thrall and A. E. Richardson. 2016. Soil C and N as causal factors of spatial variation in extracellular enzyme activity across grassland-woodland ecotones. *Applied Soil Ecology* 105: 1–8. <https://doi.org/10.1016/J.APSSOIL.2016.04.002>
- CONAFOR. 2011. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2011. In *Inventario Nacional Forestal y de Suelos*.
- Delgado-Baquerizo, M., D. J. Eldridge, F. T. Maestre, S. B. Karunaratne, P. Trivedi, P. B. Reich and B. K. Singh. 2017. Climate legacies drive global soil carbon stocks in terrestrial ecosystems. *Science Advances* 3(4): e1602008 [https://doi.org/10.1126/SCIADV.1602008/SUPPL\\_FILE/1602008\\_TABLES1.XLS](https://doi.org/10.1126/SCIADV.1602008/SUPPL_FILE/1602008_TABLES1.XLS)
- Eivazi, F. y M. A. Tabatabai. 1988. Glucosidasas and galactosidasas in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20(5): 601–606. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90141-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90141-1)
- Ferraz-Almeida, R., R. Pinheiro-Da Mota, R. Ferraz-De Almeida, and E. Rezende-Naves. 2015. Soil quality: Enzymatic activity of soil β-glucosidase. *Global Journal of Agricultural Research and Reviews* 3(2): 146-150.
- Freeman, C., N. J. Ostle, N. Fenner and H. Kang. 2004. A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry* 36(10): 1663–1667. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2004.07.012>
- Gao, H., J. Bai, X. He, Q. Zhao, Q. Lu and J. Wang. 2014. High Temperature and Salinity Enhance Soil Nitrogen Mineralization in a Tidal Freshwater Marsh. *PLOS ONE* 9(4): e95011. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0095011>
- Germida, J. J. and J. R. De Freitas. 2006. Cultural Methods for Soil and Root-Associated Microorganisms. En: M. R. Carter y E. G. Gregorich (Eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Second Edition. CRC Press. 341–353 p. <https://doi.org/10.1201/9781420005271.ch57>
- Hattar, B. I., A. Y. Taimeh, and F. M. Ziadat. 2010. Variation in soil chemical properties along toposequences in an arid region of the Levant. *CATENA* 83(1): 34–45. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2010.07.002>

- Ivashchenko, K., S. Sushko, A. Selezneva, N. Ananyeva, A. Zhuravleva, V. Kudayarov, M. Makarov and S. Blagodatsky. 2021. Soil microbial activity along an altitudinal gradient: Vegetation as a main driver beyond topographic and edaphic factors. *Applied Soil Ecology* 168: 104197. <https://doi.org/10.1016/J.APSSOIL.2021.104197>
- Jiang, X., L. Cao and R. Zhang. 2014. Changes of labile and recalcitrant carbon pools under nitrogen addition in a city lawn soil. *Journal of Soils and Sediments* 14(3): 515–524. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0822-z>
- Kumar, S., D. C. Suyal, A. Yadav, Y. Shouche and R. Goel. 2019. Microbial diversity and soil physiochemical characteristic of higher altitude. *PLOS ONE* 14(3): e0213844. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0213844>
- Laldinthar, R. and M. Dkhar. 2015. Relationship between Soil Bacterial Population and Various Physico- Chemical Properties at Two Broadleaved Forest Stands of Meghalaya Differing in Altitudes. *Transcriptomics* 03(02): 1-7. <https://doi.org/10.4172/2329-8936.1000125>
- Margesin, R., M. Jud, D. Tschirko and F. Schinner. 2009. Microbial communities and activities in alpine and subalpine soils. *FEMS Microbiology Ecology* 67(2): 208–218. <https://doi.org/10.1111/J.1574-6941.2008.00620.X>
- Nyantakyi-Frimpong, H. y R. Bezner-Kerr. 2015. The relative importance of climate change in the context of multiple stressors in semi-arid Ghana. *Global Environmental Change*, 32: 40–56. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2015.03.003>
- Rai, P., B. Gupta, A. K. Gupta, P. L. Bhutia and L. Fanai. 2018. Effect of Management Regimes and Elevational Gradient on Soil Microbial Population of *Quercus leucotrichophora* A. Camus Forests in North-West Himalayas, India. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* 7(09): 3205–3220. <https://doi.org/10.20546/IJCMAS.2018.709.399>
- Ren, C., Z. Zhou, Y. Guo, G. Yang, F. Zhao, G. Wei, X. Han, L. Feng, Y. Feng and G. Ren. 2021. Contrasting patterns of microbial community and enzyme activity between rhizosphere and bulk soil along an elevation gradient. *CATENA* 196: 104921. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2020.104921>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. NOM-021-RECNAT-2000. México. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf (Consulta: junio 25, 2018).
- Sinsabaugh, R. L., C. L. Lauber, M. N. Weintraub, B. Ahmed, S. D. Allison, C. Crenshaw, A. R. Contosta, D. Cusack, S. Frey, M. Gallo, T. B. Gartner, S. E. Hobbie, K. Holland, B. L. Keeler, J. S. Powers, M. Stursova, C. Takacs-Vesbach, M. P. Waldrop, M. D. Wallenstein, D.R. Zak and L. H. Zeglin. 2008. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecology Letters* 11(11): 1252–1264. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>
- Trabucco, A., R. J. Zomer, D. A. Bossio, O. Van Straaten, and L. Verchot. 2008. Climate change mitigation through afforestation/reforestation: A global analysis of hydrologic impacts with four case studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126(1–2): 81–97. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2008.01.015>
- Tsozué, D., J. P. Nghonda, P. Tematio and S. D. Basga. 2019. Changes in soil properties and soil organic carbon stocks along an elevation gradient at Mount Bambouto, Central Africa. *CATENA* 175: 251–262. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2018.12.028>
- Walker, T. W. N., C. Kaiser, F. Strasser, C. W. Herbold, N. I. W. Leblans, D. Woebken, I. A. Janssens, B. D. Sigurdsson and A. Richter. 2018. Microbial temperature sensitivity and biomass change explain soil carbon loss with warming. *Nature Climate Change* 8(10): 885–889. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0259-x>
- Wang, C., X. Wang, D. Liu, H. Wu, X. Lü, Y. Fang, W. Cheng, W. Luo, P. Jiang, J. Shi, H. Yin, J. Zhou, X. Han and E. Bai. 2014. Aridity threshold in controlling ecosystem nitrogen cycling in arid and semi-arid grasslands. *Nature Communications*, 5: 1-8. <https://doi.org/10.1038/NCOMMS5799>
- Xu, Z., G. Yu, X. Zhang, N. He, Q. Wang, S. Wang, R. Wang, N. Zhao, Y. Jia and C. Wang. 2017. Soil enzyme activity and stoichiometry in forest ecosystems along the North-South Transect in eastern China (NSTEC). *Soil Biology and Biochemistry* 104: 152–163. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2016.10.020>

## 5.27. Estimación de productividad primaria bruta mediante fluorescencia de la clorofila (SIF) en bosques tropicales secos del noroeste de México

Jurado-Méndez Marina<sup>1</sup>; Aispuro-Arana Francisco H.<sup>1</sup>; Fuentes-Serna Axel B.<sup>1</sup>; Méndez-Barroso Luis A.<sup>2,\*</sup> y Yépez González Enrico<sup>2</sup>.

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias en Recursos Naturales. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente., Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

\* Autor de correspondencia: luis.mendez78585@potros.itson.edu.mx

### Resumen

La estimación de producción primaria bruta (GPP) sigue siendo un desafío importante en el ciclo global de carbono. Durante décadas se han desarrollado diversos métodos para estimar GPP basados en percepción remota, principalmente sensores ópticos. Sin embargo, la alta resolución espacio-temporal y la baja relación señal-ruido de los datos, dificultan su aplicación en ecosistemas fragmentados afectando la estimación de GPP. La fluorescencia de clorofila inducida por el sol (SIF) es una señal emitida durante el proceso fotosintético a nivel molecular, lo cual representa una ventaja sobre la medición de la productividad con métodos ópticos tradicionales. En este estudio se desarrollaron dos modelos para la estimación de GPP basados en la relación de GPP a escala de ecosistema y estimado por medio de la técnica de covarianza de vórtices (GPP-EC) y datos de percepción remota de SIF. Los datos de GPP se obtuvieron de dos equipos de medición de EC instalados en un bosque tropical seco en el Noroeste de México durante los años 2016-2020. Los datos de SIF se obtuvieron del Instrumento de Monitoreo de la Troposfera (TROPOMI) y del Observatorio de carbono en órbita 2 (OCO-2), ambos disponibles para el sitio de estudio y con resolución temporal de un día. Los resultados muestran una estrecha relación lineal entre GPP-EC y SIF, destacando TROPOMI con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0.92 y una mejor resolución espacial (3x7 km). Los modelos desarrollados para la estimación de GPP tuvieron un excelente desempeño en la calibración con  $R^2$  entre 0.91 y 0.92 y mostrando un deterioro en la validación con  $R^2$  entre 0.73 y 0.83. El presente trabajo muestra una alternativa para la medición de GPP en estos ecosistemas altamente estacionales.

**Palabras clave:** *Productividad Primaria Bruta; Modelación; Reservas de Carbono; Bosques caducifolios*

### Abstract

The estimation of gross primary production (GPP) remains a major challenge in the global carbon cycle. For decades, various methods have been developed to estimate GPP based on remote sensing, mainly optical sensors. However, the high spatio-temporal resolution and low signal-to-noise ratio of the data make it difficult for its application in small or fragmented ecosystems, affecting the estimation of GPP. Solar-induced chlorophyll fluorescence (SIF) is a signal emitted during the photosynthetic process at the molecular level, which represents an advantage over measuring greenness by traditional optical methods. In this study, two models were developed for GPP estimation based on the relation between ecosystem-scale GPP, estimated using the vortex covariance technique (GPP-EC), and remotely-sensed SIF. GPP data were obtained from two EC towers installed in a tropical dry forest in Northwest Mexico during the years 2016-2020. SIF data were obtained from the Tropospheric Monitoring Instrument (TROPOMI) and the Orbiting Carbon Observatory 2 (OCO-2), both available for the study site and with one-day

temporal resolution. The results show a close linear relationship between GPP-EC and SIF, highlighting TROPOMI with a coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.889 and a better spatial resolution (3x7 km). The models developed for the estimation of GPP had an excellent performance during the calibration with  $R^2$  between 0.88 and 0.90 and showed a deterioration in the validation with  $R^2$  between 0.62 and 0.73. The present work shows an alternative for the measurement of GPP in these highly seasonal ecosystems.

**Key words:** *Gross primary productivity; Modeling; Carbon stock; Deciduous Forest.*

## Introducción

El bosque tropical seco es uno de los ecosistemas con mayor extensión en México. Este ecosistema en su estado natural (sin disturbios) cuenta con una densa comunidad de árboles, la mayoría con hábitos caducifolios (Rzedowski, 1978), la cual responde a la variabilidad climática, principalmente disponibilidad de agua.

La productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés) es muy importante en ecosistemas forestales para evaluar el balance de carbono (Sánchez *et al.*, 2019). En las décadas recientes se han desarrollado modelos para estimar GPP basados en índices de vegetación (NDVI, EVI, etc.) y respaldados con observaciones medidas mediante la técnica de covarianza de vórtices (EC) (Dura, *et al.*, 2013; Liu, *et al.*, 2021; Wang, *et al.*, 2010). Estos índices infieren el vigor vegetal mediante la intensidad del verdor relacionada con la concentración de clorofila, sin embargo, su alta concentración no resulta en una alta actividad fotosintética ya que en ocasiones ésta se encuentra limitada por factores ambientales como el déficit de presión de vapor, radiación solar o estrés hídrico (Kiratzis, *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2020).

A diferencia de los índices de vegetación tradicionales (i.e., NDVI), la fluorescencia de clorofila inducida por la radiación solar (SIF, por sus siglas en inglés) se considera una estimación directa de la actividad fotosintética (Baker, 2016). Por lo tanto, SIF y GPP están estrechamente relacionados con la actividad fotosintética de la vegetación (Turner *et al.* 2020a). En estudios recientes de percepción remota se ha utilizado SIF de diversas plataformas satelitales como GOSAT, OCO-2 y SCIAMACHY para estimar GPP a nivel ecosistémico (Guan, *et al.*, 2016; Meroni, *et al.*, 2009; Köehler, *et al.*, 2018). En este trabajo se utilizaron observaciones de SIF del Instrumento de Monitoreo de la Troposfera (TROPOMI, por sus siglas en inglés), las cuales son una opción para el estudio de ecosistemas por su buena resolución espacial (3 x 7 km) y temporal de un día (Köehler *et al.*, 2018; Köehler *et al.*, 2020). El producto GOSIF (Global OCO-2 based SIF) fue creado con la intención de resolver la limitante de la baja cobertura espacial y temporal de OCO-2 desarrollando un producto global con una resolución espacial de 0.05°, resolución temporal de 8 días y con datos disponibles del año 2000 al 2021 (Qiu, *et al.* 2020). TROPOMI, abordo del satélite Sentinel 5 Precursor (S5P) (Veefkind *et al.*, 2012), cuenta con tres espectrómetros que cubren la región ultravioleta e infrarrojo cercano y un espectrómetro que cubre el infrarrojo de onda corta (Griffin *et al.*, 2019).

Finalmente, es importante resaltar que la interacción entre GPP y SIF en bosques tropicales secos (BTS) ha sido prácticamente ignorada en los estudios globales de ecosistemas.

El presente trabajo tiene como objetivo desarrollar un modelo para la estimación de GPP en BTS a partir de observaciones de torres de flujo EC y productos satelitales de SIF.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El área de estudio está localizada dentro de la Reserva Monte Mojino a cargo de NCI ([www.natureandculture.org](http://www.natureandculture.org)) dentro límites de la Reserva Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui a cargo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas; CONANP) al sureste del estado de Sonora, en México. El clima de la región es semiárido (BS1(h')he(e)) y cálido; con una temperatura anual de 24°C y una precipitación media anual de aproximadamente 706 mm, donde la mayoría cae entre Julio a Octubre (Bójorquez, 2021). Este tipo de bosques se caracterizan por tener una vegetación caducifolia, es decir, pérdida de follaje en sequía y un dosel relativamente cerrado durante la temporada de lluvias (4-5 meses).

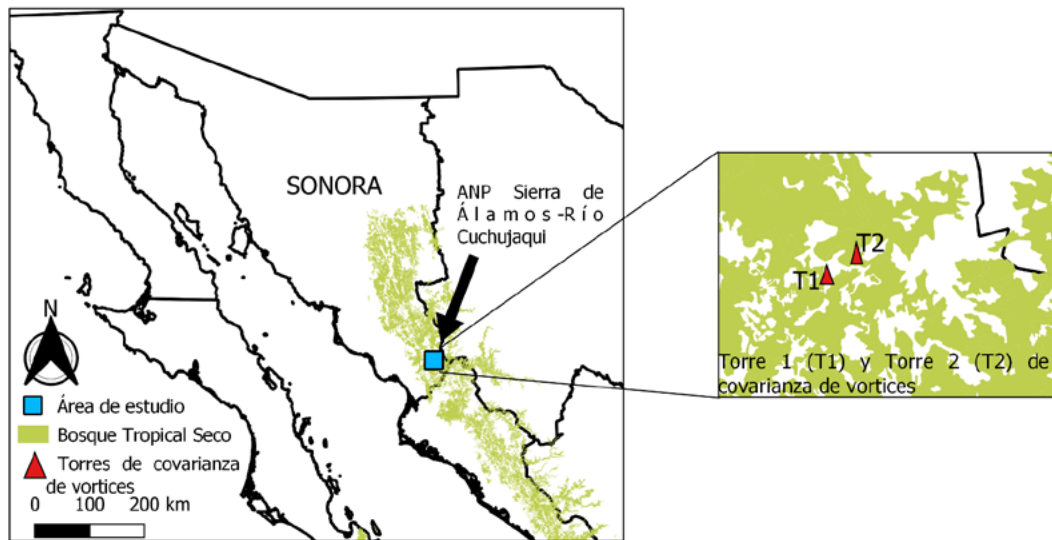


Figura 1: Ubicación del sitio de estudio dentro del ANP Sierra de Álamos - Río Cuchujaqui.

### Observaciones de productividad primaria bruta (GPP)

El sitio de estudio cuenta con dos estaciones de monitoreo que emplean la técnica de covarianza de vórtices (EC) para estimar flujos de intercambio vertical de H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> y energía en el BTS (Rojas-Robles, 2020). Los datos de flujos verticales de CO<sub>2</sub> de estas torres tienen una resolución temporal de 30-minutos y se encuentran disponibles dentro de la red de monitoreo de ecosistemas Ameriflux. Una de las torres EC se encuentra ubicada en un BTS secundario, sucesión que sufrió después de perturbaciones crónicas producto de la actividad ganadera (en lo sucesivo denominada *Torre 1*, 26.9968 lat y -108.7892 long, y 367.28 msnm). Para la torre 1 se utilizaron datos del período que comprende los años 2016 a 2018. La segunda torre EC se encuentra ubicada en un sitio de BTS maduro (<https://ameriflux.lbl.gov/sites/siteinfo/MX-Aog>) (en lo sucesivo denominada *Torre 2*, 27.0046 latitud, -108.7795 longitud, y 384 msnm) y se obtuvieron datos de los años 2018 al 2020.

### Datos Fluorescencia de la Clorofila (SIF)

El modelo para la estimación de GPP, está basado en la relación lineal entre observaciones de GPP, medidas con la técnica EC, y mediciones de SIF de productos satelitales (Verma *et al* 2017). Estudios recientes han encontrado una relación lineal entre GPP y SIF a escala ecosistémica (Turner, et al., 2020b;



Li y Xiao, 2019; He, et al., 2020). Por lo tanto, se han empleado modelos de regresión lineal simple para obtener GPP a partir de datos satelitales de SIF. Turner, et al (2020) proponen un modelo para estimar GPP a partir de SIF con percepción remota:

$$GPP = m \text{ SIF}, \quad (1)$$

donde  $m$  es el factor de conversión de SIF a GPP y que es equivalente a la pendiente de la regresión lineal entre GPP observada y SIF de percepción remota. Este y varios trabajos previos han encontrado que la intersección de esta regresión no es significativamente diferente de cero (Zhang et al.2020; Turner, et al., 2020c).

#### *Datos de GOSIF*

Se obtuvieron datos de GOSIF del Centro de Investigación de Sistemas Terrestres de la Universidad de New Hampshire (<https://globalecology.unh.edu/data/GOSIF.html>) año 2016 a 2018 (Para la extracción de datos de GOSIF se utilizó la coordenada de cada torre). Los datos están disponibles como imágenes en formato TIFF y con cobertura global. Se generaron series de tiempo mediante la extracción del valor de SIF en la ubicación de las torres de EC para cada una de las imágenes. Dicho procesamiento se realizó en el software QGIS (3.22.5).

#### *Datos de TROPOMI*

Los datos de TROPOMI se obtuvieron de la base de datos de SIF del Instituto Tecnológico de California (<ftp://fluo.gps.caltech.edu>) comprendiendo el período 2018-2020. Posteriormente, se utilizó “Julia” (<https://julialang.org/downloads/>) y el paquete “Pluto” (<https://juliahub.com/ui/Packages/Pluto/OJqMt/0.7.5>) para extraer los valores de SIF de TROPOMI dentro de un polígono. El área delimitada por el polígono fue delineada utilizando la versión web de la herramienta Google Earth (<https://earth.google.com/web/>).

#### *Datos de productividad primaria bruta (GPP) de MODIS.*

Datos de GPP del sensor MODIS se obtuvieron a través de la aplicación en línea appEEARS (*Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples*, <https://appears.earthdatacloud.nasa.gov>) para el período que comprende los años 2016 a 2020. Esta herramienta genera series de tiempo de GPP en el pixel más cercano de las torres EC. Posteriormente, se calculó la productividad anual para ser comparada con los datos de GPP estimada a partir de SIF.

#### *Generación y Evaluación del Modelo para obtener GPP a partir de datos de SIF*

Se desarrollaron dos modelos basados en un análisis de regresión lineal entre GPP-EC y SIF tanto de GOSIF como de TROPOMI. La pendiente obtenida de los análisis de regresión con intercepto forzado a cero ( $m$ ) es fundamental para transformar los valores satelitales de SIF a GPP con la ecuación 1.

En calibración del modelo generado con datos de GOSIF, se utilizaron observaciones de GPP de la torre 1 con los años 2016 a 2018, mientras que para la validación se utilizaron datos de la torre 2 de los años 2019 y 2020. Para la calibración del modelo generado con datos de TROPOMI se utilizaron observaciones de GPP de la torre 2 de los años 2018 a 2019 y para su calibración el año 2020.

Para medir el desempeño de ambos modelos se utilizaron diferentes métricos estadísticos como la raíz del error cuadrático medio (RCME), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el sesgo promedio (B) y el coeficiente de correlación Pearson (CC).

## Resultados y Discusión

Los análisis de regresión entre SIF y GPP de EC (figura 2) dieron como resultado un factor de conversión de  $23.75 [(\mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1})/(\text{mWm}^{-2} \text{sr}^{-1} \text{nm}^{-1})-1]$  ( $R^2=0.907$ ) para datos de GOSIF y de  $4.1633 [(\mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1})/(\text{mWm}^{-2} \text{sr}^{-1} \text{nm}^{-1})-1]$  ( $R^2=0.94$ ) para TROPOMI. A partir de estos factores de conversión, se generaron las siguientes ecuaciones para cada uno de los modelos:

$$\text{GPP} = 23.75 \text{ SIF}_{\text{GOSIF}} \quad (2)$$

$$\text{GPP} = 4.1633 \text{ SIF}_{\text{TROPOMI}} \quad (3)$$

Las figuras 3 y 4 muestran una estrecha relación con los números de conversión presentes en las ecuaciones 2 y 3. La GPP estimada mediante SIF de GOSIF mostró un valor acumulado de  $870.69 \text{ g C m}^{-2}$  entre los años 2016-2020, mientras que los valores observados de GPP tuvieron un valor de  $756.76 \text{ g C m}^{-2}$  para el mismo período. Con respecto a MODIS esta tuvo una GPP acumulada de  $576.76 \text{ g C m}^{-2}$  para el periodo de 2016 a 2020. Por otro lado, la GPP estimada mediante SIF de TROPOMI mostró un valor acumulado de  $430.08 \text{ g C m}^{-2}$  entre los años 2018-2020, mientras que los valores observados de GPP tuvieron un valor de  $413.47 \text{ g C m}^{-2}$  para el mismo período. En cambio la GPP de MODIS acumulada para el periodo de 2016 a 2020 fue de  $333.82 \text{ g C m}^{-2}$ .

La figura 3 muestra el desempeño del modelo basado en datos de GOSIF para el proceso de calibración como de validación. El modelo tuvo un buen desempeño durante la calibración ( $R^2$  de 0.91) estimando bastante bien el inicio de la etapa de crecimiento, el punto máximo de producción y la senescencia del BTS durante el período 2016 a 2018. Para enfatizar su buen desempeño durante la calibración, el modelo obtuvo un bajo error ( $\text{RECM} = 1.4 \mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y el promedio de los valores estimados y observados durante 2016-2018 son prácticamente iguales ( $B = 1.06$ ).

Sin embargo, el modelo de estimación de GPP-GOSIF sufrió un deterioro en su desempeño durante el proceso de validación ( $R^2$  de 0.83), especialmente durante el año 2020 subestimando la producción máxima estacional y una pobre predicción del inicio del crecimiento y la senescencia del BTS. Como resultado, el modelo predictivo incrementó su error ( $\text{RECM} = 1.6 \mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y en general sobrestima la GPP en un 44% durante la validación ( $B = 1.28$ ). Las discrepancias entre valores simulados y observados de GPP durante la validación, puede deberse al deficiente entrenamiento del algoritmo multivariable (*machine learning*) de GOSIF, el cual requiere datos meteorológicos como datos de entrada para hacer el reescalameinto de SIF (Bai, 2021).

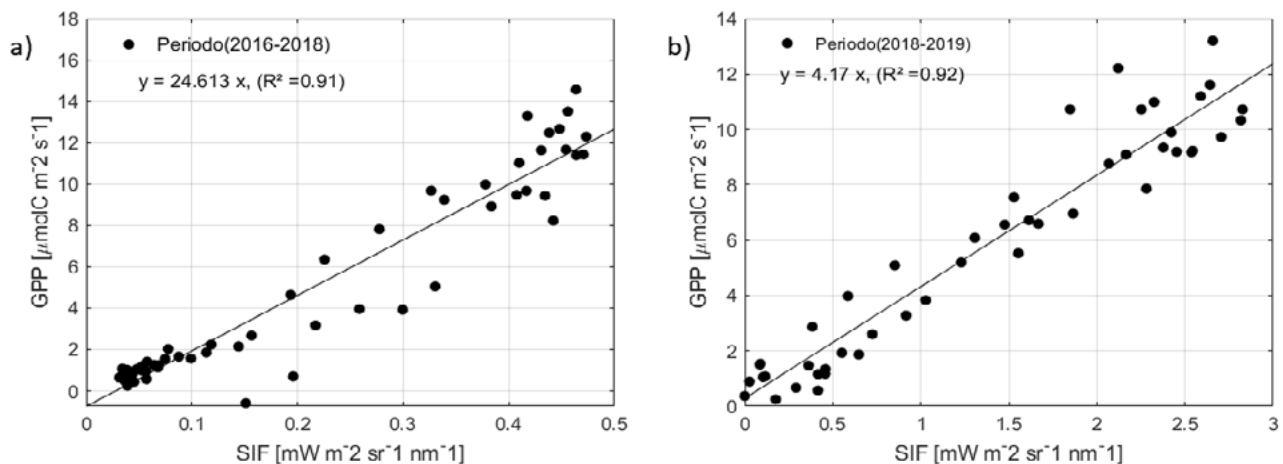


Figura 2. Modelos de ajuste de regresión lineal de SIF y observaciones de GPP. (a) Relación entre GOSIF y observaciones de GPP del año 2016 a 2018. (b) Relación entre TROPOMI y GPP del año 2018 y 2019.

El año 2020 fue particularmente seco en BTS, por lo que la falta de este tipo de escenarios durante el proceso de entrenamiento del algoritmo puede arrojar sobre estimaciones en los valores de SIF de GOSIF. La figura 4 muestra el desempeño del modelo basado en datos de TROPOMI tanto para el proceso de calibración como de validación. El modelo tuvo un excelente desempeño durante la calibración ( $R^2$  de 0.92) en particular en la etapa de crecimiento, el punto máximo de producción y la senescencia del BTS durante el período 2018 a 2019. Durante el proceso de calibración, el modelo basado en TROPOMI obtuvo un bajo error (RECM = 1.15.  $\mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y una pequeña subestimación del 3.5% en los valores promedio estimados de GPP con respecto a las observaciones ( $B = 0.9837$ ).

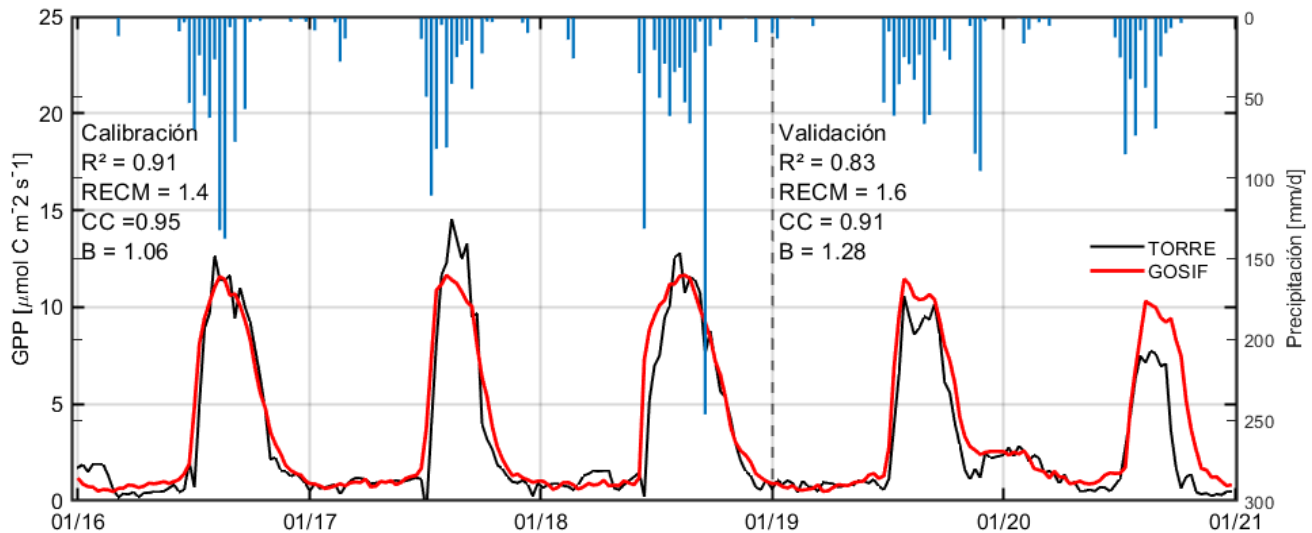


Figura 3. Comparación entre GPP estimada con datos de GOSIF y GPP observada durante el período 2016-2020.

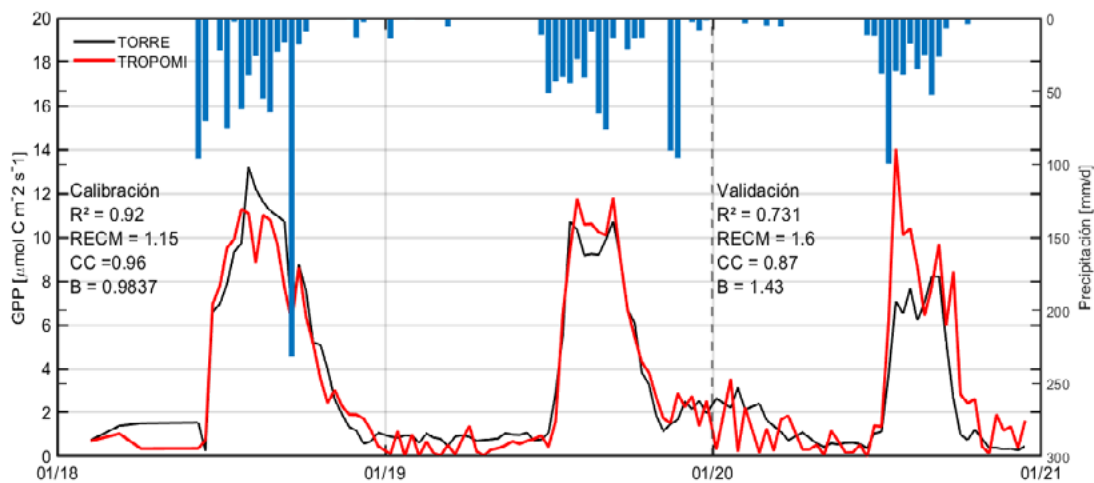


Figura 4. Comparación entre GPP estimada con datos de TROPOMI y GPP observada durante el período 2018-2020.

El modelo de estimación de GPP fue más débil durante el proceso de validación ( $R^2$  de 0.731) durante el año 2020 sobreestimando la producción máxima estacional y una predicción errática de la senescencia del BTS. Como resultado, el modelo predictivo incrementó su error (RECM = 1.60  $\mu\text{mol C m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) y el promedio de los valores estimados y observados en el año 2020 son sobreestimados en un 28% ( $B = 1.43$ ).

**Cuadro 1.** Comparación de GPP acumulada anual de torre de EC, GOSIF, TROPOMI y MODIS.

AÑO	GOSIF			TROPOMI		
	GPP-EC	GPP-SIF	GPP-MODIS	GPP-EC	GPP-SIF	GPP-MODIS
	[g C m <sup>-2</sup> año]					
2016	169.23	175.31	100.53	---	---	---
2017	154.89	163.60	113.7	---	---	---
2018	185.82	202.59	133.42	168.41	158.34	115.81
2019	140.01	170.63	130.3	147.14	146.42	126.21
2020	106.81	158.56	98.78	97.92	125.32	91.8

## Conclusiones

La fluorescencia inducida por el sol (SIF) estimada mediante percepción remota es una herramienta útil para estimar GPP a nivel ecosistema. Los modelos desarrollados a partir de datos de fluorescencia de GOSIF-TROPOMI y valores observados de GPP son factibles para implementarse en ecosistemas altamente estacionales (como BTS), y así, inferir su evolución estacional de GPP. El factor de conversión SIF-GPP generado para cada uno de los modelos en este trabajo pueden ser utilizados para estimar GPP de BTS en otras regiones de México o inclusive de América del Norte. Además, este factor permite extrapolar las estimaciones de GPP a una escala espacial mayor que las capturadas por las huellas de torres de EC. Las estimaciones de GPP con el modelo de TROPOMI, capta de mejor los patrones estacionales, lo cual sugiere que la capacidad de identificar los cambios fisiológicos dentro del ciclo estacional en BTS es aceptable.

## Agradecimientos

Este trabajo contó con el apoyo de CONACYT-México para las becas de posgrado de Méndez-Jurado (1149929), Aispuro-Arana (1150091) y Fuentes-Serna (1150167); y el Programa de Apoyo y Fomento a la Investigación (PROFAPI-ITSON).

## Literatura citada

- Bai, Y., Liang, S., & Yuan, W. (2021). Estimating Global Gross Primary Production from Sun-Induced Chlorophyll Fluorescence Data and Auxiliary Information Using Machine Learning Methods. *Remote Sensing*, 13(5), 963.
- Baker, N. 2016. Chlorophyll Fluorescence: A Probe of Photosynthesis In Vivo. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 59, 89–113
- Bojorquez, A. (2021). Efectos de una helada severa en un paisaje al límite norte del bosque neotropical seco [Tesis de doctorado, Universidad Autónoma de México] <https://drive.google.com/drive/folders/1isMWg6j10Yp55cfG9UvrpMc7cCL9W9WI>
- Dura, E., Mendiguren, G., Pacheco, J., Pilar, M., Riaño, D., Iturriate, M., Gimeno, C., Carrara C. 2013. Validación de productos MODIS relacionados con la estimación de flujos de carbono en un ecosistema de Dehesa. *GeoFocus*, 13(1), 291-310. ISSN: 1578-5157
- Griffin, D., Zhao, X., McLinden, C. A., Boersma, F., Bourassa, A., Dammers, E., ... & Wolde, M. (2019). High-resolution mapping of nitrogen dioxide with TROPOMI: First results and validation over the Canadian oil sands. *Geophysical Research Letters*, 46(2), 1049-1060.

- Guan, K., Berry, J., Zhang, Y., Joiner, J., Guanter, L., Bradgley, G., Lobell, D. 2016. Improving the monitoring of crop productivity using spaceborne solar-induced fluorescence. *Global Change Biology*, 22, 716–726, doi: 10.1111/gcb.13136
- He, L., Magney, T., Dutta, D., Yin, Y., Köhler, P., Grossmann, K., Stutz, J., Dold, C., Harfield, J., Guan, K., Peng, B., Frankenberg, C. (2020). From the ground to space: Using solar- induced chlorophyll fluorescence to estimate crop productivity. *Geophysical Research Letters*, 47, e2020GL087474. [https://doi.org/ 10.1029/2020GL087474](https://doi.org/10.1029/2020GL087474)
- Köhler, P., Frankenberg, C., Magney, T. S., Guanter, L., Joiner, J., & Landgraf, J. (2018). Global retrievals of solar-induced chlorophyll fluorescence with TROPOMI: First results and intersensor comparison to OCO-2. *Geophysical Research Letters*, 45, 10,456–10,463. <https://doi.org/10.1029/2018GL079031>
- Köhler, P., Behrenfeld, M. J., Landgraf, J., Joiner, J., Magney, T. S., & Frankenberg, C. (2020). Global retrievals of solar- induced chlorophyll fluorescence at red wavelengths with TROPOMI. *Geophysical Research Letters*, 47(15), e2020GL087541.
- Kyratzis, A. C., Skarlatos, D. P., Menexes, G. C., Vamvakousis, V. F., Katsiotis, A. 2017. Assessment of Vegetation Indices Derived by UAV Imagery for Durum Wheat Phenotyping under a Water Limited and Heat Stressed Mediterranean Environment. *Frontiers in Plant Science*, 8. doi:10.3389/fpls.2017.01114
- Li, X., & Xiao, J. (2019). A Global, 0.05-Degree Product of Solar-Induced Chlorophyll Fluorescence Derived from OCO-2, MODIS, and Reanalysis Data. *Remote Sensing*, 11(5), 517. doi:10.3390/rs11050517
- Liu, F. and Wang, C., Wang, X. 2021. Can vegetation index track the interannual variation in gross primary production of temperate deciduous forests?. *Ecological Processes*. 10(51), 1-11 doi.org/10.1186/s13717-021-00324-2
- Liu, Q., Zhang, F., Chen, J., Li, Y. 2020. Water stress altered photosynthesis- vegetation index relationships for winter wheat. *Agronomy Journal*, 112.2944–2955 doi:10.1002/agj2.20256
- Meroni, M., Rossini, M , Guanter, L., Alonso, L., , Rascher, U., Colombo, R., Moreno, J. 2009. Remote sensing of solar-induced chlorophyll fluorescence: Review of methods and applications. *Remote Sensing of Environment*, 113, 2037–2051
- Qiu, R., Han, G., Ma, X., Xu, H., Shi, T., & Zhang, M. (2020). A comparison of OCO-2 SIF, MODIS GPP, and GOSIF data from gross primary production (GPP) estimation and seasonal cycles in North America. *Remote Sensing*, 12(2), 258.
- Rojas, N. E., Garatuza, J., Álvarez, J. C., Sánchez, 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*, 125(8), e2020JG005666.
- Rzedowski, J. (1978) *Vegetación de México* (Limusa, Mexico)
- Turner, A. J., Köhler, P., Magney, T. S., Frankenberg, C., Fung, I., & Cohen, R. C. (2020). A double peak in the seasonality of California’s photosynthesis as observed from space. *Biogeosciences*, 17(2), 405–422. doi:10.5194/bg-17-405-2020
- Veefkind, J. P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., De Vries, J., Otter, G., ... & Levelt, P. F. (2012). TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer applications. *Remote sensing of environment*, 120, 70-83.
- Verma, M., Schimel, D., Evans, B., Frankenberg, C., Beringer, J., Drewry, D. T.,... & Eldering, A. (2017). Effect of environmental conditions on the relationship between solar- induced fluorescence and gross primary productivity at an OzFlux grassland site. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(3), 716-733.
- Wang, H., Jia, G., Feng, J., Zhao, T., Ma, Z. 2010. Modeling Gross Primary Production by Integrating Satellite Data and Coordinated Flux Measurements in Arid and Semi-Arid China. *Atmospheric and oceanic science letters*, 3(1), 7–13
- Zhang, Z., Zhang, Y., Porcar-Castell, A., Joiner, J., Guanter, L., Yang, X., Migliavacca, M., Jia, W., Suni, Z., Chen, S., Martin, D., Zhanga, Q., Lia, Z., Cleverly, J., Wang, H., Goulas, Y. (2020). Reduction of structural impacts and distinction of photosynthetic pathways in a global estimation of GPP from space-borne solar-induced chlorophyll fluorescence. *Remote Sensing of Environment*, 240, 111722. doi:10.1016/j.rse.2020.111722





# 6 Sistemas Agropecuarios



## 6.1. Validación de la evapotranspiración a partir del balance hídrico para cultivo de avena en un clima semiárido

Juárez-Altamirano René<sup>1</sup>, Salas-Aguilar Víctor<sup>2</sup> y Flores-Rentería Dulce<sup>3</sup>

<sup>1</sup> 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.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ), Kilómetro 3.5 Carretera Anáhuac S/N, C.P. 31600 Anáhuac, Municipio de Cuauhtémoc, Chihuahua, México.

<sup>3</sup> 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: rene.juarez@cinvestav.mx

### Resumen

El aumento de la presión sobre los recursos hídricos debido al crecimiento de la población exige no solo más agua para la alimentación, sino que también induce cambios en el ciclo hidrológico regional. Para una adecuada gestión del agua es necesario la estimación precisa de la evapotranspiración que jugaría un papel importante en diversos campos de investigación, el monitoreo regional de la sequía y la gestión de los recursos hídricos. Este trabajo tiene el objetivo de validar el método de balance hídrico como un método más accesible a usuarios comunes a través del método de Covarianza Eddy. Para ello se instaló una torre de Covarianza Eddy en un cultivo de avena en el municipio de General Cepeda y se instalaron sensores de tensión hídrica en el suelo, en tres pozos de observación a profundidades de 3cm, 12cm, 22cm y 40cm, para el cálculo de la evapotranspiración por el método de balance hídrico para validar el método con regresiones lineales. Los resultados muestran que los sectores de la parcela cuentan con un riego irregular y arbitrario lo cual dificulta las estimaciones por el método de balance hídrico, para obtener mejor ajuste se realizó una correlación multivariable con las estimaciones de evapotranspiración por etapa fenológica a 3cm y 40 cm de profundidad obteniendo  $R^2=0.839$ . El método fue validado y puede utilizarse el balance hídrico como método de estimación de la evapotranspiración en el cultivo de avena. El ajuste del modelo podría mejorarse controlando la irrigación del cultivo.

**Palabras clave:** *avena, balance hídrico, Covarianza Eddy, validación.*

### Abstract

Increased pressure on water resources due to population growth demands not only more water for food, but also induces changes in the regional hydrological cycle. Proper water management requires accurate estimation of evapotranspiration that would play an important role in various fields of research, regional drought monitoring and water resources management. This work aims to validate the water balance method as a method more accessible to common users through the Eddy Covariance method. For this, a Covarianza Eddy tower was installed in an oat crop in the municipality of General Cepeda and water tension sensors were installed in the soil, in three observation wells at depths of 3cm, 12cm, 22cm and 40cm, for the calculation of evapotranspiration by the water balance method to validate the method with linear regressions. The results show that the sectors of the plot have an irregular and arbitrary irrigation which makes it difficult to estimate by the water balance method, to obtain a better adjustment a multivariate correlation was made with the evapotranspiration estimates by phenological stage at 3cm and 40 cm deep obtaining  $R^2 = 0.839$ . The method was validated and



water balance can be used as a method of estimating evapotranspiration in oat cultivation. The adjustment of the model could be improved by controlling the irrigation of the crop.

**Keywords:** *oats, water balance, Covariance Eddy, validation*

## Introducción

Las regiones áridas y semiáridas representan aproximadamente un tercio de la superficie terrestre, son sensibles a la variabilidad climática extrema y las fluctuaciones hidrológicas. La variabilidad climática ocurre estacional, interanual e intra-anualmente, e incluso en periodos más largos. En consecuencia, estas regiones están sujetas a frecuentes y severas sequías, con inundaciones poco frecuentes pero significativas (Jolly et al., 2009). En este sentido, la agricultura tiene un alto rendimiento potencial en las regiones semiáridas debido a la alta radiación solar disponible, mientras que el rendimiento real se ve seriamente limitado por la baja disponibilidad de agua (Yang et al., 2013). Así, la agricultura en estas regiones ocupa un lugar especial en el debate sobre la escasez y la gestión del agua. El aumento de la presión sobre los recursos hídricos debido al crecimiento de la población exige no solo más agua para la alimentación, sino que también induce cambios en el ciclo hidrológico; cambios en el estilo de vida, producto de la urbanización y el cambio climático, agrava la escasez de agua y una mayor competencia por ésta para la agricultura (Prinz y Singh, 2000).

Para una adecuada gestión del agua se hace uso de diversos conceptos de disponibilidad e intercambio de agua entre el suelo, la vegetación y la atmósfera. En este sentido, la evapotranspiración (ET) es un componente indispensable en el cálculo del balance hídrico y la conversión de energía incidente en forma de radiación solar entre la superficie terrestre y la atmósfera. La estimación precisa de la ET tiene un papel importante en diversos campos de investigación, el monitoreo regional de la sequía y la decisión de riego, la previsión del rendimiento de los cultivos y la gestión de los recursos hídricos y las estrategias de adaptación al cambio climático global (Jia et al., 2010). Comprender los ciclos hidrológicos en las regiones áridas y semiáridas globales resulta importante, debido precisamente a la escasez del recurso.

Aunque, la estimación precisa de la ET sigue siendo un desafío, se han propuesto varios métodos en la literatura para calcular la evapotranspiración real a nivel regional o mundial. En la búsqueda de un método ideal para cuantificar la ET en sistemas de cultivo la Covarianza Eddy ha surgido como un método científicamente sólido para la recopilación de datos precisos de ET en campo, siendo aprovechado para la aplicación en la mejora de la gestión del agua (Anapalli et al., 2018). No obstante, este modelo tiene limitaciones experimentales, principalmente por los altos requerimientos de mantenimiento y el alto costo del sistema de medición, lo que limita su aplicación en diferentes sitios. Un método que puede aproximarse en el cálculo de la ET por la Covarianza Eddy es el balance hídrico del suelo; sin embargo, esta metodología involucra una alta incertidumbre en la estimación de ET (Rashid y Jia, 2019). Además de que esta aproximación entre ambas metodologías debe ajustarse a nivel regional, pues depende de factores climáticos, características del suelo, tipo de cultivo y el manejo del cultivo. Sin validación, los métodos, modelos, algoritmos o resultados derivados de datos del balance hídrico no pueden utilizarse de manera factible por los expertos agrícolas, hidrológicos y los usuarios en general (Jia et al., 2010).

El objetivo principal de este trabajo fue validar la evapotranspiración a partir del balance hídrico del suelo para un cultivo de avena en un clima semiárido, otros objetivos planteados están relacionados con el manejo integral en el agua empleado por los agricultores, para que el empleo de esta sea económicamente eficiente y ambientalmente sostenible. Los resultados de esta investigación aportarán las herramientas necesarias para mejorar la gestión del agua en la región de estudio por parte de los agricultores que deseen incrementar su productividad; a la par de hacer un mejor uso del recurso hídrico

con la determinación periódica de la ET a través de un método más económico y factible como puede ser el balance hídrico.

## **Materiales y Métodos**

### *Área de estudio*

El trabajo experimental se realizó en el municipio de General Cepeda el cual se localiza al sureste del estado de Coahuila, que se caracteriza por un clima seco o semicálido con una temperatura media anual de 18 a 20 °C. La precipitación media anual se encuentra en el rango de los 300 a 400 mm (INAFED, 2016). Los principales cultivos del municipio son maíz de grano, nopal forrajero, nuez, sorgo y maguey pulquero (SIACON, 2018).

El estudio se llevó a cabo en un campo de cultivo de aproximadamente 12 ha sembrado con avena y bajo el manejo habitual de los propietarios. El campo se sembró en el mes de octubre de 2021, con la cosecha en abril de 2022. La preparación del suelo se realizó con arado y se empleó una maquina sembradora para la siembra y fertilizado. Para el riego se emplea un sistema de aspersión, el sitio de 12ha se divide en sectores de 1ha cada uno y diferentes sectores se riegan en distintos días o momentos del día. La toma de decisión de riego para cada sector es arbitraria, si el riego se hace de noche dura 9 horas y si el riego se hace de día este puede durar hasta 12 horas. Además del riego no se dio otro manejo al cultivo (fertilización, plaguicidas, etc.).

### *Metodología*

Inmediatamente después de la siembra de avena se colocó la torre de Covarianza Eddy EddyFlux System LI-7900 (Li-cor) que determina la covarianza de flujos turbulentos, la cual consiste en un analizador infrarrojo de canal abierto (LI-7500DS) para medir el dióxido de carbono y vapor de agua (CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O), que se acompaña por anemómetro digital WindMaster, un paquete del sistema Standard Biomet (7900-100) y un sistema SmartFlux 3. Las variables (CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O) se midieron en 10 Hz y guardaron en una memoria USB en el sistema SmartFlux 3, promediando la información cada 30 min. Todas las variables meteorológicas se midieron en intervalos de 5 s y los promedios de cada 30 min. La altura de la torre fue la estándar de 1.5 veces la altura del cultivo. El área de influencia de la torre se limitó a 200 m.

Para la estimación del balance hídrico, se instalaron 3 pozos de observación (profundidad total de 45 cm) cerca de la torre de Covarianza Eddy abarcando tres secciones de la parcela para monitorear continuamente la humedad del suelo recolectando datos cada media hora. En cada pozo se colocaron 4 sensores Watermark con un registrador de datos WatchDog Data Logger (Spectrum Technologies, Inc.), que miden la tensión hídrica del suelo, valores menores de tensión significan una mayor humedad del suelo y valores más altos de tensión una menor humedad. Los sensores se instalaron a distintas profundidades dentro de la zona radicular del cultivo. Las profundidades a las que se colocaron fueron 3cm, 12 cm, 22 cm y 40 cm.

Los datos de Covarianza Eddy se procesarán en el software EddyPro siguiendo los procedimientos estándar y con procesos de control de calidad de los flujos descritos por Delgado-Balbuena et al., (2019). Para el cálculo de la ET por el método del balance hídrico del suelo se utilizarán diferentes escalas de tiempo, incluido el promedio diario de los datos de humedad del suelo de 30 minutos, la humedad promedio del suelo entre la medianoche y las 2:00 am, la humedad promedio del suelo entre la medianoche y las 4:00 am y la humedad promedio del suelo a las 4:00 am (Rashid y Jia, 2019). Finalmente, se compararon y validaron los resultados obtenidos con el método del balance hídrico con los de Covarianza Eddy con regresiones lineales usando el software Statistica versión 10 y RStudio.

## Resultados y Discusión

Se obtuvieron datos de tensión hídrica a partir del 26 de octubre de 2021. Los cuatro sensores de cada pozo de observación se identificaron como A, B, C y D que corresponden a las profundidades de 3 cm, 12 cm, 22 cm y 40 cm respectivamente. Los promedios y el comportamiento de los datos obtenidos por los sensores en los tres pozos de observación se muestran en el cuadro 1. Los resultados de tensión hídrica muestran diferencias significativas entre los sensores de los tres pozos de observación, esto refleja una variación en cuanto al contenido de humedad en los sectores de la parcela, lo que indicaría que algunos sectores se riegan más que otros.

**Cuadro 1. Tensión hídrica del suelo en cultivo de avena de los cuatro sensores en los diferentes pozos de observación.**

Variable	Pozo de observación 1	Pozo de observación 2	Pozo de observación 3	$F_{(2,7122)}$	$P$
Sensor A (kPa)	43.40 ± 0.91 <sup>c</sup>	153.56 ± 0.90 <sup>a</sup>	50.73 ± 0.99 <sup>b</sup>	4424.03	<0.001
Sensor B (kPa)	36.56 ± 0.76 <sup>c</sup>	154.73 ± 0.87 <sup>a</sup>	73.50 ± 1.08 <sup>b</sup>	4368.07	<0.001
Sensor C (kPa)	37.23 ± 0.70 <sup>b</sup>	31.51 ± 0.78 <sup>c</sup>	53.42 ± 0.80 <sup>a</sup>	221.89	<0.001
Sensor D (kPa)	39.96 ± 0.33 <sup>a</sup>	34.88 ± 0.49 <sup>c</sup>	36.96 ± 0.31 <sup>b</sup>	43.78	<0.001

Los valores representan la media ± error estándar ( $n=7125$ ). Letras diferentes significan diferencias significativas entre los pozos de observación, de acuerdo con la comparación múltiple de medias de Tukey ( $p < 0.05$ ), en una ANOVA de una vía. kPa= Kilopascal.

Los resultados del cuadro 1 muestran además diferencias de humedad en las distintas profundidades a las que se encuentran los sensores, los mayores valores de tensión hídrica se presentan en el sensor A y el sensor B, valores de tensión hídrica de 100 a 200 kPa indican que el suelo está seco y el rendimiento del cultivo puede verse afectado (Bonilla y Cancino 2001). Los sensores C y D presentan los menores valores de tensión hídrica, esto refleja que la humedad se concentra a mayores profundidades del suelo. En el cuadro 1 también podemos observar que las diferencias entre las medias de tensión hídrica en los 3 pozos van disminuyendo conforme se incrementa la profundidad, obteniendo en los tres sensores D los valores más parecidos de tensión hídrica, esto indica que la dinámica del agua es distinta, pero la disponibilidad de agua en la parcela es mayor y más estable a profundidades superiores a los 22cm. Este comportamiento puede estar relacionado a características físicas del suelo como textura y densidad, o a remanentes de humedad debido a la relación entre el riego y la precipitación con la tasa de ET.

Con los resultados de tensión hídrica se realizó el balance hídrico del suelo para el cálculo de la ET y se compararon con los resultados de ET obtenidos con la Covarianza Eddy con ayuda de regresiones lineales, distintas combinaciones temporales y de profundidad se probaron para encontrar la que mejor se ajustara a los valores de ET de la Covarianza Eddy, se calculó con el balance hídrico la ET por etapa fenológica, ET diaria, ET de medianoche a 2:00 am, ET de medianoche a 4:00 am y ET a las 4:00 am, todo para las distintas profundidades y por pozo de observación. Las correlaciones con las distintas combinaciones presentaron valores de  $R^2$  bajos, las combinaciones con mayor  $R^2$  fueron las combinaciones de ET calculada por etapa fenológica a 3 cm y 40 cm de profundidad para ajustar el modelo entonces se realizó una correlación multivariable con estas combinaciones como se muestra en la Fig. 1.

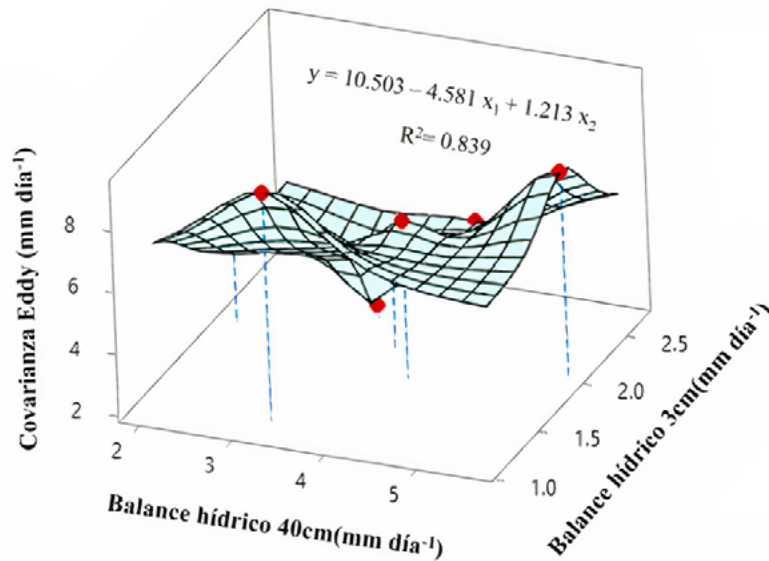


Figura 1. Correlación multivariable de la evapotranspiración obtenida por el método de Covarianza Eddy y por balance hídrico con sensores de tensión instalados a 3 cm y 40 cm de profundidad, en distintas etapas fenológicas del cultivo de avena.

Al obtener una  $R^2 = 0.839$  con una  $p < 0.05$  se considera que existe probabilidad de correlación aceptable entre ambos métodos y el método de balance hídrico puede validarse, ya que para que esto suceda el coeficiente de correlación debe ser  $R^2 \geq 0.8$  (Sandoval, 2010), es decir el método de balance hídrico puede ser empleado como una alternativa para el método de Covarianza Eddy en el sitio de estudio de esta región, no obstante el método de balance hídrico puede mejorarse teniendo un mayor control sobre diferentes factores que afectan el ajuste del método como lo es el poco control de la irrigación que se practica en la región, por lo que se requiere un ajuste previo de este riego para obtener un mejor ajuste del cálculo de la evapotranspiración a través del balance hídrico.

Otros factores que afectan el ajuste del método son principalmente al manejo que se le da al cultivo y a la parcela en general, como se mencionó anteriormente, la parcela se divide en sectores y de acuerdo con los resultados el riego es muy irregular entre sectores, para el balance hídrico se consideraron tres de estos sectores mientras que el área de influencia de la torre de Covarianza Eddy abarcó cuatro sectores, por lo que también sería adecuado contar con más puntos para realizar balance hídrico. Los propietarios tampoco cuentan con un registro sobre el volumen y tiempo de duración del riego, por lo que suele ser excesivo además de que solo se detiene un par de días antes de la cosecha a pesar de que el cultivo ya se encuentre en su etapa de maduración. Finalmente, el método de balance hídrico implica la estimación de variables con cierta incertidumbre de estimación en regiones áridas y que para este trabajo se desestimaron en el cálculo de ET como lo es la percolación profunda (Mao y Wang, 2017).

## Conclusiones

Este trabajo demostró que el método de balance hídrico tiene un ajuste aceptable cuando se relaciona linealmente con el método de Covarianza Eddy, por lo que el balance hídrico puede emplearse con un nivel de confianza del 95%, el ajuste puede mejorarse si se modifican diferentes factores que involucran principalmente el manejo de la parcela. Adicionalmente, las distintas variables cuantificadas a lo largo de las etapas de desarrollo del cultivo de avena aportan información sobre la gestión del riego de la parcela que puede servir para mejorar las prácticas de los agricultores y reducir su consumo de agua sin dañar su productividad, lo cual cumple con uno de los objetivos de este trabajo. Así mismo es necesario realizar más investigaciones de este tipo pues se cuenta con poca información sobre la gestión hídrica en estas regiones e incluso para este cultivo, lo cual ha afectado a los productores con pérdidas completas del cultivo en años previos o con periodos de ciclo de cultivo más largos.

## Agradecimientos

Esta investigación realizada con la financiación del Fondo Destinado a Promover el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología en el Estado de Coahuila, del Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Coahuila (COAH-2021-C15-C009). Agradecemos a los propietarios del predio donde se realizó este trabajo por su apoyo y facilidades para la instalación de equipos. Agradecemos a Andrés Torres Gómez por su invaluable apoyo en campo. A la beca de maestría de CONACyT.

## Literatura citada

- Anapalli, S.S., Fisher, D. K., Reddy, K. N., Wagle, P., Gowda, P. H., y Sui, R. 2018. *Quantifying soybean evapotranspiration using an eddy covariance approach*. 209, 2018, pp. 228-239.
- C. Bonilla M. y J. Cancino V. 2001. *Estimación del contenido de humedad del suelo mediante el empleo de funciones de pedotransferencia*. Agricultura Técnica, 61, pp. 326-338.
- Delgado- Balbuena, J., Arredondo, J. T., Loescher, H. W., Pineda- Martínez, L. F., Carbajal, J. N., y Vargas, R. 2019. Seasonal precipitation legacy effects determine the carbon balance of a semiarid grassland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(4), 987-1000.
- INAFED (Instituto Nacional para el Federalismo y Desarrollo municipal, General Cepeda). 2016. *Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Coahuila*.; <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM05coahuila/municipios/05011a.html>. (Consulta: marzo 03 2022).
- Jia, Z., S. Liu, y Z. Xu. 2010. *Validation of remotely sensed evapotranspiration: a case study*. IEEE.
- Jolly, I. D. y Rassam, D. W. 2009. *A review of modelling of groundwater-surface water interactions in arid/semi-arid floodplains*. in *18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand and International Association for Mathematics and Computers in Simulation*. Citeseer.
- Mao, Y. y K. Wang, 2017. *Comparison of evapotranspiration estimates based on the surface water balance, modified Penman-Monteith model, and reanalysis data sets for continental China*. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 122(6), pp. 3228-3244.
- Prinz, D. y A. Singh, 2000. *Water resources in arid regions and their sustainable management*. 39(3), pp. 251-272.
- Rashid Niaghi, A. and X. Jia, 2019. *New approach to improve the soil water balance method for evapotranspiration estimation*. 11(12), pp. 2478.
- Sandoval, S. 2010. Guía técnica n. 1. Validación de métodos y de terminación de la incertidumbre de la medición: Aspectos generales sobre la validación de métodos. Santiago, Instituto de Salud Pública de Chile.
- SIACON (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2018. *Estadísticas de la Producción Agrícola Nacional y Estatal*. (Consulta: marzo 03 2022).
- Yang, Z., Zhang, Q., Hao, X., y Yue, P. 2019. Changes in evapotranspiration over global semiarid regions 1984–2013. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(6), 2946-2963.



## 6.2. El maguey pulquero, descripción del cultivo y explotación en el Estado de Tlaxcala

Flores-Morales Areli<sup>1,\*</sup>; Aquino-Juárez Dulce V.<sup>1</sup>; Ocaranza-Sánchez Eric<sup>2</sup> y Sánchez-Contreras Ángeles<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Tecnológico Nacional de México-Instituto Tecnológico del Altiplano de Tlaxcala. Km 7.5 Carretera Fed. San Martín Texmelucan-Tlaxcala, C.P. 90122. Tlaxcala.

<sup>2</sup> Centro de investigación en biotecnología aplicada- IPN. Km 1.5 Carr. Est. Sta. Inés Tecuexcomac - Tepetitla de Lardizábal, Tlaxcala.

<sup>3</sup> Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. Tablaje Castral 31264 Km 5.5 Carr. Sierra Papacal Chuburná Puerto, Parque Científico de Yucatán, C.P. 97302, Mérida Yucatán México.

\*Autor para correspondencia: [floresafm@hotmail.com](mailto:floresafm@hotmail.com); [msanchez@ciatej.mx](mailto:msanchez@ciatej.mx)

### Resumen

Por sus características, el maguey pulquero, al igual que otros agaves, es perfecto para integrarse a sistemas agrícolas no convencionales, permitiendo una mejor captura de carbono. Ante la inminente pérdida de variedades de alto rendimiento a lo largo de la historia productiva del agave, es importante ahondar en la clasificación que se tiene como *Agave salmiana* (A. pulquero), esta se aplica a las variedades conocidas como Ayoteco, Chalqueño, Manso, Púa larga, Cenizo y Amarillo, todas reconocidas como productoras de pulque en las dos zonas de estudio de este trabajo (Nanacamilpa y Atltzayanca) en el estado de Tlaxcala. Cada variedad posee características morfológicas únicas, en términos de explotación del cultivo y productividad. Por ejemplo, los productores de cada zona prefieren cultivar la variedad Púa larga por ser un maguey de gran altura, pencas largas, cutícula delgada, mayor número de espinas, roseta más gruesa y la variedad Manso por sus dimensiones. El presente trabajo contribuye al conocimiento de estas variedades, que aporte a conservar las tradiciones culturales de la región, a través de un mejor aprovechamiento sustentable, sin agotar los recursos naturales y conservando la biodiversidad de genes, poblaciones y ecosistemas de las variedades de agaves pulqueros cultivadas en la zona de Tlaxcala, que aportan tanto al paisaje como a la economía turística del estado impulsándolos como una alternativa de captura de CO<sub>2</sub>.

**Palabras clave:** *Agave salmiana*, características morfológicas, producción.

### Abstract

Due to its characteristics, the maguey pulquero, like other agaves, makes is perfect to be integrated into non-conventional agricultural systems, allowing more excellent carbon capture. Given the imminent loss of high-yielding varieties throughout the productive history of agave, it is essential to delve into the classification that is held as *Agave salmiana* (A. pulquero); this applies to varieties known as Ayoteco, Chalqueño, Manso, Púa Larga, Cenizo and Amarillo, all recognized as producers of pulque in the two study areas of this work (Nanacamilpa and Atltzayanca) in the state of Tlaxcala. Each variety has unique morphological characteristics in terms of crop exploitation and productivity. For example, producers in each zone prefer to cultivate Manso variety because the long spike variety is tall maguey with long stems, a thin cuticle, a more considerable number of thorns, and a thicker rosette because of its dimensions. The present work contributes to the knowledge of these varieties and to conserving the region's cultural traditions through a better sustainable use without depleting natural resources and conserving the biodiversity of genes, populations, and ecosystems of the agave varieties grown in the Tlaxcala area, which contribute both to the landscape and the state's tourist economy, promoting them as an alternative for capturing CO<sub>2</sub>.

**Keywords:** *Agave salmiana*, *morphological characteristics*, *production*.

## Introducción

Las especies de *Agave* tanto cultivadas como silvestres se desarrollan en suelos áridos y semiáridos, a temperaturas altas o bajas debido a su metabolismo, que permite su crecimiento y reproducción en lugares donde otros cultivos no tienen probabilidades de desarrollo, por lo que resultan una buena alternativa para la captura de carbono. Los magueyes productores de pulque identificados en los estados de Hidalgo, estado de México, Morelos, Puebla y Tlaxcala son: *Agave teometl* Zucc., *A. weberi* Cels., *A. altísima* Jacobi., *A. compliata* Trel., *A. gracillispina* Englem., *A. malliflua* Trel., *A. quitifera* Trel. *A. crassispina* Trel., *A. mapisaga* Trel. *A. americana* L., *A. salmiana* Otto ex Salm gentryi, *A. atrovirens* Karw y *americana* L. Estos crecen en las zonas montañosas y planicies (Chacón-Vargas et al., 2020; Eguiarte y Souza, 2007; Gentry, 1982; Lopez, 1988).

Tlaxcala es uno de los principales productores de maguey pulquero (García, 2007). Sin embargo, ante el cambio climático el cultivo, ha ido disminuyendo. Aunque, *Agave salmiana* o maguey de pulque no se le localiza aún en alguna categoría de riesgo NOM-059-ECOL-2001(SEMARNAT, 2022), esta especie enfrenta problemáticas de índole social como es el robo de plantas adultas para la extracción de la cutícula “papel mixiote” y el uso de las pencas para la elaboración de platillos típicos (barbacoa), además por su explotación pulquera, no se permite la floración de la planta y por consiguiente la formación de semillas para su propagación sexual, por lo que la propagación es por hijuelos que provienen del rizoma, reduciendo la variación genética de la especie (Vázquez et al., 2011). El aprovechamiento de las especies de agaves abarca toda una gama de categorías, generado un interés creciente en la posibilidad de la producción de biocombustibles con el fin de reducir el uso de los derivados del petróleo y el carbón. Pero sobresale su empleo como fuente de oligosacáridos, alimentos funcionales y bebidas alcohólicas y no alcohólicas. Por lo tanto, como una demanda tecnológica y de investigación, en este trabajo se plantean alternativas, para la generación e implantación de cultivos de especies potenciales que mejoran la captura de carbono. De este modo, con un manejo agronómico mínimo y como alternativa para la optimización de su sistema de producción agrícola con baja demanda de agua, lo cual apoyaría la pérdida de material genético e impulso de nuevas tecnologías de explotación de la planta y del producto (aguamiel) para fomentar su cultivo.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

La selección de plantas de *A. salmiana* fue realizada en dos regiones de mayor producción de pulque ubicadas en el Estado de Tlaxcala entre 2019-2020. La primera localidad (A): San Juan Ocotitla, municipio de Atltzayanca de Hidalgo, localizada en la zona oriental del estado entre 19° 02' latitud norte y 97° 48' longitud oeste, con una altitud de 2600 msnm. La segunda localidad (B): en Nanacamilpa, ubicada en el poniente del estado 19° 29' latitud norte y 98° 32' longitud oeste, con una altitud de 2727. El clima que predomina en ambas zonas es semiseco y la temperatura media es de 21°C, con máximas de 28°C y mínimas de 0 a 5 °C. La precipitación pluvial se reportó de 400 a 540 mm con una evaporación promedio anual de 134.2 mm (INEGI, 2020). Se eligieron plantas con base en el fenotipo: altura, color, longitud de las hojas, porte, edad y producción de aguamiel.

Las zonas de colecta no se encuentran ubicadas dentro de alguna reserva o áreas protegidas. Sin embargo, al ser propiedad privada se contó con el apoyo de los productores dueños del material vegetal para el registro de producción histórico la comunicación con los señores Salome Fernández y Rodolfo del Razo, fue esencial. A los agaves colectados en ambas zonas (A y B) se les midió el ancho del haz y

el envés de las pencas, el largo, el número aproximado de pencas en la roseta, el diámetro y alto de la planta y de cantidad de aguamiel extraída durante el periodo de producción. Además, en la zona A: Atltzayanca, se tomaron muestras de flores, brácteas y pencas para su identificación y clasificación, botánica. En ambas zonas se colectaron muestras de aguamiel, estas fueron congeladas y trasladadas al laboratorio para su análisis proximal. Los resultados fueron tratados con estadísticas básicas y se reporta el promedio y desviación estándar obtenidos con el programa Excel 2010.

## Resultados y Discusión

### *Características morfológicas de las variedades de Agave salmiana.*

Las variedades de Maguey Amarillo, Cenizo y Manso; predominan en la zona A (Atltzayanca), mientras que las variedades Manzo, Chalqueño, Ayoteco y Púa larga predominan en la zona B (Nanacamilpa) (Figura 1 y 2). Sin embargo, todas pertenecen a la familia Agavaceae, género *Agave* y especie *salmiana* (García, 2007). Entre las características morfológicas sobresalientes de cada variedad de agave, destaca el maguey variedad manso, el cual presenta hojas angostas en la punta, poco alargadas, su color es verde intenso en la parte basal y cambia a verde-amarillo a lo largo de la penca, sus espigas son alargadas, con peso promedio de 80 a 90 kg por penca, la producción de aguamiel fue de 15 a 18 L/día, con °Brix de 13 -15, durante un tiempo promedio de 4 meses, alcanzando su ciclo de producción entre 10 a 12 años.

La variedad Amarillo, tiene como su nombre lo indica, un color verde limón-amarillo, sus pencas son un poco más delgadas que las del manso, el número de pencas por planta es alrededor de 30 a 40 hojas, en función al estadio de su edad fisiológica, alcanzando una producción de aguamiel de 16 a 17 L/día, con °Brix de 13 -14, en un periodo de hasta 6 meses de producción después de 10 a 14 años de crecimiento.

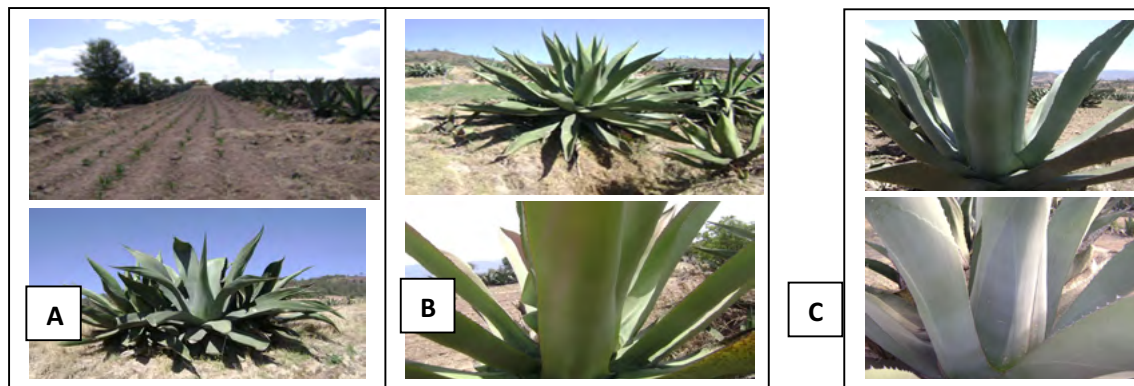


Figura 1. *Agave Salamina*, variedades: A) Manso, B) Amarillo y C) Cenizo. Especies ubicadas en el municipio de Atltzayanca, Tlaxcala.

La variedad Cenizo, tiene color verde oscuro tendiente a blanquecino, de ahí su nombre, sus pencas son poco más anchas similares a las del manso, el número de pencas por planta es aproximadamente de 40 a 44 hojas, la producción promedio de aguamiel es de 18 a 22 L/día, con °Brix de 16 -18, produciendo de 3 a 4 meses de los 10 a 12 años.

La variedad Chalqueño, tiene un color verde grisáceo, sus pencas son un poco más anchas que las del manso, el número de pencas por planta es menor que en otras variedades, con una estimación de producción de aguamiel de 18 L/día, con °Brix de 11 -12, desde los 12 a 14 años del cultivo.

La variedad Ayoteco, tiene un color verde limón amarillento, sus pencas se encuentran inclinadas, llegando a medir 5m de largo. Las dimensiones del mezontete alcanzan 3 metros, se desarrolla



prácticamente en crecimiento vegetativo, presenta mayor cantidad de espinas más juntas y achatadas o “chaparritas”, tiene un mayor peso en comparación con las otras variedades alcanzando 1200 kg por planta; es la variedad de mayor producción de aguamiel con un promedio de 18 a 20 litros por día, con °Brix de 10 a 12, con un ciclo de producción de 12 a 14 años.

El magüey Púa larga se caracteriza como su nombre lo dice por tener pencas más largas muy erguidas sobre la roseta basal, la cual es más gruesa, pesando hasta 1000 kg. Su color es verde más oscuro, en comparación con la variedad manso. Su meyolote (Meyolote: Proviene de la voz nahuatl y significa “corazón de magüey”) es delgado genera púa lateral o “mechichihual” en la base. Su producción de aguamiel es de 10 a 12 litros por día, con °Brix de 12 a 13, durante 4 meses, llegando a su ciclo de producción en 8 a 10 años.

Estas variedades han sido reportadas por Madrigal et al., (2013 y 2014) y Álvarez et al., (2018) como importantes productoras de aguamiel en la zona. Sin embargo, esta productividad varía significativamente en función del tiempo de colecta y tipo de raspado. Para fines de explotación, en opinión de los productores de la región de Nanacamilpa, se considera aceptable que todas las variedades sean cultivadas considerando el tiempo de explotación y el tiempo de madurez ya mencionado. En esta variedad por la disposición de las pencas facilita la colecta de aguamiel, además de que presenta una cutícula delgada que se rompe fácilmente, lo que impiden que esta variedad sea susceptible a la extracción furtiva de la cutícula, disminuyendo las pérdidas en los cultivos establecidos para la producción de pulque.

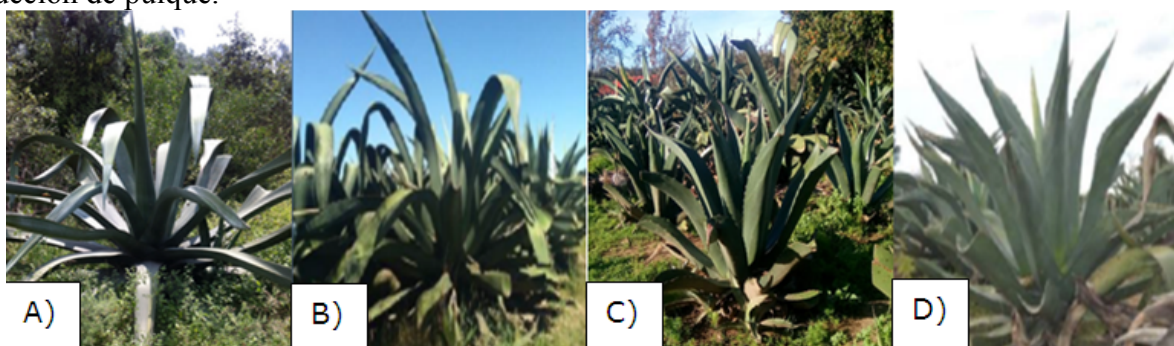


Figura 2. *Agave salmiana*, variedades: A) Manso, B) Chalqueño C) Ayoteco y D) Púa Larga. Especies ubicadas en el municipio de Nanacamilpa, Tlaxcala.

Cabe señalar que al remover la cutícula de las pencas de magüey estas mueren en un tiempo de 2 a 4 hrs, por pérdida de humedad, perdiendo además los componentes principales requeridos para el metabolismo CAM y por consecuencia no es posible recuperar la planta para la producción de aguamiel. Se han hecho esfuerzos de diferentes asociaciones productoras de magüey, por generar una legislación sobre la protección de la planta, lamentablemente la propuesta realizada para el estado de Tlaxcala fue rechazada (GACETA: LXIII/1PPO-7/57437-2015) y solo se ha logrado para el estado de México “Ley Para la Protección del Magüey en el Estado de México”(DECRETO NÚMERO 307, 2014) (Gaceta del senado, 2017 y 2021). Actualmente la población magüeyera se ve disminuida. Sin embargo, sigue siendo un cultivo alternativo de explotación para los productores de pulque, por lo que sería importante como objeto de estudio, para la captura de CO<sub>2</sub> dado su largo periodo de espera para su explotación, lo cual consecuentemente mejoraría el impacto del calentamiento global. En el cuadro 1, se presentan las características morfológicas de las rosetas de las variedades (Manso, Chalqueño, Ayoteco, Púa larga, Cenizo y Amarillo) de *Agave salmiana* a una edad fisiológica de aproximadamente de 7 años.

**Cuadro 1. Características morfológicas de rosetas de seis variedades de *Agave salmiana* (edad 7 años).**

Variedad	Alto (cm)	Diámetro (cm)	No. Pencas	Aguamiel (L/día)	°Brix
Chalqueño	2437±25.6	4233.3±218.5	27.7±2.5	18.51 ± 0.106	11.52 ± 0.39
Púa larga	2291±11.7	3247.7±296.1	28.3±2.1	17.21 ± 0.207	12.05 ± 0.26
Manso	2101.7±14.6	2656.0±124.5	29.0±2.0	18.51 ± 0.106	11.52 ± 0.39
Ayoteco	2281±21.3	2949.7±220.4	26.7±1.5	19.79 ± 0.406	11.18 ± 0.56
Cenizo	2060±42.3	2881.0±86.9	26.7±1.5	21.98 ± 0.266	13.85 ± 3.58
Amarillo	1959.0±83.9	2925.7±136.1	26.0±1.0	16.56 ±0.153	16.62 ± 1.79

Promedio de tres repeticiones ± la desviación estándar

El maguey Chalqueño sobresale ligeramente respecto a la altura y diámetro en comparación con las otras variedades, el número de pencas por variedad no tiene diferencia significativa al igual el número de espinas por penca, siendo muy semejantes entre la variedad Púa larga, y Chalqueño. Chávez et al., (2019) realizaron un estudio sobre las características de la epidermis de hojas de *A. salmiana* y determinan que la plasticidad fenotípica es alta entre los individuos estudiados de cada localidad, aportando un valor taxonómico para su diferenciación. Garcia, (2011) considera que solo existen dos subespecies *A. salmiana subsp. salmiana* y *A. salmiana subsp. tehuacanensis* (Karw. Ex Salm-Dyck), indica que existe una alta variación morfológica entre individuos que se desarrollan en la misma localidad o bien, en distintas zonas geográficas. Gentry (1982), menciona que la variabilidad morfológica de *A. salmiana* se refleja principalmente en la hoja indistintamente en poblaciones cultivadas o silvestres. Las características morfológicas de las pencas de las 6 variedades de *A. salmiana*, localizadas en las dos zonas de alta producción del estado de Tlaxcala se presentan en el cuadro 2. Las pencas fueron tomadas de tres plantas de maguey, con disposición denominada, baja, media y alta en la roseta.

**Cuadro 2. Características morfológicas de pencas de variedades de *Agave salmiana* (7 años)**

Variedad	Longitud (cm)	Diámetro (cm)	Peso (Kg)	No. de espinas
Ayoteco	119.5±6.3	28.6±1.7	7.61±1.0	202.3±0.6
Manso	102.7±8.8	29.2±0.8	6.92±0.1	138.3±7.4
Chalqueño	103.2±7.7	29.0±1.8	7.33±1.0	115.3±10.0
Púa larga	155.5±6.6	30.9±4.7	7.82±0.7	95.7±5.5
Amarillo	109.5±4.4	26.9±2.2	8.5±1.6	134.2±11.3
Cenizo	121.3±3.8	29.6±1.1	8.5±1.3	139.5±14.1

\*Pencas situadas en la parte intermedia de la planta, se reporta el promedio ± desviación estándar

Las pencas de la variedad Púa Larga sobre sale respecto a la variedad Cenizo y Ayoteco, son estas más largas, respecto al diámetro y peso son significativamente iguales. El número de espinas es mayor para la variedad Ayoteco.

Las pencas dañadas normalmente se podan y son desechadas al campo para abono de la misma planta, pero deshidratadas son usadas como combustible. El principal uso de las hojas de maguey es para la cocción de carne en un plato tradicional del centro del país, denominado “barbacoa” apreciando la cutícula de la penca y su poda, para generan un sabor y textura agradable al paladar. El precio por penca puede oscilar entre 20 y 30 pesos en los mercados locales. Mientras que la cutícula se logra vender de

25 hasta 200 pesos la hoja, según la demanda. Razón por lo que la extracción clandestina de la cutícula es una amenaza para el cultivo del maguey y su aporte en la captura de carbono. Existen pocos plantíos intensivos para la producción del agave pulquero, ya que no hay una estrategia de comercialización, por lo que los productores demandan alternativas para la protección, explotación y comercialización sustentable del maguey y sus productos derivados mediante iniciativas de ley (Ley Federal de Protección al Maguey, 2005 y 2007).

La captura de carbono es una alternativa de protección para el maguey pulquero, ya que se encuentra comúnmente intercalado con otros cultivos, o en bordes, como linderos (técnica de captación de agua de lluvia en el suelo de cultivo), formando parte del paisaje de las comunidades rurales (Yañes et al., 2016). Sin embargo, en las parcelas de cultivo intensivo de maguey, las plantas son sembradas con dos metros de distancia entre plantas y aproximadamente 20 metros entre hileras. Las plantas localizadas en los bordes del terreno de cultivo presentan mejor crecimiento en comparación con las que se encuentran en el centro, debido a la exposición solar y el espacio disponible. Las plantas son capaces de producir de 10 a 15 hijuelos funcionales, hasta los 6 o 7 años. Posterior a este periodo los hijuelos producidos ya no cuentan con las características para ser trasladados en campo o vivero. Las prácticas agrícolas practicadas al cultivo de maguey son el deshierbe (intensivo o pastoreo, acorde al tamaño de la densidad del plantío), el abonado (natural con estiércol de ganado) y finalmente la poda (eliminación de pencas externas). En estos cultivos no es frecuente el control de plagas con químicos, para evitar la contaminación del aguamiel (Comunicación personal. Sr. Rodolfo del Razo).

Las diversas variedades existentes en el territorio Tlaxcalteca u otros estados productores del maguey de pulque, posiblemente se debe a la variabilidad genética generada de forma natural a través del tiempo, o bien ocasionada por el manejo agronómico que le dan algunos productores (Mora et al., 2011). El maguey variedad Manso, es el agave que se distribuye en mayor proporción en comparación con otras variedades en la región del Altiplano (Narváez et al., 2016). Actualmente, la variedad Púa larga debido a sus características fisiológicas, además de su rápida adaptación a diferentes suelos y climas, está siendo una de las variedades de mayor cultivo en la región (Comunicación personal Sr. Rodolfo del Razo-2020).

Las variedades de maguey de pulque citadas son cultivadas en diferentes regiones del estado de Tlaxcala, para su uso como linderos o bien, como plantas de ornato debido a sus características de resistencia y adaptación a diferentes climas y suelos. Actualmente, en coordinación con la secretaria de turismo, las grandes plantaciones, o lo que resta de haciendas pulqueras, se han convertido en un atractivo turístico, generando, un paseo por las mismas, que a la fecha se ha denominado “La ruta del pulque”. Esta actividad turística realiza recorridos por las antiguas haciendas pulqueras, los principales Ranchos donde se ofrecen experiencias gastronómicas, empleando aguamiel, huevos de agave (parte meristemática de la planta), pencas y pulque (*Tlaxcala Rutas Turísticas*, 2021).

## Conclusiones

Las zonas donde los agaves se establecen mejoran notoriamente las condiciones del suelo y ofrecen oportunidades de empleo a la comunidad. Por lo que, los cultivos intensivos de agaves son proyectos viables para las comunidades con severos problemas de erosión del suelo, donde es el único recurso de explotación que tienen para vivir. El productor no requiere de una inversión elevada para implantar esta especie. Por lo tanto, se hace necesario evaluar el rendimiento del Agave *salmiana*, por su capacidad de captura de CO<sub>2</sub>, aunado al que tienen las diferentes variedades cultivadas y silvestres considerando como punto de partida esta variabilidad morfológica natural y la obtenida por la intervención humana, para definir si estas variedades (Púa larga y Manso) que son preferidas por los productores de Nanacamilpa y Atltzayanca respectivamente, son también las más pertinentes para la captura de carbono por sus características morfológicas.



## Agradecimientos:

Al Sr. Rodolfo del Razo (Rancho San Isidro, Nanacamilpa, Tlax.) y Sr. Salomé Fernández (Rancho Los Fernández de Altlazyanca, Tlax.) por la donación e identificación de los ejemplares colectados de maguey.

## Literatura citada

- Álvarez-Duarte, M.C.; E. García-Moya, J. Suárez-Espinosa, M. Luna-Cavazos, y M. Rodríguez-Acosta. 2018. Conocimiento tradicional, cultivo y aprovechamiento del maguey pulquero en los municipios de Puebla y Tlaxcala. 45: 205-222. DOI:10.18387/polibotanica.45.15
- DECRETO NÚMERO 307, Pub. L. No. OTECCIÓN DEL MAGUEY EN EL ESTADO DE MÉXICO. 2014. <http://legislacion.edomex.gob.mx/sites/legislacion.edomex.gob.mx/files/files/pdf/ley/vig/leyvig211.pdf>
- Chacón-Vargas, K., J. Torres, M. Giles-Gómez, A. Escalante and J. G. Gibbons. 2020. Genomic profiling of bacterial and fungal communities and their predictive functionality during pulque fermentation by whole-genome shotgun sequencing. *Scientific Reports*, 10: 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71864-4>
- Chávez-Güitrón, L. E., C. S. P. Florencia, E. A. Pérez-Salinas, J. Caballero, A. Vallejo-Zamora, and E. Sandoval-Zapotitla. 2019. Variation of epidermal-foliar characters of Agave salmiana subsp. Salmiana (Asparagaceae) in the center of Mexico. *Botanical Sciences*, 97: 711–724. <https://doi.org/10.17129/botsci.2159>
- Eguiarte, L. E. y V Souza. 2007. Historia natural del Agave y sus parientes: Evolución y Ecología. In P. Colunga-García, A. Larqué, L. Eguiarte, & D. Zizumbo (Eds.), *En lo Ancestral hay Futuro: del Tequila, los Mezcales y otros Agaves*, 3–22 p. Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida.
- García MENDOZA A. J. 2011. Agavaceae Fascículo 88. In F. de C. UNAM (Ed.), *FLORA DEL VALLE DE TEHUACÁN-CUICATLÁN* (1st ed., 1–95). <https://doi.org/10.1201/9781351072533>
- García Mendoza, A. J. 2007. Los agaves de México. *Ciencias*, 87 :14–23.
- Gentry, H. S. 1982. Group Salmianae. In *Agaves of Continental North America*. (1st ed., pp. 594–618). The University of Arizona Press.
- INEGI. 2020. Geografía y medio ambiente. Climatología. <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/>
- Lopez, G. M. 1988. *El Maguey, árbol de las maravillas* (Hidalgo & Museo Nacional de Culturas Populares (Mexico) (Eds.)). Gobierno del Estado de Hidalgo. <https://books.google.com.mx/books?id=GSdgAAAAMAAJ>
- Mora-López, J. L., J. A. Reyes-Agüero, J. L. Flores-Flores, C. B. Peña-Valdivia, and J. R. Aguirre-Rivera. 2011. Morphological variation and humanization of Agave genus, Salmianae section. *Agrociencia*, 45: 465–477.
- Narváez, A. U., T. Martínez y M. Jiménez. 2016. El cultivo de maguey pulquero : opción para el desarrollo de comunidades rurales del altiplano mexicano The cultivation of maguey pulquero : an option for the development of. *Revista de Geografía Agrícola*, 56:33–44 p. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=75749287005>
- SEMARNAT. 2022. NOM-059-SEMARNAT-2001 Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial De La Federación*, 5. <https://www.gob.mx/semarnat/que-hacemos>
- Tlaxcala rutas turísticas. 2021. Secretaría de Turismo Del Estado de Tlaxcala. <https://visitatlaxcala.com.mx/rutas/>
- Vázquez Díaz, E., J. R. García Nava, C. B. Peña Valdivia, H. M. Ramírez Tobías y V. Morales Ramos. 2011. Tamaño de la semilla, emergencia y desarrollo de la plantula de maguey (Agave salmiana Otto ex Salm-Dyck). *Revista Fitotecnia Mexicana*, 34(3): 167–173. <https://doi.org/10.35196/rfm.2011.3.167>
- Yañes, D. G., A. Flores-Morales y L. Collin-Harguindeguy. 2016. Los caminos del maguey y el pulque: el arte a su rescate (C. T. A.C. (Ed.); Primera ed). Colegio Tlaxcala A.C.

### 6.3. Almacén de carbono en sistemas agroforestales de café en la localidad de Xochiojca, Zongolica, Veracruz

Tlaxcala-Méndez Rolando M.<sup>1,\*</sup>; Aquino-Ramírez Martín<sup>2</sup>; Pablo-Mendoza María del C.<sup>1</sup> y Santiago-Trinidad Olga<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental El Palmar. Tezonapa, Veracruz, México.

<sup>2</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Edzná. Campeche, Campeche, México.

\* Autor para correspondencia: tlaxcala.rolando@inifap.gob.mx

#### Resumen

Los sistemas agroforestales de café (SAFC) bajo sombra diversificada ayudan en la conservación de la biodiversidad y provisión de servicios ambientales como la captura de carbono. Sin embargo, el conocimiento sobre los almacenes de carbono en los SAFC de localidades específicas de la región central de Veracruz es limitada. El presente estudio se realizó con el objetivo de cuantificar la capacidad de almacenamiento de carbono (C) en la biomasa vegetal aérea de los SAFC en la localidad de Xochiojca, Zongolica, Ver. Para ello, se establecieron 45 unidades de muestreo (UM) de 400 m<sup>2</sup> (20 × 20 m) distribuidos aleatoriamente en seis fincas de café. Los árboles se identificaron por familia, género y en la mayoría hasta nivel especie. Se registraron las variables dasométricas de los árboles y plantas de *Coffea arabica* L. Se determinó la importancia fitosociológica de las especies arbóreas por medio del índice de valor de importancia (IVI). El C de la biomasa aérea fue estimado por medio de ecuaciones alométricas y con el factor de 0.5. Las especies con mayor IVI fueron *Quercus* sp., *Cedrela odorata*, *Cupania glabra* y *Cordia alliodora*. El C almacenado promedio en los SAFC fue de 109.29 ± 7.21 Mg C ha<sup>-1</sup>, de los cuales 107.61 ± 7.12 Mg C ha<sup>-1</sup> corresponden a la biomasa de los árboles y 1.68 ± 0.09 Mg C ha<sup>-1</sup> en los cafetos. Lo anterior, comprueba el potencial de los SAFC de la localidad para ser considerados en futuros proyectos relacionados con los mercados de carbono para compensar a los productores.

**Palabras clave:** SAFC; IVI; *Coffea arabica* L.

#### Abstrac

Coffee agroforestry systems (CAFS) under diversified shade help in the conservation of biodiversity and provision of environmental services such as carbon sequestration. However, knowledge about the carbon stores in CAFS of specific localities of the central region of Veracruz is limited. This study was conducted to quantify the storage capacity of carbon (C) in the aerial vegetal biomass of the CAFS in Xochiojca, Zongolica, Veracruz. For this, we established 45 sampling units (SU) of 400 m<sup>2</sup> (20 x 20 m) randomly distributed in six coffee farms. The trees were identified by family, genus and species in most. Dasometric variables of the trees and plants of *Coffea arabica* L. were recorded. The phytosociological importance of the tree species was determined with the importance value index (IVI). The Carbon of the aerial biomass was estimated by means of allometric equations and with the factor of 0.5. The species with the highest IVI were *Quercus* sp., *Cedrela odorata*, *Cupania glabra* and *Cordia alliodora*. The average C stored in the CAFS was 109.29 ± 7.21 Mg C ha<sup>-1</sup>, 107.61 ± 7.12 Mg C ha<sup>-1</sup> correspond to the biomass of the trees and 1.68 ± 0.09 Mg C ha<sup>-1</sup> in the coffee trees. The foregoing confirms the potential of the local CAFS to be considered in future projects related to carbon markets to compensate producers.

**Key words:** CAFS; IVI; *Coffea arabica* L.

## Introducción

Las emisiones de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) como el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ha experimentado grandes aumentos en las concentraciones atmosféricas por causas antropogénicas debido al crecimiento económico y demográfico, como consecuencia el calentamiento global hasta el 2017 ha alcanzado  $1^\circ\text{C}$  ( $\pm 0.2$ ) sobre el nivel preindustrial, en este sentido, el aumento de la temperatura ha sido de  $0.2^\circ\text{C}$  por década, si las emisiones de los GEI continúan a este ritmo, se alcanzará un calentamiento de  $1.5^\circ\text{C}$  entre el 2030 y 2052 afectado a las personas, los ecosistemas y los medios de vida de todo el mundo (AEMET y OECC 2018). Uno de los GEI más importantes es el  $\text{CO}_2$ , las concentraciones han aumentado en un 40%, pasando de 280 ppm a inicios de la revolución industrial (1769) a 416 ppm en 2021 con una tasa de incremento anual de 0.4% (NOAA, 2022).

Las concentraciones de  $\text{CO}_2$  podrían reducirse de dos formas, la primera minimizando las emisiones antropogénicas y la segunda mediante la conservación y la creación de sumideros naturales, este último trae otros beneficios, por ejemplo, la preservación de la diversidad biológica, protección contra inundaciones y tormentas, entre otros (IPCC, 2018). Uno de los sumideros son los sistemas agroforestales de café (SAFC) bajo sombra diversificada, donde la vegetación leñosa almacena carbono en su madera por un tiempo prolongado a través de la fotosíntesis. Estudios realizados en Centroamérica, estiman que los policultivos tradicionales de café almacenan en la biomasa aérea entre 8 a  $104 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , mientras que los policultivos comerciales de café se acumulan entre 4 a  $39 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Rahn *et al.*, 2014). Así mismo, en los SAFC de Huatusco, Veracruz, se ha cuantificado un depósito en la biomasa aérea entre 28 a  $115 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Espinoza-Domínguez *et al.*, 2012). En los SAFC de Tlapacoyan, Veracruz, se estima una acumulación aérea entre 41 a  $75 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Rajagopal, 2004). En efecto, las estimaciones tienden a variar debido a la elección de los modelos alométricos, sistemas de producción, edad de los SAFC, especies de árboles, así como sus abundancias, frecuencias y dominancias. En definitiva, los árboles, base de los sistemas agroforestales, juegan un papel esencial en el ciclo global del carbono (Farfán, 2014).

En la región cafetalera del centro de Veracruz es escasa la información sobre el potencial de los SAFC para almacenar carbono, principalmente en localidades específicas. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue cuantificar el almacenamiento de carbono aéreo en los SAFC de la localidad de Xochiojca, Zongolica, Veracruz.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El estudio se realizó en SAFC bajo sombra diversificada de la localidad de Xochiojca, Zongolica, Ver. ubicados entre los paralelos  $18^\circ 38' 10''$  y  $18^\circ 37' 10''$  latitud Norte y los meridianos  $96^\circ 55' 34''$  y  $96^\circ 54' 41''$  longitud Oeste. El lugar de estudio comprende un área colectiva de 35 ha. Las condiciones ambientales de la región son las siguientes, clima semicálido húmedo con lluvias todo el año (Acf), temperaturas de 14 a  $26^\circ\text{C}$ , precipitaciones de 2,400 a 3,100 mm, la altitud es de 900 a 1,200 m, la topografía es de sierra de cumbres tendidas, los tipos de suelos predominantes son luvisoles y acrisoles (INEGI, 2009).

### *Toma de datos*

Durante el primer cuatrimestre del 2022, de forma aleatoria se establecieron 45 unidades de muestreo (UM) de  $20 \times 20 \text{ m}$  ( $400\text{m}^2$ ) en seis fincas de café (*Coffea arabica* L.). En las UM se registró la identidad taxonómica de cada árbol ( $\geq 5 \text{ cm}$  de DN) a nivel familia, género y en su caso hasta nivel especie, con la

ayuda de manuales de identificación (Lascurain *et al.*, 2010; Niembro-Rocas *et al.*, 2010; Pennington y Sarukhán, 2005) y mediante los nombres comunes proporcionados por los productores y, en algunos ejemplares se empleó la aplicación móvil iNaturalist para su identificación. A los árboles se les midió el diámetro normal (Dn en cm) a 1.30 m sobre el suelo con una cinta diamétrica (Forestry Suppliers, Inc.) y la altura total (H en m) con un clinómetro (Suunto). También, en las UM se midieron los cafetos, los cuales se consideraron como estrato arbustivo; las variedades Costa Rica 95 y Colombia solo se les registró la circunferencia de tallo a 15 cm sobre el suelo con una cinta métrica y luego se convirtió a diámetro ( $d_{15}$  en cm), mientras que a las variedades criollas (Típica y Bourbon) adicionalmente se les registró su altura total (H en m) con un flexómetro.

### Evaluación estructural arbórea

Se empleó el índice de valor de importancia (IVI) para determinar la importancia fitosociológica de cada especie arbórea dentro de los SAFC (Lozada, 2010), para ello se determinó la abundancia de cada especie, de acuerdo al número de individuos; la dominancia en función del área basal y la frecuencia con base en su presencia en las unidades de muestreo, estas variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado del IVI (Ec. 1) (Graciano-Ávila *et al.*, 2017).

$$IVI = A_i + Dom_i + Frec_i \quad (1)$$

Dónde:  $A_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$ ,  $Dom_i$  es la dominancia relativa de la especie  $i$  y  $Frec_i$  es la frecuencia relativa de la especie  $i$ .

### Estimación de la biomasa y carbono aéreo

Para cuantificar la biomasa aérea del estrato arbóreo se emplearon ecuaciones alométricas específicas para algunas especies con mayores abundancias, frecuencias y/o dominancias en los SAFC (Ec. 2, 3, 4 y 5). También se usó una ecuación alométrica genérica para el resto de las especies tropicales (Ec. 6). Por otro lado, la biomasa aérea de los cafetos fue estimada con dos ecuaciones alométricas, una para las variedades Costa Rica 95 y Colombia (Ec. 7) y la otra para las variedades Típica y Bourbon (Ec. 8). El contenido de carbono presente en la biomasa aérea de los árboles y plantas de café se calculó al emplear el valor de 0.5 como factor de carbono (IPCC, 2003). El carbono (C) aéreo total almacenado correspondió a la suma del C aéreo de los cafetos y al C aéreo de los árboles.

**Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea de los árboles y cafetos en los SAFC.**

Especie	Ecuación alométrica	$R^2_{adj}$	Fuente	Ec.
<i>Quercus</i> sp.	$B_a = 0.1773 \times Dn^{2.2846}$	0.86	Castellanos <i>et al.</i> , 2011	(2)
<i>Cordia alliodora</i>	$\log_{10}(B_a) = -0.755 + 2.072 \times \log_{10}(Dn)$	0.95	Segura <i>et al.</i> , 2006	(3)
<i>Inga vera</i>	$\ln(B_a) = -1.76 + 2.26 \times \ln(Dn)$	0.97	Acosta-Mireles <i>et al.</i> , 2002	(4)
<i>Pinus patula</i>	$B_a = 0.0357 \times Dn^{2.6916}$	0.98	Díaz-Franco <i>et al.</i> , 2007	(5)
Árboles tropicales	$B_a = \text{Exp}(-2.977 + \ln(\rho Dn^2 H))$	0.98	Chave <i>et al.</i> , 2005	(6)
<i>Coffea arabica</i> L.	$\log_{10}(B_a) = -1.181 + 1.991 \times \log_{10}(d_{15})$	0.93	Segura <i>et al.</i> , 2006	(7)
	$\log_{10}(B_a) = -1.113 + 1.578 \times \log_{10}(d_{15}) + 0.581 \times \log_{10}(H)$	0.94		(8)

Dónde:  $B_a$  es la biomasa aérea en kg; Dn es el diámetro normal en cm;  $d_{15}$  es el diámetro a 15 cm sobre el suelo en cm; H es la altura total en m; Exp es la base de los logaritmos neperianos; Ln es el logaritmo natural; Log10 es el logaritmo base 10;  $\rho$  es la densidad de madera de las especies tropicales en  $\text{g cm}^{-3}$ .

## Resultados y discusión

El análisis del IVI indica que los árboles de *Quercus* sp. y *Cedrela odorata* son los más importantes en los SAFC ya que son individuos dominantes, la mayoría con diámetros normales entre 40 a 90 cm, no obstante, sus abundancias y frecuencias fueron menores en comparación a otras especies. De igual forma, *Cupania glabra* y *Cordia alliodora* son importantes por sus abundancias y/o frecuencias, sin embargo, son no dominantes. En la Figura 1, el IVI también nos muestra la preferencia de los productores por las especies de árboles presentes en sus SAFC, debido a sus usos principales, como sombra, madera, leña, postes, alimento, fijación de nitrógeno, entre otros. La densidad arbórea promedio fue de 448 individuos por ha.

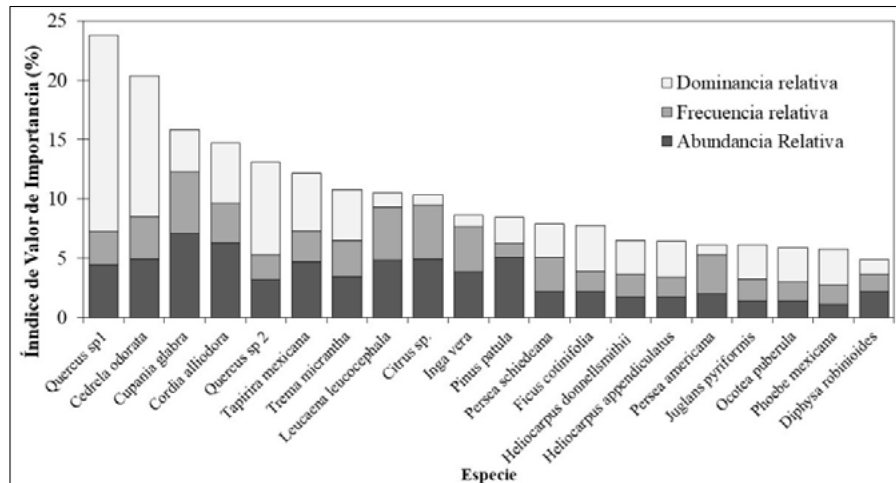


Figura 1.- IVI para las 20 principales especies arbóreas de los SAFC de Xochiojca, Zongolica, Ver.

Las variedades de *Coffea arabica* plantados en los SAFC en mayor proporción son Colombia y Costa Rica 95 a una densidad de 3,125 individuos por ha, con edades de 4 a 6 años, y en menor medida Típica y Bourbon, a una densidad de 1, 100 plantas por ha con edades mayores a los 25 años.

El C aéreo total promedio fue de 109.29 Mg C ha<sup>-1</sup>. La contribución de los árboles es del 98.4% (107.61 Mg C ha<sup>-1</sup>) y los cafetos con el 1.6% (1.68 Mg C ha<sup>-1</sup>). El contenido de C es superior a lo reportado por Rajagopal (2004) con 41 a 75 Mg C ha<sup>-1</sup> en los SAFC de Tlapacoyan, Veracruz. Por otro lado, es similar a los 104 Mg C ha<sup>-1</sup> almacenados en algunos SAFC de Centro América (Rahn *et al.*, 2014). Las estimaciones del presente estudio se encuentran dentro del rango calculado por Espinoza-Domínguez *et al.* (2012) en los SAFC de Huatusco con 28 a 115 Mg C ha<sup>-1</sup>.

Cuadro 2. Almacén de biomasa y carbono en los SAFC de Xochiojca, Zongolica, Ver.

Estrato	Biomasa aérea (Mg ha <sup>-1</sup> )	Carbono aéreo (Mg C ha <sup>-1</sup> )
Árboles	215.23 (±14.25)	107.61 (±7.12)
Cafetos	3.38 (±0.19)	1.68 (±0.09)
Total	218.61 (±14.44)	109.29 (±7.21)

± intervalo de confianza al 95%

## Conclusiones

Las especies de árboles con mayores índices de valor de importancia en los SAFC son *Quercus* sp., *Cedrela odorata*, *Cupania glabra*, *Cordia alliodora*. No obstante, todas especies de árboles presentes en los SAFC juegan un papel importante en la conservación de la biodiversidad local y provisión de servicios ambientales como la captura de CO<sub>2</sub>. Los SAFC han almacenado 109.29 Mg C ha<sup>-1</sup> en la biomasa aérea de la vegetación leñosa, la mayor cantidad se encuentra en los árboles con el 98.4% y en



menor cantidad en las plantas de café con el 1.6%. Estos resultados sugieren que los agroecosistemas cafetaleros tienen potencial para acumular biomasa y carbono, por lo tanto, pueden ser una herramienta estratégica para la mitigación de los GEI.

## Agradecimientos

Se agradece a los productores de café de la localidad de Xochiojca, Zongolica, Ver. por permitir realizar la toma de datos dentro de sus fincas de café.

## Literatura citada

- Acosta-Mireles M. J., J. Vargas-Hernández, A. Velázquez-Martínez, J. D. Etchevers-Barra. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36: 725-736.
- 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.
- Castellanos, A. Quilo and R.M. Amboage. 2011 Validation of the Methodology used by Universidad del Valle de Guatemala for the Estimation of the Carbon Content in Forests and Agroforestry Systems of Guatemala. Centro de Estudios Ambientales y de Biodiversidad, y Universidad del Valle de Guatemala y CARE, Guatemala City.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. Cairns, J. Chambers, D. Eamus, H. Folster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, P. Lescure, B. 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*, 14, 87-99. doi: 10.1007/s00442-005-0100-x
- Díaz-Franco R., M. Acosta-Mireles, F. Carrillo-Azures, E. Buendía-Rodríguez, E. Flores-Ayala y J. D. Etchevers-Barra. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques* 13: 25-34
- Espinoza-Domínguez, W., L. Krishnamurthy, A. Vázquez-Alarcón y A. Torres-Rivera, 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18: 57-70.
- Farfán, F. F. 2014. Agroforestería y sistemas agroforestales con café. Manizales, Colombia: Cenicafé.
- Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza y A. Mora-Olivo. 2017. Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y Bosques* 23:137-146.
- INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Zongolica, Veracruz de Ignacio de la Llave.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry. IGES. Kanagawa, Japan.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2018. Resumen para responsables de políticas. In V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, P. Zhau, D. Roberts, J. Skea, P. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, Y. Chen, S. Connors, X. Zhou, R. Matthews, M. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield (Eds.), Calentamiento global de 1,5 °C, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza, Ginebra: World Meteorological Organization-United Nations Environment Programme.
- Lascurain, M., S. Avendaño, S. del Amo y A. Niembro. 2010. Guía de frutos silvestres comestibles en Veracruz. Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica Forestal, Conafor-Conacyt, México. 144 p.
- Lozada D., J. R. 2010. Consideraciones metodológicas sobre los estudios de comunidades forestales. *Revista Forestal Venezolana* 54: 77-88.
- Niembro-Rocas A., M. Vázquez-Torres y O. Sánchez-Sánchez. 2010. Árboles de Veracruz 100 especies para la reforestación estratégica. Comisión del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave. Centro de Investigaciones Tropicales. Secretaría de Educación del Estado de Veracruz. 255 p.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2020. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide [En línea]. Disponible en: <https://www.gml.noaa.gov/ccgg/trends/global.html>.
- Pennington, T. D. y J. Sarukhán, 2005. Árboles tropicales de México: Manual para la identificación de las principales especies. UNAM. 523 p.
- Rahn, E., P. Läderach, M. Baca, C. Cressy, G. Schroth, D. Malin, H. Van Rikxoort, and J. Shriver. 2014. Climate change adaptation, mitigation and livelihood benefits in coffee production: where are the synergies? *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 19:1119-1137.
- Rajagopal, R. I. 2004. Estimación del secuestro de carbono en sistemas agroforestales a base de cítricos en el trópico húmedo mexicano. Universidad Autónoma Chapingo. Maestría en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. México.
- Segura, M., M. Kanninen, y D. Suárez. 2006. Allometric models for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforestry Systems* 68:143-150.

## 6.4. Biomasa de raíces finas aumenta con la biomasa arbórea en sistemas silvopastoriles de Chiapas, México.

Morales-Ruiz Danilo E.<sup>1,\*</sup>; Aryal-Deb Raj<sup>2</sup>; López-Hernández Juan C.<sup>1</sup>; Pinto-Ruiz René<sup>1</sup>; Guevara-Hernández Francisco<sup>1</sup>; Casanova-Lugo Fernando<sup>3</sup>; Villanueva-López Gilberto<sup>4</sup>; Venegas-Venegas José A.<sup>2</sup> y Reyes-Sosa Mariela<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas;

<sup>2</sup>CONACYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas;

<sup>3</sup>Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Zona Maya, Quintana Roo

<sup>4</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Tabasco, México

\*Autor para correspondencia: morales@outlook.com

### Resumen

Los árboles dentro de los sistemas ganaderos son un componente muy importante porque aumentan el almacenamiento de carbono en biomasa y suelo. El efecto de la biomasa arbórea en la producción y recambio de raíces finas no se ha estudiado ampliamente y es necesario conocer para el desarrollo de los sistemas agroforestales que permitan aumentar la producción, alimentos y otros servicios ecosistémicos. El objetivo de este estudio fue evaluar la biomasa de raíces finas y su relación con la biomasa arbórea en sistemas silvopastoriles en Chiapas. Se realizó el muestreo en 10 sitios en dos sistemas silvopastoriles, árboles dispersos en potrero y cercas vivas para medir biomasa en componente arbóreo y analizar la producción de raíces finas, cuantificados por dos diferentes métodos: i) incremento positivo y ii) biomasa viva media. También se calculó el recambio de raíces finas. Los resultados mostraron que la biomasa de raíces finas ( $\text{g/m}^2$ ) se correlacionó positivamente con la biomasa aérea ( $\text{t/ha}$ ). La regresión lineal tuvo una bondad de ajuste aceptable ( $R^2 = 0.6461$ ). Se observa que a mayor biomasa arbórea aumenta la producción de raíces finas. Sin embargo, la tasa de recambio de raíces finas ( $/\text{año}$ ) y biomasa arbórea ( $\text{t/ha}$ ) mostraron una débil relación negativa ( $R^2 = 0.1635$ ) donde se observa que a mayor biomasa arbórea disminuye el recambio de raíces finas. Los resultados contribuyen a mejorar nuestro entendimiento de la dinámica subterránea de carbono en sistemas agroforestales pecuarios.

**Palabras clave:** *Agroforestería pecuaria, Sistemas ganaderos, Raíces finas, biomasa arbórea, incremento positivo, biomasa viva media*

### Abstract

Trees within livestock systems are a very important component because they increase carbon storage in biomass and soil. The effect of tree biomass on the production and turnover of fine roots has not been studied extensively and it is necessary to know for the development of agroforestry systems that allow increased food production and other ecosystem services. The objective of this study was to evaluate the biomass of fine roots and its relationship with tree biomass in silvopastoral systems in Chiapas. Sampling was carried out at 10 sites in two silvopastoral systems, scattered trees on paddock and living fences, to measure the biomass in tree component and analyze the production of fine roots, quantified by two different methods: i) positive increase and ii) average living biomass. With the previous values, we calculated the turnover of fine roots. The results showed that fine root biomass ( $\text{g/m}^2$ ) was positively correlated with tree aboveground biomass ( $\text{t/ha}$ ). The linear regression had an acceptable goodness of fit ( $R^2 = 0.6461$ ). However, fine root turnover ( $/\text{year}$ ) and tree biomass ( $\text{t/ha}$ ) showed a weak negative relationship ( $R^2 = 0.1635$ ), where it was observed that the higher the tree biomass, the fine root turnover decreases. The results contribute to improve our understanding of the underground carbon dynamics in livestock agroforestry systems.

**Keywords:** *Livestock agroforestry, livestock systems, fine roots, tree biomass, positive increase, mean living biomass*

## Introducción

La producción, recambio y descomposición de raíces finas en sistemas agroforestales están estrechamente relacionados con las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Ehrenbergerova et al., 2016; Montagnini & Nair, 2004; Sánchez & Peláez, 2005). Distintos estudios han demostrado la importancia de raíces finas para el funcionamiento del ecosistema, no sólo por su participación en la productividad primaria neta (PPN), sino también en los ciclos biogeoquímicos, debido a que su descomposición contribuye significativamente al enriquecimiento de los horizontes orgánicos (Burke & Raynal, 1994). Las raíces finas se distribuyen principalmente en los primeros centímetros del suelo y disminuyen a medida que aumenta la profundidad. Se ha estimado que en bosques húmedos tropicales el 57 % de la biomasa de raíces finas se encuentra en los primeros 30 cm del suelo (Jackson et al., 1997).

Para analizar la biomasa, crecimiento y distribución de las raíces, se han clasificado de acuerdo con su diámetro como raíces finas (<2mm) y gruesas (>2mm) debido a sus diferencias en el desarrollo, mortalidad y función en la toma de agua y nutrientes (Gill & Jackson, 2000). Sin embargo, la profundidad hasta la cual pueden penetrar las raíces finas está relacionada con la tasa de infiltración de nutrientes y las relaciones hídricas. Además, la distribución horizontal de las raíces finas está altamente correlacionada con la concentración de nutrientes intercambiables del suelo, especialmente fósforo y calcio (Sánchez & Peláez, 2005). La presencia de componente arbóreo en praderas puede aumentar la presencia de raíces finas a mayor profundidad de suelo, así aumentar la incorporación de materia orgánica en el suelo. Sin embargo, la relación entre la densidad de biomasa arbórea con la biomasa y recambio de raíces finas no se ha estudiado a mayor detalle en sistemas silvopastoriles en Chiapas. En este sentido, el objetivo del presente estudio fue evaluar la biomasa de raíces finas y su relación con la biomasa arbórea en sistemas silvopastoriles en la región trópico temporalmente seco en 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 Villaflora (Figura 1).

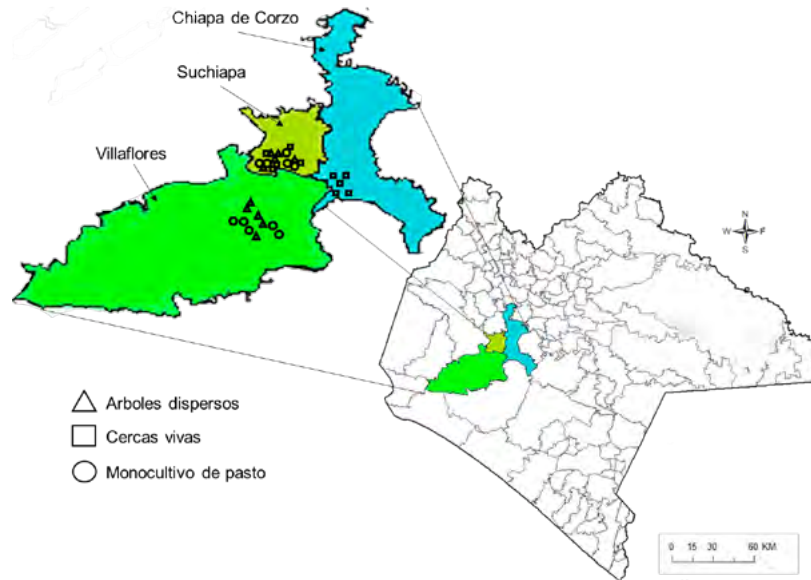


Figura 1: Localización del área de estudio.

### 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 sin árboles (MP). Se utilizaron 30 parcelas de 1000 m<sup>2</sup> cada uno, 10 por cada sistema ganadero. Para cuantificar el almacenamiento de carbono en biomasa arbórea, se midió todos los árboles  $\geq 2.5$  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 mundiales 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).

$$AGB = 0.0673 X (\rho D^2 H)^{0.976}$$

donde AGB es la biomasa aérea del árbol (kg),  $\rho$  es la densidad de la madera de la especie (g cm<sup>-3</sup>), D es el diámetro a la altura del pecho (cm) y H es la altura total del árbol (m).

La biomasa de las raíces se obtuvo del suelo de 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 finas, rocas presentes y el suelo. Para cuantificar la biomasa de raíces finas (vivas y muertas), se lavó las muestras que fueron colectadas de los monolitos, se secó y se pesó. Para la producción de raíces finas fueron cuantificados por dos diferentes métodos: i) incremento positivo y ii) biomasa viva media. El incremento positivo de biomasa de raíces finas se calculó con la siguiente formula (Jourdan et al., 2008):

$$IP = (m_1 - m_0) + (m_2 - m_1) + (m_3 - m_2) + \dots + (m_{12} - m_{11})$$

donde, IP es el incremento positivo de raíces finas (g m<sup>2</sup>), m<sub>0</sub>, m<sub>1</sub>, m<sub>2</sub>, a m<sub>12</sub>; que indican la biomasa total (viva + muerta) de las raíces finas de cada mes de recolección desde el mes 1 (enero 2019) hasta el mes 12 (diciembre 2019).

El incremento positivo suma (acumula) todos los incrementos positivos de biomasa y necro masa entre dos o más fechas de muestreo sucesivo. La biomasa viva media de raíces finas es la media de la biomasa viva de raíces (se excluyen las raíces muertas) obtenidas en diferentes fechas de recolección durante todo el período experimental, la cual se calculó con la siguiente ecuación:

$$BVM = \frac{BV1 + BV2 + BV3 + \dots + BV12}{12}$$

donde, BVM es la biomasa viva media ( $g\ m^{-2}$ ), BV1, BV2, BV3, ..., BV12; lo que indica la biomasa viva de cada mes de recolección desde mes 1 hasta el mes 12.

Todos los valores de biomasa seca fueron convertidos a  $g\ m^{-2}$  antes de someterse a las ecuaciones mencionadas. Una vez calculados los valores de incremento positivo y biomasa viva media, se calculó el recambio de raíces finas. El recambio es la proporción entre incrementos positivos y promedio de biomasa de raíces finas (Neill, 1992), y se calculó con la siguiente ecuación:

$$Recambio = \frac{\text{Incremento positivo } (g\ cm^{-2})}{\text{biomasa viva media } (g\ cm^{-2})}$$

Se realizó los análisis de regresión lineal para explorar las relaciones entre biomasa arbórea y raíces finas, así mismo entre la biomasa de raíces finas y densidad aparente del suelo.

## Resultados y Discusión

En la Figura 2, se presenta un análisis de regresión que sirvió para comparar a) biomasa de raíces finas ( $g/m^2$ ); b) Recambio de raíces finas (/año) con biomasa arbórea ( $t/año$ ). La primera, los valores entre las dos variables de estimación se encuentran positivamente relacionados, siendo significativa ( $p < 0.001$ ) y con una bondad de ajuste aceptable ( $R^2 = 0.6461$ ). La segunda entre las dos variables se encuentra una relación negativa, con una bondad de ajuste bajo ( $R^2 = 0.1635$ ), pero se observa que a mayor biomasa arbórea disminuye la tasa de recambio de raíces finas (/año).

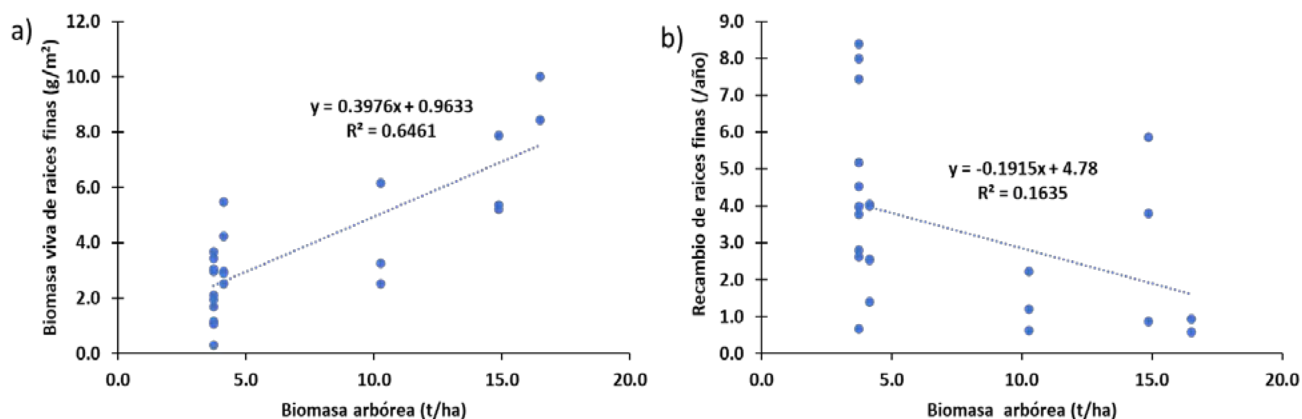


Fig. 2 Análisis de regresión para explorar la asociación entre biomasa de raíces finas ( $g/m^2$ ), recambio (/año) y biomasa arbórea ( $t/año$ ).

La figura 3 muestra un análisis de regresión entre raíces finas ( $g/m^2$ ) (vivas/muertas) y densidad aparente del suelo ( $cm^3$ ) a 10, 20 y 30 cm de profundidad, en las unidades experimentales. Entre los horizontes analizados podemos observar (figura 3 c, d, e, f, g, y h) una relación negativa. Estas relaciones entre biomasa de raíces finas y densidad aparente no fueron estadísticamente significativas ( $R^2 = 0.0088$ ,  $0.0085$ ;  $R^2 = 0.00413$ ,  $0.00186$ ;  $R^2 = 0.0021$ ,  $0.061$ ; vivas y muertas, respectivamente). Las altas variaciones entre los sitios no permiten visualizar una tendencia clara; y las relaciones entre raíces finas con la densidad aparente de suelo no fueron significativas.

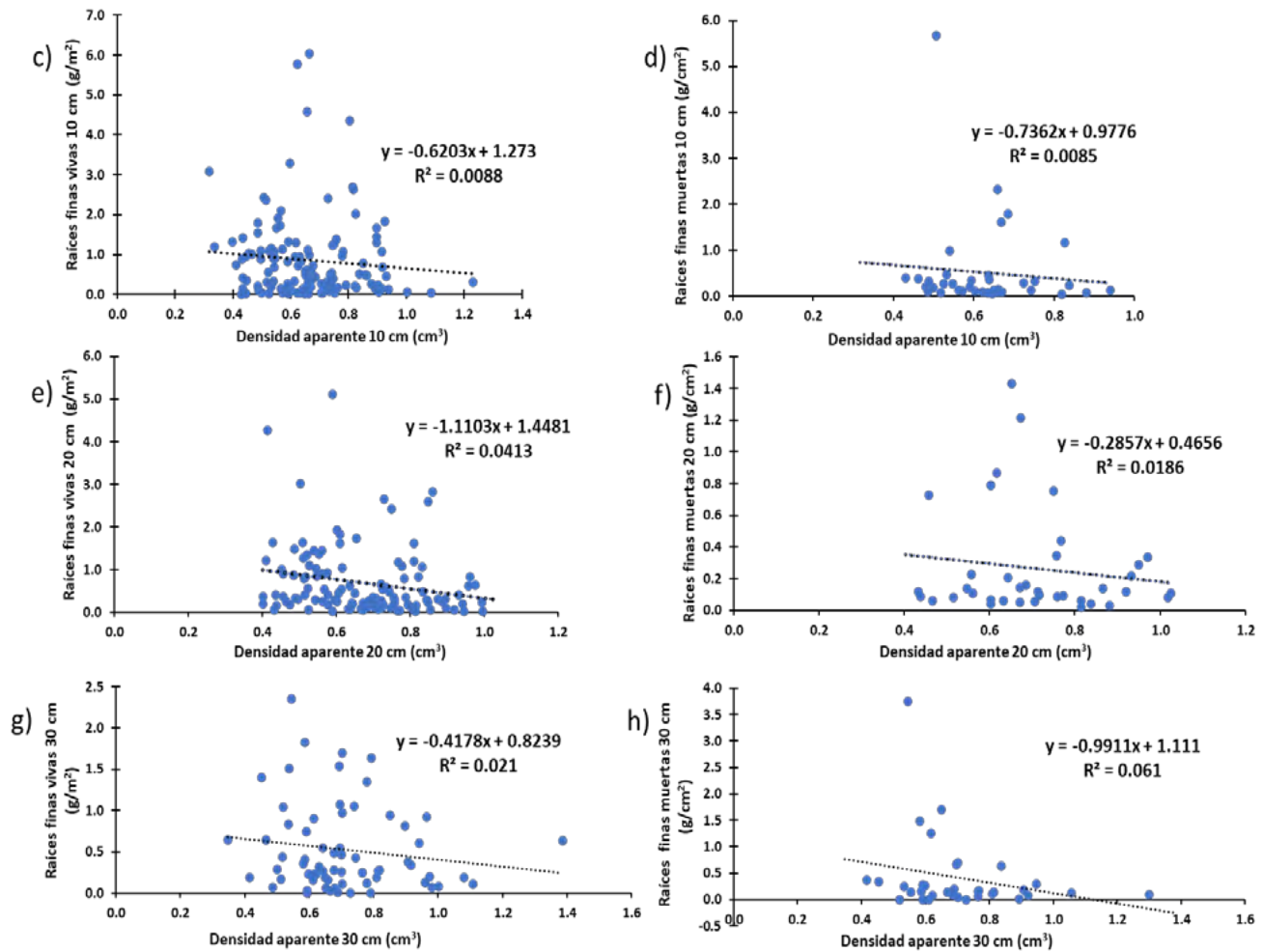


Figura 3. Análisis de regresión de biomasa de raíces finas (vivas/muertas) y densidad aparente a 10,20,30 cm de profundidad.

Los resultados de correlación positiva entre biomasa de raíces finas y biomasa arbórea, es similar a lo reportado por (Medrano, 2018), trabajando en relaciones alométricas y los efectos de la fertilidad del suelo sobre la biomasa subterránea en *Pinus patula* en el trópico mexicano, con  $R^2$  valor de 0.969. En otros estudios también se reportan relaciones lineales significativas entre biomasa aérea y biomasa subterránea para diferentes especies (He et al., 2018; Wang et al., 2014). La biomasa de raíz esta significativamente asociada con la biomasa aérea y la relación posiblemente dependa del tamaño y densidad de los árboles (Jia et al., 2015).

## Conclusiones

La producción de biomasa de raíces finas, se correlaciona positivamente con biomasa arbórea, lo cual explica el mayor almacenamiento de raíces finas y consecuentemente el carbono orgánico en suelos de los sistemas silvopastoriles comparado con el monocultivo de pasto. La producción de raíces finas; no tuvo una correlación significativa con respecto a la densidad aparente, aunque tiende a demostrar que a mayor presencia de raíces finas menos compacto será el suelo. Los resultados de este estudio evidencian los procesos subterráneos que manifiestan la captura de carbono en sistemas silvopastoriles tropicales, los cuales serán de mucho beneficio para comprender los efectos de los árboles en la dinámica de raíces finas y su aporte en almacenamiento de carbono.

## Literatura citada

- Burke, M. K. and D. J. Raynal, (1994). Fine root growth phenology, production, and turnover in a northern hardwood forest ecosystem. *Plant and soil*, 162(1), 135-146.
- Chave, J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S Colgan, W. B. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside and R. C. Goodman, (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology*, 20(10), 3177-3190.
- Ehrenbergerova, L., E. Cienciala, A. Kučera, L. Guy and H. Habrová. 2016. Carbon stock in agroforestry coffee plantations with different shade trees in Villa Rica, Peru. *Agroforestry Systems*, 90(3), 433-445.
- Gill, R. A. and R. B. Jackson. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *The New Phytologist*, 147(1), 13-31.
- He, H., C. Zhang, X. Zhao, F. Fousseni, J. Wang, H. Dai, S. Yang, and Q. Zuo. 2018. Allometric biomass equations for 12 tree species in coniferous and broadleaved mixed forests, Northeastern China. *PLoS one*, 13(1), e0186226.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1: 250 000, serie V (capa unión), escala: 1: 250000*.
- Jackson, R. B., H. A. Mooney, and E.D. Schulze. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(14), 7362-7366.
- Jia, Q., Q. Liu and J. Li. 2015. Individual-based fine root biomass and its functional relationship with leaf for *Pinus tabuliformis* in northern China. *European Journal of Forest Research*, 134(4), 705-714.
- Jourdan, C., E. V. Silva, J. L. M. Gonçalves, J. Ranger, R. M. Moreira and J.P. Laclau. 2008. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Forest ecology and management*, 256(3), 396-404.
- Medrano Meraz, F. 2018. *Biomasa subterránea de Pinus patula: Ecuaciones alométricas y efectos de algunas características del sitio*.
- Montagnini, F. and P. K. R. Nair. 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. En *New vistas in agroforestry* (pp. 281-295). Springer.
- Neill, C. 1992. Life history and population dynamics of whitetop (*Scolochloa festucacea*) shoots under different levels of flooding and nitrogen supply. *Aquatic botany*, 42(3), 241-252.
- Sánchez, L. H. B. y J. D. L. Peláez. 2005. Masa total y contenido de nutrientes en raíces finas de ecosistemas forestales (*pinus patula* schlttl y *cham cupressus lusitanica* mill y *quercus humboldtii* bonpl.) de piedras blancas, Antioquia-Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 58(2), 2907-2929.
- Wang, L., L. Li, X. Chen, X. Tian, X. Wang and G. Luo. 2014. Biomass allocation patterns across China's terrestrial biomes. *PLoS One*, 9(4), e93566.
- Zanne, A. E., G. Lopez-Gonzalez, D. A. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S. L. Lewis, R. B. Miller, N. G. Swenson, M. C. Wiemann and J. Chave. 2009. *Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum*.

## 6.5. Carbono orgánico del suelo en dos sistemas ganaderos de La Concordia Chiapas; México

López-Hernández Juan C.<sup>1</sup>; Aryal-Deb R.<sup>2</sup>; Pinto-Ruiz Rene<sup>2</sup>; Reyes-Sosa Mariela B.<sup>2</sup>; López-Hernández Adalberto<sup>2</sup>; Medina-Jonapá Francisco J.<sup>2</sup>; Venegas-Venegas José A.<sup>2</sup>; Villanueva-López Gilberto<sup>3</sup> y Casanova-Lugo Fernando<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Chiapas. Maestría en Ciencias en Producción Agropecuaria Tropical. Carretera Ocozocuatla-Villaflores Km. 84.5, Villaflores, Chiapas, México

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agronómicas. Carretera Ocozocuatla-Villaflores Km. 84.5, Villaflores, Chiapas, México

<sup>3</sup> Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, CP 86280, Villahermosa, Tabasco, México.

<sup>4</sup> Instituto Tecnológico de Zona Maya, Carretera Chetumal-Escárcega Km 21.5, Othón P. Blanco, C.P. 77965, Quintana Roo.

\* Autor para correspondencia: [juan.lopez15@unach.mx](mailto:juan.lopez15@unach.mx)

### Resumen

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP), son alternativas sustentables de producción pecuaria que permiten hacer un mejor uso y manejo de los recursos naturales, a la vez contribuyen a revertir los impactos ambientales derivados de las actividades pecuarias. Una forma de mitigar los efectos del cambio climático es a través de la captura de carbono en el suelo o en biomasa. En este estudio se cuantificó la cantidad de carbono almacenado en suelo en dos sistemas de un rancho ganadero del municipio de La Concordia, Chiapas; uno SSP con la especie *Leucaena leucocephala* asociado a un pasto nativo y el otro, Monocultivo de Pastizal sin árboles (MP). Mediante el método de Walkley-Black y espectrofotometría a 600 nm se determinó el Carbono Orgánico del Suelo (COS) y la Densidad Aparente (DA). Se utilizó un diseño completamente al azar con arreglo factorial por profundidad y sistema con tres repeticiones. El contenido COS en el SSP varió de 5.0 a 3.1% y de 4.9 a 2.9% en Monocultivo de pasto. La densidad aparente del suelo resultó significativa entre sistemas, donde MP obtuvo valores menores que SSP. En el *stock* de carbono los resultados fueron significativos entre profundidades de suelo en SSP con valores de 66.9, 56.8 y 51.8 t ha<sup>-1</sup> en las profundidades de 0-10, 10-20 y 20-30 cm. En monocultivo de pasto, esto varió de 43.1 a 59.9 t ha<sup>-1</sup>, siendo el más alto en 0-10 cm y más bajo en 40-50 cm de profundidad.

**Palabras clave:** *captura de carbono, sistemas ganaderos, densidad aparente, contenido de COS.*

### Abstract

Silvopastoral Systems (SPS) are sustainable alternatives for livestock production that allow better use and management of natural resources, while contributing to reverse the environmental impacts derived from livestock activities. One way to mitigate the effects of climate change is through carbon sequestration in the soil and biomass. In this study, we quantified the amount of carbon stored in soil in two systems of a cattle ranch in the municipality of La Concordia, Chiapas; one SPS with the *Leucaena leucocephala* tree species associated to a native pasture and the other, Pasture Monoculture without trees (PM). We analyzed soil organic carbon (SOC) using the Walkley-Black method followed by spectrophotometry at 600 nm and measured soil bulk density (BD). We used a completely randomized design with factorial arrangement by depth and system with three replications. The COS content in the SSP varied from 5.0 to 3.1% and from 4.9 to 2.9% in grass monoculture. Soil bulk density was significant between systems, where PM obtained lower values than SPS. Regarding carbon stock, the results were significant between soil depths in SSP with values of 66.9, 56.8 and 51.8 t ha<sup>-1</sup> at the depths of 0-10, 10-



20 and 20-30 cm. In grass monoculture, SOC stocks varied from 43.1 to 59.9 t ha<sup>-1</sup>, being the highest at 0-10 cm and the lowest at 40-50 cm depth.

**Key words:** carbon sequestration, *livestock systems*, *bulk density*, *SOC content*

## Introducción

El cambio climático es una preocupación mundial, este fenómeno se asocia con las actividades antropogénicas y la preocupación radica en el calentamiento de la superficie de la tierra (IPCC, 2018), principalmente a causa de la deforestación y cambio de uso del suelo (Cantú, *et al.*, 2018). Una forma de mitigar los efectos del cambio climático es a través de la captura de carbono en el suelo o en biomasa (Espinosa, 2012).

Los sistemas silvopastoriles (SSP) representan una alternativa tecnológica de producción pecuaria sustentable (Nair *et al.*, 2009; Murgueitio, R. E., 2014), porque involucran la presencia de leñosas perennes (árboles o arbustos) que interactúan con los componentes tradicionales (pastos y animales), bajo un esquema de manejo integral (Casanova-Lugo *et al.*, 2010). La especie *L. leucocephala* es la leñosa más utilizada en SSP en zonas tropicales (Bacab *et al.*, 2013), estudios realizados indican que el contenido de C en biomasa y en suelo es mayor cuando hay presencia de esta especie que en un sistema de Monocultivo de Pastizal sin árboles (Casanova *et al.*, 2001).

En este contexto es importante realizar estudios para identificar y evaluar nuevas alternativas de explotación pecuarias que sean más sostenibles que los sistemas tradicionales para hacer un mejor uso y manejo de los recursos naturales y revertir los impactos ambientales derivados de las actividades pecuarias. El objetivo principal de este estudio fue cuantificar la cantidad de carbono almacenado en el suelo en dos sistemas ganaderos: Silvopastoril con la especie *L. leucocephala* asociado a un pasto nativo y monocultivo de pastizal sin árboles.

## Materiales y métodos

### Localización del área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en el ejido Independencia, municipio de La Concordia, Chiapas, México (Figura 1).

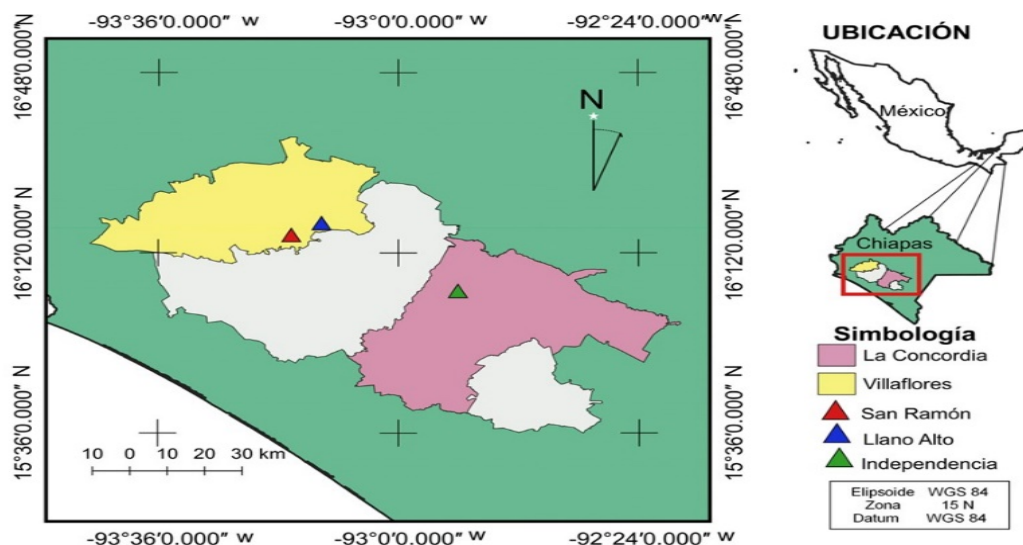


Figura 1. Localización del área de estudio.

## Metodología

El muestreo de suelo se realizó a las profundidades de: 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 y 40-50 cm, tanto en el Sistema Silvopastoril de *L. leucocephala* (SSP) como en Monocultivo de Pasto (MP). Con la muestra colectada se analizó Carbono Orgánico en el Suelo (COS) mediante el método de Wakley-Black (1934). Para tal efecto, se tamizó el suelo en una malla de 2 mm, se pesó en una balanza analítica (0.250 g de suelo). A esta muestra se le agregó  $K_2Cr_2O_7$ ,  $H_2SO_4$  y agua destilada. Posteriormente, se tomaron lecturas en el espectrofotómetro a 600 nm y para el cálculo de carbono se utilizó la siguiente ecuación:  $Y=55.59X$ . En total se analizaron 120 muestras de suelo, 60 correspondiente a SSP y 60 de MP. Para la Densidad Aparente, se sacó muestras con un cilindro de 10 cm de altura y 5.4 cm de diámetro. Se sacaron las muestras y la DA se calculó como la proporción de masa seca entre volumen.

El trabajo de separación, pesado y el análisis del suelo, se realizó en el laboratorio de la Facultad de Ciencias Agronómicas *Campus V* de la Universidad Autónoma de Chiapas. Cada unidad experimental estuvo conformada por una superficie de 20 x 20 metros. Se utilizó un diseño completamente al azar con arreglo factorial por profundidad y año de siembra con tres repeticiones. Se realizó un ANOVA y prueba de Tukey con el paquete estadístico IBM SPSS Statistics.

## Resultados y Discusión

La concentración de COS varió significativamente entre diferentes profundidades de muestreo según el análisis de varianza. Sin embargo, no se encontró una diferencia significativa entre SSP y MP, tampoco hubo una interacción estadísticamente significativa entre sistemas y profundidad de suelo. El contenido de COS varió de 5.0 a 3.1% en el SSP y de 4.9 a 2.9% en MP (figura 2), estos resultados son similares a los reportados por (Hernández 2008) quien al estudiar el suelo de un sistema silvopastoril y monocultivo de pastizal reportó 4.5% de materia orgánica (MO) en el sistema silvopastoril en los primeros 10 cm del suelo, mientras que en monocultivo 3% de MO. Además, ellos encontraron mayor diversidad de organismos y mejores valores de indicadores como el pH, Ca y K en SSP.

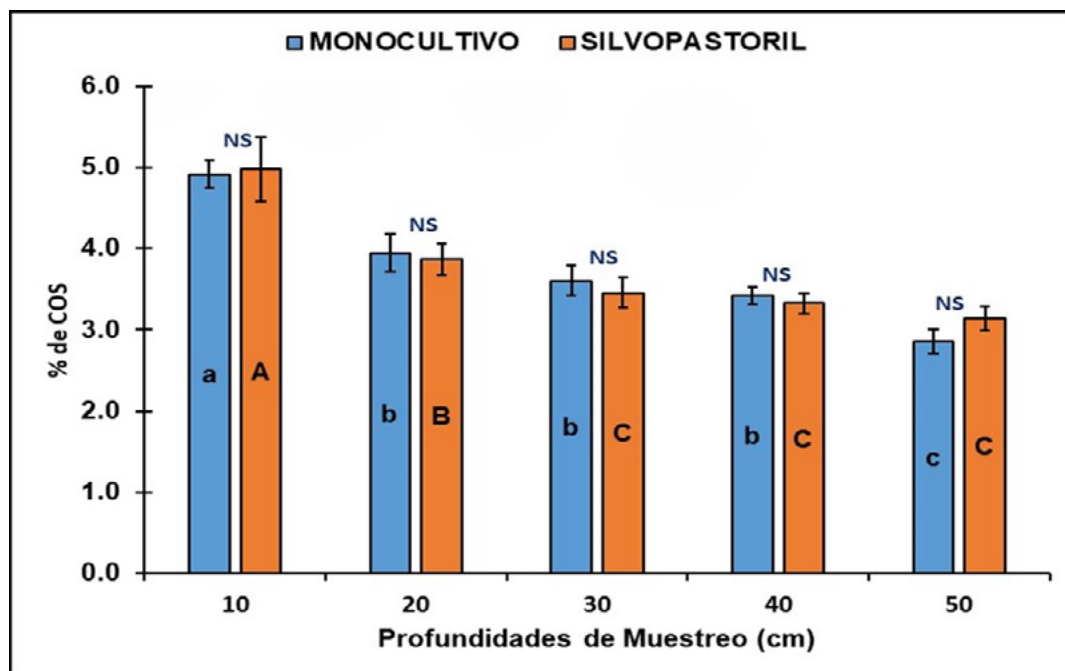


Figura 2. Concentración de carbono orgánico del suelo en dos sistemas ganaderos (silvopastoril de *L. leucocephala* y monocultivo) a cinco profundidades en el municipio de La Concordia, Chiapas.

La densidad aparente de suelo afecta la cuantificación del almacén de carbono, por ello se evaluó la diferencia de esta variable entre sistemas ganaderos y entre profundidades. El sistema de monocultivo de pastizal en las profundidades de 10, 20 y 30 cm mostró una mejor densidad aparente en comparación con el sistema silvopastoril (cuadro 1). Para la profundidad de 50 cm la densidad aparente resultó significativa entre sistemas (cuadro 1) donde SSP obtuvo valores menores que MP. Estos resultados indican que a mayor profundidad la densidad aparente del suelo se mejora debido a las raíces de *L. leucocephala* que favorecen la estructura del suelo. Estos resultados coinciden con Vázquez *et al.* (2020) donde mencionan que los SSP mejoran las propiedades y la biodiversidad del suelo al mismo tiempo que permiten un uso sostenible de los recursos y así evitar impactos negativos en la calidad del suelo como el generar gases de efecto invernadero entre otros efectos.

**Cuadro 1. Densidad aparente del suelo en dos sistemas ganaderos (silvopastoril y monocultivo de pastizal) en el municipio de La Concordia, Chiapas.**

PROFUNDIDAD DE SUELO (cm)	MONOCULTIVO		SILVOPASTORIL	
	Densidad aparente (gr/cm <sup>3</sup> )	Intervalo de confianza de 95%	Densidad aparente (gr/cm <sup>3</sup> )	Intervalo de confianza de 95%
0 - 10	1.23 a	0.10	1.35 b	0.04
10 - 20	1.34 b	0.06	1.47 b	0.05
20 - 30	1.40 b	0.08	1.50 b	0.03
30 - 40	1.45 b	0.06	1.44 b	0.07
40 - 50	1.51 b	0.06	1.41 b	0.04

Como resultado se encontró que en el Sistema Silvopastoril presentó valores significativos de *stock* de carbono con 66.9, 56.8 y 51.8 t ha<sup>-1</sup> en las profundidades de 0-10, 10-20 y 20-30 cm respectivamente (cuadro 2). En este sistema se observó a mayor profundidad menor almacenamiento de carbono, lo cual es muy similar en el sistema de monocultivo con 59.9, 52.2 y 49.8 t ha<sup>-1</sup> para las mismas profundidades. Esto se debe a que la materia orgánica del suelo se encuentra en mayores cantidades en los primeros 30 cm de profundidad, lo que coincide con los resultados de Contreras (2020), quien encontró que el Sistema Silvopastoril acumuló 65.10 t ha<sup>-1</sup> y Monocultivo de Pastizal sin árboles 38.3 t ha<sup>-1</sup>. Contreras atribuyó estos resultados a que el SSP tiene una mayor complejidad y diversidad arbórea lo que ayuda a fijar carbono atmosférico y su fijación al suelo.

**Cuadro 2. Carbono orgánico del Suelo en dos sistemas ganaderos (silvopastoril y monocultivo de pastizal) en el municipio de La Concordia, Chiapas.**

PROFUNDIDAD DE SUELO (cm)	MONOCULTIVO		SILVOPASTORIL	
	COS (t ha <sup>-1</sup> )	IC (95%)	COS (t ha <sup>-1</sup> )	IC (95%)
0 - 10	59.9	5.0	66.9	6.7
10 - 20	52.2	2.6	56.8	4.4
20 - 30	49.8	3.3	51.8	3.7
30 - 40	49.8	3.5	47.8	2.9
40 - 50	43.1	3.2	44.2	3.2

IC: intervalo de confianza

Los SSP tienen una alta capacidad para el almacenamiento de carbono en el suelo y en biomasa aérea Casanova (2018). Sin embargo, los resultados encontrados en esta investigación el sistema monocultivo tuvo cantidades de carbono en suelo similar a SSP. Los valores de este estudio son similares a los reportados por Lok (2013) en un sistema silvopastoril con *Panicum maximum* y *L. leucocephala* (Lam.) de Wit a 8 años de establecimiento, con un valor de carbono orgánico de 38.8 t ha<sup>-1</sup> en los primeros 30 cm de profundidad de suelo.

No obstante, el por ciento de carbono y carbono en  $t\ ha^{-1}$  fueron significativos para el sistema silvopastoril, por lo que se recomienda evaluar el contenido de carbono en biomasa, hojarasca y mantillo para obtener el almacén de carbono total y comparar con el monocultivo. Estudios comparativos realizados con sistemas silvopastoriles y monocultivo de pastizal sin árboles, indican que la composición química del suelo de monocultivo tiene un bajo contenido de nutrientes comparado con el sistema silvopastoril en las profundidades de 0-10 y 10-20 cm, esto se explica el aporte de materia orgánica de los árboles en forma de hojarasca. Se esperaba que para las profundidades de 10-20 y 20-30 cm, el sistema silvopastoril presentara valores altos C no fue así, posiblemente se debe a que la gramínea extrae altos niveles de nutrientes.

## Conclusiones

Aunque no hubo diferencias estadísticas significativas entre sistemas, se observó que el SSP en las profundidades 0-10 y 10-20 cm almacena cantidades mayores de carbono en el suelo comparado con el monocultivo de pasto. Sin embargo, los resultados obtenidos demuestran que los monocultivos de pastizal sin árboles pueden almacenar cantidades similares de carbono que sistema silvopastoril con *L. leucocephala*, por lo que se recomienda estudiar otras variables como la historia del uso del suelo, contenido de nitrógeno y otros elementos para explicar el comportamiento del carbono en estos sistemas ganaderos.

## Agradecimientos

Agradezco al C. Ing. Filiberto Gómez Martínez, propietario del Rancho Mil Amores, Municipio de La Concordia, Chiapas; por las facilidades prestadas para la realización de la presente investigación.

## Literatura citada

- Bacab, H.M., 2013. Los sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*: una opción para la ganadería tropical. *Avances en Investigación Agropecuaria*.
- Cantú, S., I., Yáñez D. M. Inés. 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. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.138>.
- Casanova, L. F., Petit, A. J., Solorio S. J. Los sistemas Agroforestales como alternativa a la captura de carbono en el trópico mexicano. 2001. *Rev.Chapingo ser.cienc.for.ambient20011*, vol 17 n.1 [citado 2020-06-07] pp.133-143. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx>.
- Casanova Lugo, Fernando, Petit Aldana, Judith, Sánchez, F.J.s , Ramirez-Aviles, L., Ward, Sheila, Villanueva-López, Gilberto, Aryal, Deb Raj. 2018. Carbon stocks in biomass and soils of woody species fodder banks in the dry tropics of Mexico. *Soil Use and Management*. 34. 10.1111/sum.12456.
- Espinosa D. W. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 18(1): 57-70, 2012.
- Hernández, Ch. M., 2008. Efecto de los Sistemas Silvopastoriles en la Fertilidad Edáfica. V Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible 2008. Estación Experimental "Indio Hatuey" Matanzas, Cuba. *Zootecnia Trop*. 26(3): 319-321. 2008 319
- IPCC, 2018: Resumen para responsables de políticas. En: *Calentamiento global de 1,5 °C*, Informe especial del IPCC sobre los impactos del calentamiento global de 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales y las trayectorias correspondientes que deberían seguir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, en el contexto del reforzamiento de la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático, el desarrollo sostenible y los esfuerzos por erradicar la pobreza. [Masson-Delmotte V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor y T. Waterfield (eds.)].
- Lok, S., Fraga, S., Noda, A., & García, M. (2013). Almacenamiento de carbono en el suelo de tres sistemas ganaderos tropicales en explotación con ganado vacuno. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 47(1), 75-82.
- Lugo, F. C., Maldonado, J. C., Aldana, J. P., Sanchez, F. S., & Caamal, J. C. (2010). Acumulación de carbono en la biomasa de *Leucaena leucocephala* y *Guazuma ulmifolia* asociadas y en monocultivo. *La Revista Forestal Venezolana*, 54(1), 45-51.
- Murgueitio, R. E., 2014. Los sistemas silvopastoriles intensivos (sspi), herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático. *Agroecosistemas tropicales y subtropicales*, 17(3),501-507. ISSN:. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93935728001>

- Ramachandran Nair, PK, Mohan Kumar, B. y Nair, VD (2009). La agrosilvicultura como estrategia para el secuestro de carbono. *Revista de nutrición vegetal y ciencia del suelo* 172 (1), 10-23.
- Vázquez, E., Teutscherova, N., Lojka, B., Arango, J. y Pulleman, M. (2020). La diversificación de pastos afecta la macrofauna del suelo y las propiedades biofísicas del suelo en sistemas tropicales silvopastoriles. *Agricultura, ecosistemas y medio ambiente*, 302, 107083.

## 6.6. Evaluación del efecto antimetanogénico de *Cymbopogon citratus* en novillas en crecimiento

Vázquez-Carrillo María F<sup>1</sup>; Zaragoza-Guerrero Reynaldo<sup>2</sup>; Corona-Gochi Luis<sup>1</sup>; González-Ronquillo Manuel<sup>2</sup>; Castillo-Gallegos Epigmenio<sup>1</sup> y Castelán-Ortega Octavio A.<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, CP 04510, Ciudad de México

<sup>2</sup> 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

El metano producido por fermentación entérica en el ganado bovino es un desperdicio de energía para el animal y contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero. El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto antimetanogénico niveles crecientes de suplementación de *Cymbopogon citratus* (CC) sobre el consumo de materia seca (CMS), la digestibilidad y la partición de la energía bruta consumida en novillas en crecimiento alimentadas con una dieta alta en forraje (68.6% forraje: 31.4% concentrado). Se realizó un experimento con 4 <sup>3</sup>/<sub>4</sub> novillas Holstein × <sup>1</sup>/<sub>4</sub> Charolais distribuidas en un diseño de cuadrado latino 4 × 4. Las dietas a evaluar fueron: 1) dieta control (CO), 2) CO + 30 g MS/d CC, 3) CO + 60 g MS/d CC, y 4) CO + 90 g MS/d CC. Se observó una reducción del 22.4 % en el rendimiento de metano (CH<sub>4</sub> g/kg MSi) en la dieta con la inclusión de 30 g MS/d CC (P ≤ 0.05), sin verse afectada la digestibilidad de MS y nutrientes. También hubo una reducción del 21.2 % en el factor Y<sub>m</sub> con la inclusión de 30 g MS /d CC (P ≤ 0.05).

**Palabras clave:** metano; partición de la energía bruta consumida; factor Y<sub>m</sub>, *Cymbopogon citratus*

### Abstract

Methane produced by enteric fermentation in cattle is a waste of energy for the animal and contributes to greenhouse gas emissions. The aim of the present study was to evaluate the anti-methanogenic effect of increasing levels of *Cymbopogon citratus* (CC) supplementation on dry matter intake (DM), digestibility and partitioning of gross energy intake in growing heifers fed a high forage diet (68.6% forage: 31.4% concentrate). An experiment was conducted with 4 heifers (<sup>3</sup>/<sub>4</sub> Holstein × <sup>1</sup>/<sub>4</sub> Charolais) distributed in a 4 × 4 Latin square design. The diets to be evaluated were: 1) control diet (CO), 2) CO + 30 g DM/d CC, 3) CO + 60 g DM/d CC, and 4) CO + 90 g DM/d CC. A 22.4 % reduction in methane yield (CH<sub>4</sub> g/kg DMI) was observed in diet with the inclusion of 30 g DM/d CC (P ≤ 0.05), with no effect on DM and nutrient digestibility. There was also a 21.2 % reduction in the Y<sub>m</sub> factor with the inclusion of 30 g DM/d CC (P ≤ 0.05).

**Key words:** methane; partitioning of gross energy intake, Y<sub>m</sub> factor, *Cymbopogon citratus*

### Introducción

El metano (CH<sub>4</sub>) es un gas de efecto invernadero (GEI) que representa alrededor del 3 al 5% de las emisiones totales de GEI (Smith *et al.*, 2014). Asimismo, es un subproducto de la fermentación ruminal resultando en una pérdida energética para el animal, la cual puede representar hasta el 12% del total de la energía bruta ingerida (Johnson & Johnson, 1995). Disminuir su producción conllevaría a hacer un

uso más eficiente de la energía trasformada en producto final (cárnico o lácteo) (Zhang *et al.*, 2021) y a reducir las emisiones de CH<sub>4</sub> hacia el medio ambiente (IPCC, 2006).

Los últimos años se han evaluado diferentes estrategias de mitigación de CH<sub>4</sub> entérico en ganado bovino (Cottle *et al.*, 2011), dentro de las cuales resalta la incorporación de plantas o extractos de estas en la alimentación animal como una alternativa natural y amigable con el medio ambiente (Bhattha, 2015). Estas plantas se caracterizan por su alto contenido de metabolitos secundarios: taninos condensados, aceites esenciales, saponinas, flavonoides, entre otros (Ku-Vera *et al.*, 2020). Dichos componentes tienen la capacidad de reducir la síntesis de CH<sub>4</sub> (Patra y Yu, 2012; Knapp *et al.*, 2014) actuando directamente o indirectamente sobre la microbiota ruminal (Castillejos *et al.*, 2016; Bhatta, 2015). Dentro de estas plantas se encuentra *Cymbopogon citratus* (CC), gramínea perenne con una extensa distribución en las regiones semitempladas y tropicales de los continentes asiático, americano y africano (Ranade *et al.*, 2015). Sus diversos compuestos bioactivos le han conferido diferentes usos en el sector humano, en ganado bovino pocos son los estudios reportados con *C. citratus*, siendo la mayoría estudios *in vitro* (Hosada *et al.*, 2006; Wanapat *et al.*, 2008; Wanapat *et al.*, 2013; Nanon *et al.*, 2014). Vázquez-Carrillo *et al.* (2020) realizaron el primer estudio *in vivo* en ganado de carne en etapa de finalización, con una dieta alta en concentrado, reduciendo el rendimiento de metano (CH<sub>4</sub> g/ kg MS consumida) en un 32.5 % con la inclusión de 100 g de MS de CC al día respecto a su dieta control. Y, en un segundo experimento, evaluaron una dieta mixta (50:50) y la inclusión del 2% y 3% al día de la planta redujo la producción total diaria de CH<sub>4</sub> (g/ d), en un 26% respecto a su dieta control, sin embargo, resultó afectada la digestibilidad de la MS, energía y fibras (Vázquez-Carrillo *et al.*, 2020).

Es por lo anterior que el objetivo del estudio fue evaluar el efecto antimetanogénico *in vivo* de niveles crecientes de *C. citratus*, sobre el consumo de materia seca; digestibilidad de nutrientes y partición de la energía bruta consumida en bovinos en crecimiento con una dieta alta en forraje.

## Materiales y Métodos

### Localización

El estudio se llevó a cabo en el Laboratorio de Investigación en Ganadería, Medio Ambiente y Energías Renovables de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia perteneciente a 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 4 becerras ( $\frac{3}{4}$  Holstein  $\times$   $\frac{1}{4}$  Charolais) de 225  $\pm$  64 kg peso vivo inicial promedio, las cuales fueron distribuidas en un diseño de cuadrado latino 4  $\times$  4. Se evaluaron 4 dietas experimentales: 1) dieta control (CO), 2) CO + 30 g MS/ d CC, 3), CO + 60 g MS/ d CC, and 4) CO + 90 g MS/ d CC. La dieta base fue una TMR ofrecida *ad libitum* (68.6 forraje: 31.4% concentrado), formulada acorde a los requerimientos de energía y proteína metabolizable de los animales, utilizando para ello el Sistema AFRC (1993). La dieta control consistió en: 7.3% heno de alfalfa, 61.3 % heno de avena, 3.0% pasta de soya, 10.2 % maíz molido, 12.4 % galleta y 5.8% salvado de trigo.

Los animales tuvieron un periodo de adaptación al manejo, instalaciones y a la dieta control previo al inicio del experimento. Se tuvieron 4 periodos experimentales de 33 días cada uno, cada uno de los periodos experimentales se encontró dividido en 25 días de adaptación a la dieta experimental (periodo de adaptación) y 8 días de medición (periodo de muestreo). Semanalmente los animales se pesaron, así como al inicio y al final de cada periodo experimental. Del día 1 al 7 del periodo de muestreo se midió el consumo de materia seca (CMS) y la producción total de heces. Del día 5 al 7, los animales se llevaron

por parejas a las cámaras de respiración de circuito abierto para cuantificar la emisión de metano por un lapso de 72 h, con un equipo de la marca Sable Systems International (Vázquez-Carrillo *et al.*, 2020). El día 8 se colectó la orina por 24 h de cada animal. Durante el periodo de muestreo se realizaron alícuotas de la dieta ofrecida, heces y orina de cada animal por periodo experimental. A las muestras de alimento y heces se les 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), posteriormente se procesaron en un molino Wiley con criba de 1 mm, para determinar proteína cruda (PC = [N] × 6.25%) por el método de Kjeldahl (AOAC, 1995), energía bruta (EB) 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<sup>®</sup>. Aunado a lo anterior, se determinó la concentración total de fenoles de *C. citratus* por el procedimiento de Folin-Ciocalteu, el contenido de taninos acorde al método de polivinilpirrolidona (Makkar *et al.*, 1993) y el contenido de taninos condensados acorde al método de vainillina (Price *et al.*, 1978). La determinación de la partición de la EB ingerida fue calculada a partir del valor calorífico de la MS ingerida, heces, orina y del CH<sub>4</sub> emitido por animal (1 g de CH<sub>4</sub> equivale a 55.5 kJ (Brouwer, 1965). El factor *Ym* (%) fue calculado a partir de lo establecido por el IPCC (2006).

### Modelo y análisis estadístico.

Se utilizó el siguiente modelo lineal y aditivo, para el análisis de las variables:

$$Y_{ijkl} = \mu + A_i + T_j + P_k + \varepsilon_{ijkl}$$

Donde:  $Y_{ijkl}$  fue la variable de respuesta del *i*-ésimo animal ( $i=1, 2, 3, 4$ ), que recibió el *j*-ésimo tratamiento ( $j= 1, 2, 3, 4$ ) durante el *k*-ésimo periodo ( $k=1, 2, 3, 4$ ),  $\mu$  fue la media general común a todas las observaciones,  $A_i$  fue el efecto aleatorio del animal,  $T_j$  fue el efecto fijo del tratamiento,  $P_k$  fue el efecto fijo del periodo y  $\varepsilon_{ijk}$  fue el error experimental común a todas las observaciones, supuesto independiente, normalmente distribuido, con media cero y varianza unitaria (N, I;  $\mu = 0, \sigma = 1$ ). El análisis estadístico se realizó con el Software R v.1.3.1073.

## Resultados y Discusión

El Cuadro 1 muestra que el CMS, de fibras, proteína y energía, y la digestibilidad, no se vieron afectadas por la inclusión de dosis crecientes de CC en la dieta de los animales ( $P > 0.05$ ). Asimismo, no hubo diferencias estadísticamente significativas ( $P > 0.05$ ) para las medias de los tratamientos en las pérdidas de energía en forma de orina, heces y metano; lo mismo ocurre con las relaciones Eh: EB, Eu: EB, ED: EB, EM: EB, EM: ED, siendo la única relación diferente ECH<sub>4</sub>: EB ( $P < 0.05$ ). Se puede observar que el rendimiento de metano (CH<sub>4</sub> g/ kg CMS) y el factor *Ym* fueron menores en un 22.4% y 21.2%, respectivamente, con la dieta 30 CC en comparación con la dieta control (0 CC) ( $P < 0.05$ ).

**Cuadro 1. Consumo, digestibilidad, producción de metano y partición de la energía bruta consumida en novillas en crecimiento.**

Variable	Dieta experimental				SEM	Valor P
	0 CC	30 CC	60 CC	90 CC		
CMS (kg/d)	9.23	8.86	9.48	8.22	0.54	0.444
FDNi (kg/d)	4.49	4.35	4.63	4.06	0.27	0.531
FDAi (kg/d)	2.81	2.71	2.89	2.53	1.16	0.498
PCi (kg/d)	0.77	0.74	0.80	0.69	0.04	0.364
EBi (MJ/d)	149.50	143.70	153.50	133.40	8.83	0.464
Dig MS (%)	60.09	60.40	64.12	58.98	2.22	0.449
Dig EB (%)	61.82	63.49	66.92	61.78	2.41	0.449
CH <sub>4</sub> g/ d	184.50	14.30	152.50	146.30	12.48	0.182
CH <sub>4</sub> g/ kg CMSi	20.81 <sup>a</sup>	16.15 <sup>b</sup>	16.90 <sup>ab</sup>	18.04 <sup>ab</sup>	0.87	0.037



Continuación Cuadro 1

Variable	Dieta experimental				SEM	Valor P
	0 CC	30 CC	60 CC	90 CC		
GDP, kg/ d	0.70	1.01	1.00	0.83	0.14	0.428
CH <sub>4</sub> g/ kg GDP	268.80	150.70	199.60	257.30	48.47	0.365
Factor <i>Y<sub>m</sub></i> , %	7.02 <sup>a</sup>	5.53 <sup>b</sup>	5.74 <sup>ab</sup>	6.11 <sup>ab</sup>	0.30	0.047
Eh, MJ/ d	57.53	52.38	47.78	50.09	3.36	0.299
Eh:EB	0.38	0.37	0.33	0.38	0.02	0.424
Eu, MJ/ d	2.87	3.46	4.26	4.09	0.40	0.161
Eu:EB	0.020	0.025	0.025	0.030	0.004	0.455
ECH <sub>4</sub> , MJ/ d	10.19	7.97	8.42	8.08	0.69	0.182
ECH <sub>4</sub> : EB	0.070 <sup>a</sup>	0.055 <sup>b</sup>	0.058 <sup>ab</sup>	0.063 <sup>ab</sup>	0.003	0.041
E <sub>Bi</sub> , MJ/ d	149.5	143.7	153.5	133.4	8.83	0.464
E <sub>Di</sub> , MJ/ d	92.01	91.37	105.69	83.32	8.45	0.385
E <sub>Mi</sub> , MJ/ d	78.95	79.95	93.02	71.15	7.75	0.339
ED: EB	0.62	0.64	0.67	0.62	0.02	0.424
EM: EB	0.53	0.56	0.59	0.53	0.02	0.265
EM: ED	0.86	0.88	0.88	0.86	0.01	0.162

CMS = Consumo de materia seca; Dig = Digestibilidad, *Y<sub>m</sub>* = factor de partición de la energía bruta consumida hacia metano. E<sub>Bi</sub> = energía bruta ingerida, Eh = energía perdida en la materia fecal, E<sub>Di</sub> = energía digestible ingerida, ED:EB = Relación ED/EB; Eu = energía perdida en la orina, ECH<sub>4</sub> = Energía perdida como metano; E<sub>Mi</sub> = energía metabolizable ingerida, EM:EB = relación EM/EB, E<sub>Mi</sub>:ED = relación EM/ED.

Se observó que la inclusión de pequeñas cantidades de *C. citratus* en la dieta de novillas en crecimiento no afectó la ingesta ni digestibilidad de los nutrientes de la dieta, esto difiere de lo reportado por Vázquez-Carrillo *et al.* (2020), quienes realizaron un estudio *in vivo* en ganado bovino con una dieta mixta (50.7 forraje: 49.3 concentrado) su estudio demostró una reducción de la emisión diaria de metano (CH<sub>4</sub>/ d) a partir de la inclusión del 2% de *C. citratus* en la dieta de los animales, siguiendo la misma tendencia la digestibilidad de las fibras y energía. En otro estudio realizado por los mismos autores, en ganado bovino en etapa de finalización con una dieta alta en concentrado observaron que la inclusión de 100g MS de CC/ d, redujo el rendimiento de metano (g CH<sub>4</sub>/ kg CMS) sin afectar el CMS y digestibilidad de nutrientes. En un estudio realizado *in vitro* en ganado bovino por Wanapat *et al.* (2008) encontraron que con la inclusión de 100 y 200 g/ d de CC no se vio afectado el CMS y digestibilidad de nutrientes, esto podría sugerir que cantidades bajas de CC son las adecuadas para utilizar como estrategia de mitigación de metano entérico. Diversos estudios han demostrado que la inclusión de taninos a través de la alimentación en la dieta de los rumiantes reduce la emisión de metano producido por fermentación entérica (Cardoso-Gutiérrez *et al.*, 2021). Los taninos pueden disminuir la población de arqueas metanogénicas de forma directa o indirectamente interfiriendo en la simbiosis establecida con los protozoarios ciliados, inhibiendo de esta forma la transferencia de H<sub>2</sub> entre protozoos y arqueas o disminuyendo la disponibilidad de nutrientes por la privación de sustrato disminuyendo de esta manera la adhesión de los microorganismos del rumen a las paredes celulares de las plantas (Guyader *et al.*, 2014; Naumman *et al.*, 2017). En el presente estudio, al no existir una disminución de la digestibilidad de FDN y FDA (Cuadro 1), se podría sugerir que la actividad antimetanogénica se debió a la inhibición directa de las arqueas metanogénicas.

Ku- Vera *et al.* (2020) mencionan que es sustancial entender la interacción entre el suministro de metabolitos secundarios, el microbioma ruminal y la metanogénesis para maximizar la eficiencia alimentaria. En este sentido, se puede eficientizar el uso de la energía por el animal, como se muestra en el Cuadro 1, con la inclusión de 30 g de CC/ d se perdió menos energía en forma de metano (Factor *Y<sub>m</sub>*) en comparación con la dieta control, y fue la dieta con la que se observó, numéricamente, la mayor ganancia diaria de peso (GDP), lo cual podría sugerir que la energía que no se perdió en forma de metano se utilizó en la GDP del animal. Es importante recalcar los valores obtenidos en este estudio para la relación EM: ED (0.86-0.88), los cuales difieren a los establecidos por diversos sistemas de alimentación

(NRC 0.82, AFRC 0.81-0.86, CSIRO 0.81) lo cual apunta a la necesidad de actualizar y generar valores acorde al contexto de cada país, para mejorar la productividad y maximizar el rendimiento económico de los productores de ganado bovino (Ibihi *et al.*, 2021).

## Conclusiones

Bajo las condiciones del presente estudio, la inclusión de 30 g de CC/ día en novillas en crecimiento redujo el rendimiento de metano, sin afectar el consumo y digestibilidad de nutrientes, el efecto depende del contenido de taninos condensados y nivel de inclusión. Asimismo, se necesita más investigación enfocada en la partición de energía consumida por el bovino, para actualizar valores de referencia y lograr formular dietas acordes al contexto del país para eficientizar el uso de la energía por el animal.

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por financiar parte de este trabajo a través del proyecto con clave CONACYT 223418 y por la beca otorgada 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.
- AOAC International. 1995. Official Methods of Analysis of AOAC International. AOAC International. Arlington, TX, USA.
- Bhatta. 2015. Reducing Enteric Methane Emission Using Plant Secondary Metabolites. In: Sejian V, Gaughan J, Baumgard L, Prasad C, editors. Climate Change Impact on Livestock: Adaptation and Mitigation. India: Springer 273-284
- 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
- Cardoso-Gutiérrez E., Aranda-Aguirre E., Robles-Jiménez L.E., Castelán-Ortega O.A., Chay-Canul A.J., Foggi G., Ángeles-Hernández J.C., *et al.* 2021. Effect of tannins from tropical plants on methane production from ruminants: A systematic review. *Veterinary and Animal Science* 14: 100214. DOI: 10.1016/j.vas.2021.100214
- Castillejos L., Calsamiglia S., Ferret A. 2006. Effect of Essential Oil Active Compounds on Rumen Microbial Fermentation and Nutrient Flow In Vitro Systems. *Journal of Dairy Science* 89(7):2649-2658. DOI:10.3168/jds.s0022-0302(06)72341-4
- Cottle DJ., Nolan J.V., Wiedemann S.G. 2011. Ruminant enteric methane mitigation: a review. *Animal Production Science* 51:491-514.
- CSIRO. 2007. Nutrient requirements of domesticated ruminants. CSIRO Publishing. Collingwood, Australia. 270p.
- Guyader J., Eugène M., Nozière P., Morgavi D.P., Doreau M., Martin C. 2014. Influence of rumen protozoa on methane emission in ruminants: a meta-analysis approach. *Animal* 8(11):1816-25. DOI: 10.1017/S1751731114001852.
- Hosoda K., Kuramoto K., Eruden B., Nishida T., Shioya S. 2006. The Effects of Three Herbs as Feed Supplements on Blood Metabolites, Hormones, Antioxidant Activity, IgG Concentration, and Ruminal Fermentation in Holstein Steers. *Animal Bioscience* 19(1):35-41. DOI: <https://doi.org/10.5713/ajas.2006.35>
- Ibidhi R., Bharanidharan R., Kim J-G., Hong W-H., Nam I-S., Baek Y-C., Kim T-H., *et al.* 2021. Developing Equations for Converting Digestible Energy to Metabolizable Energy for Korean Hanwoo Beef Cattle. *Animals* 11(6):1696. DOI: 10.3390/ani11061696
- 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.
- Johnson K.A., Johnson D.E. 1995. Methane emission from cattle. *Journal of Animal Science* 73:2483-2492. DOI: 10.2527/1995.7382483x
- Knapp J.R., Laur G.L., Vadas P.A., Weiss W.P., Tricario J.M. 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 DOI: 10.3168/jds.2013-7234
- Ku-Vera J.C., Jiménez-Ocampo R., Valencia-Salazar S.S., Montoya-Flores M.D., Molina-Botero I.C., Arango J., Gómez-Bravo C.A., *et al.* 2020. Role of Secondary Plant Metabolites on Enteric Methane Mitigation in Ruminants. *Frontiers Veterinary Science* 7:584. DOI: 10.3389/fvets.2020.00584
- Makkar, H.P.S.; Blümmel, M.; Borowy, N.K.; Becker, K. 1993. Gravimetric determination of tannins and their correlations with chemical and protein precipitation methods. *J. Sci. Food Agric.* 61, 161-165.
- Nanon A., Suksombat W., Beauchemin K.A., Yang W.Z. 2014. Short Communication: Assessment of lemongrass oil supplementation in a dairy diet on in vitro ruminal fermentation characteristics using the rumen simulation technique. *Journal of Animal Science* 94:731-736
- Naumann H.D., Tedeschi L.O., Zeller W.E., Huntley N.F. 2017. The role of condensed tannins in ruminant animal production: Advances, limitations and future directions. *Revista Brasileira de Zootecnia* 46:929-949, DOI:10.1590/s1806-2902017001200009.
- NRC. 2000. Nutrient Requirements of Beef Cattle. 6th Edition. National Academy Press, Washington DC, USA. 248p.

- 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):4271-80. DOI: 10.1128/AEM.00309-12.
- Prakasr Price, M.L.; Van Scoyoc, S.; Butler, L.G. 1978. A critical evaluation of the vanillin reaction as an assay for tannin in sorghum grain. *J. Agr. Food Chem.* 26, 1214–1218
- Ranade S.S., Thiagarajan P. 2015. Lemongrass. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research* 35(2):162-167
- Smith P., Bustamante M., Ahammad H., Clark H., Dong H. 2014. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Minx JC, Farahani E, Kadner S, Seyboth K, et al. editors. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge (UK) and New York (NY): Cambridge University Press
- 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.
- Wanapat M., Cherdthong A., Pakdee P., Wanapat S. 2008. Manipulation of rumen ecology by dietary lemongrass (*Cymbopogon citratus* Stapf.) powder supplementation. *Journal of Animal Science* 86:3497-503. DOI: 10.2527/jas.2008-0885
- Wanapat M., Kang S., Khejornsart P., Wanapat S. 2013. Effects of plant herb combination supplementation on rumen fermentation and nutrient digestibility in beef cattle. *Asian-Australas Journal of Animal Science* 26:1127-1136. DOI: 10.5713/ajas.2013.13013
- Zhang X.M., Smith L.M., Gruninger J.R., Kung .L, Vyas D., McGinn M.S., Kindermann M., *et al.* 2021. Combined effects of 3-nitrooxypropanol and canola oil supplementation on methane emissions, rumen fermentation and biohydrogenation, and total tract digestibility in beef cattle, *Journal of Animal Science* 99(4):1-10. DOI: 10.1093/jas/skab081

## 6.7. Efecto de *Cymbopogon citratus* en la fermentación ruminal *in vitro* y la producción de metano

Zaragoza-Guerrero Reynaldo<sup>1,\*</sup>; Vázquez-Carillo María F.<sup>2</sup>; González-Ronquillo Manuel<sup>1</sup> y Castelán-Ortega Octavio A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto Literario 100, Colonia Centro, CP 50000 Toluca Estado de México, México.

<sup>2</sup> Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3004 Col Copilco Universidad, Coyoacán 04510 Ciudad de México, CDMX.

\* Autor para correspondencia: rzaragozag255@alumno.uaemex.mx

### Resumen

El objetivo del estudio fue evaluar el te limón (TL) como aditivo a dietas para bovinos. Se evaluó la producción de gas (PG) en dietas suplementadas con TL en una relación forraje: concentrado de 68.6:31.3. Se empleó un diseño factorial 2 x 13, donde los factores evaluados fueron: tipo de forraje (1=rastrojo de maíz, 2=paja de avena) nivel de suplementación con te limón TL: 0.0, 0.5, 1.0, así hasta 6.0% de la dieta en base seca (MS). Se registró el volumen de producción de gas, producción de CH<sub>4</sub> a las 24 y 48 h, y digestibilidad de la MS a las 48h. Los resultados muestran diferencias significativas para el tipo de forraje ( $p<0.01$ ), nivel de suplementación ( $p<0.01$ ) y la interacción entre ambos factores ( $p<0.001$ ). El rastrojo de maíz (RM) produjo más gas que la paja de avena (PA) ( $P<0.01$ ). El RM produjo más CH<sub>4</sub> que la PA ( $P<0.01$ ). La producción de CH<sub>4</sub> se redujo significativamente ( $P<0.01$ ) por la suplementación con TL en los tratamientos con RM y PA a las 24h, observando un efecto cuadrático. Sin embargo, a las 48 h post incubación solo se observó reducción en la producción de CH<sub>4</sub> en Los tratamientos con RM a 0.5%, 1.5% y 5.55. Concluimos que el efecto sobre la producción de CH<sub>4</sub> dependió de la interacción tipo de forraje x dosis de TL, el efecto antimetanogénico mas alto fue a dosis de 0.5% y 1.5%.

**Palabras clave:** bovinos; metano; producción de gas *in vitro*; rastrojo de maíz; paja de avena; te limón.

### Abstract

The present study aimed to evaluate the effect of supplementing lemongrass (LG) to cattle diets, with a high proportion of low-quality forages, on gas and methane (CH<sub>4</sub>) production using the *in vitro* gas production technique (GPT). We evaluated the kinetics of gas production (GP) of two basal diets supplemented with increasing levels of LG. A 2 x 13 completely randomized factorial design was used, where the forage type was 1= maize straw (MS), and 2= oat straw (OS). The supplementation levels of LG were 0, 0.5, 1, 1.5, until 6% of the diet on a dry matter (DM) basis. We measured the volume of GP and CH<sub>4</sub> produced at 24 h and 48 h. We also measured the apparent digestibility at the end of the 48-incubation period. Our results showed that there were significant differences in both the type of forage ( $P<0.01$ ) and the level of LG supplementation ( $P<0.01$ ). A highly significant effect was also observed for the interaction between both factors ( $P<0.001$ ). The MS produced significantly more gas than the OS ( $P<0.05$ ) and was more digestible ( $P<0.01$ ) too. The MS produced more CH<sub>4</sub> than the OS ( $P<0.01$ ). The CH<sub>4</sub> production was significantly reduced ( $P<0.01$ ) by the supplementation with LG at 24 h post incubation in both forages. We concluded that LG supplementation had no effect on GP, but the effect on CH<sub>4</sub> production depended on the interaction between forage type x dose of LG, being the most significant anti-methanogenic effect at 0.5% and 1.5% doses.

**Key words:** Cattle, methane, *in vitro* gas production, maize stover, oat straw, lemongrass.

## Introducción

A nivel global, la ganadería contribuye con 14.5% de los GEI's de origen antropogénico, en donde el 39% es CH<sub>4</sub> proveniente de la fermentación entérica del ganado bovino (Arbre *et al.* 2016). Se estima que del 6 – 18% de la energía bruta (EB) consumida por los bovinos, se pierde en forma de CH<sub>4</sub>, el cual es liberado a la atmósfera y de ésta forma contribuye a acelerar el cambio climático por medio del calentamiento global (De Ramus *et al.* 2003, Todd *et al.* 2011). El CH<sub>4</sub> es el segundo GEI más importante presente en la atmósfera con un potencial para atrapar calor, proveniente de la radiación solar, 28 veces más alto que el CO<sub>2</sub> y con un periodo de vida en la atmósfera de 9 – 15 años (Eckard *et al.* 2010).

La alta proporción de propionato formado durante la fermentación ruminal de carbohidratos no fibrosos, habilita la captura de H<sub>2</sub> sin formar CO<sub>2</sub>, lo cual no favorece a las bacterias metanogénicas. Por otra parte, la producción de acetato y butirato, en su mayoría de la fibra, libera CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>, ambos son precursores de la formación de CH<sub>4</sub> en el rumen (Janssen 2010, Mitsumori y Sun 2008). Optimizar la fermentación ruminal es crítico tanto para disminuir la liberación de CH<sub>4</sub> a la atmósfera como para mejorar la eficiencia de producción, y mitigar el fenómeno del calentamiento global (Beauchemin *et al.* 2020). A lo largo de dos décadas, los trabajos de estrategias de mitigación se han enfocado en el uso de aditivos de origen natural tales como plantas taníferas y saponíferas y aceites esenciales (Wanapat *et al.* 2008, Bhatta *et al.* 2013, Petric *et al.* 2020). Los metabolitos secundarios de las plantas como los taninos, son particularmente atractivos como modificadores de la fermentación ruminal y al ser de origen natural son generalmente bien aceptados por que son amigables con el medio ambiente y seguros para su empleo como alimento para rumiantes (Bhatta *et al.* 2009, Bhatta *et al.* 2013). Algunos experimentos *in vitro* han demostrado que los extractos de aceites esenciales (AE) tienen una alta actividad antimetanogénica que va de un 26 – 83% de inhibición, dependiendo del método de extracción (Patra *et al.* 2006, Bhatta *et al.* 2013).

Estudios recientes en México evaluaron los efectos antimetanogénicos de *Cosmos bipinnatus* (Pineda *et al.* 2018), *Cymbopogon citratus* (Vázquez *et al.* 2020), en ganado productor de leche y carne respectivamente, donde *Cosmos bipinnatus* redujo el rendimiento de CH<sub>4</sub> (g CH<sub>4</sub>/kg MS) en un 16%, y *Cymbopogon citratus* en un 33%, sin causar efectos negativos sobre el aprovechamiento del alimento por el animal y su desempeño productivo (Vázquez *et al.* 2020). Sin embargo, tanto los trabajos realizados *in vitro* como *in vivo*, anteriormente mencionados no se evaluaron los efectos de *C. citratus* en dietas altas en forrajes de mala calidad y tampoco se determinó la dosis más efectiva de *C. citratus*. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar, mediante la prueba de producción de gas (PG) *in vitro*, el efecto de niveles crecientes de inclusión de *C. citratus* sobre la PG y la producción de CH<sub>4</sub> en dos dietas altas en forraje de mala calidad, y de esta forma determinar la dosis de *C. citratus* con el mayor potencial antimetanogénico.

## Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en el Laboratorio de Investigación en Ganadería, Medioambiente y Energías Renovables de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma del Estado de México, localizado a 19° 24' 15'' de latitud norte y 99° 41' 06'' de longitud oeste, a 2 632 msnm, en un periodo comprendido del 01 de abril al 16 de diciembre de 2021.

### *Animales y dieta*

Cuatro bovinos donadores de líquido ruminal, de 300±50 kg de peso vivo aproximado. Fueron alimentados a base de dos dietas altas en forraje, con una relación F:C de 68.6:31.3. Los ingredientes del

concentrado, los porcentajes de inclusión y la composición química de los ingredientes utilizados en la formulación de las dietas se muestran en la Tabla 1. La dieta se ofreció diariamente una vez al día por la mañana, con periodos de adaptación a cada forraje de 21 días. Para las pruebas de producción de gas (PG) *in vitro*, se utilizó la técnica propuesta por Menke y Steingass (1988). La dieta utilizada para las incubaciones fue la misma que se ofreció a los animales, se molió cada ingrediente por separado, incluido el TL, con un molino de especias de alta velocidad modelo High-Speed Multi-Function Grinder T-series (China), obteniendo un tamaño de partícula menor a 2mm y posteriormente hacer una ración total mezclada.

### Prueba de producción de gas y tratamientos

El líquido ruminal se colectó por las mañanas antes de alimentar a los animales donadores por medio de sondeo oro-esofágico, se filtró por cuatro capas de tela para queso, manteniendo una temperatura de 39° C y condiciones de anaerobiosis bajo CO<sub>2</sub>. A cada jeringa se le depositó 200 mg base materia seca de dieta control más la cantidad de TL suplementada de acuerdo a los niveles crecientes propuestos: 0 control, 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 4.5, 5, 5.5 y 6% de la dieta y se incubaron en un baño maría marca Ecoshel Modelo DK-2000-6 (México) a 39 °C durante 48 horas. La PG se midió registrando el desplazamiento del embolo de la jeringa. Para determinar la emisión de CH<sub>4</sub> se tomó una muestra de 2 ml del gas generado en el espacio superior vacío de cada jeringa, utilizando una llave de tres pasos y una jeringa de vidrio para gases Hamilton® (USA) con capacidad de 60 ml. Se liberó la mayor parte del gas producido hasta dejar 6 ml, de los cuales se tomaron tres muestras de 2 ml por cada jeringa. Posteriormente, cada muestra de gas se hizo pasar lentamente por un detector de CH<sub>4</sub> marca PANGEA, Modelo PHG100, (China). Por último, se promedió el valor obtenido en partes por millón (ppm) de cada muestra. El CH<sub>4</sub> se midió a las 24 y 48 horas después de iniciada la incubación. A las 48 h se filtró el contenido de cada jeringa para determinar la degradabilidad del sustrato

### Diseño experimental y análisis de resultados

Se usó un diseño completamente al azar con un arreglo factorial 2 x 13 en donde el tipo de forraje y los niveles de adición de TL son los tratamientos, de acuerdo con el siguiente modelo lineal general:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + B_j + (T_i * B_j) + \varepsilon_{ij}$$

donde  $Y_{ij}$  es la variable de respuesta,  $\mu$  el promedio general,  $T_i$  el tipo de forraje ( $i= 1=TR, 2= TA$ ),  $B_j$  el nivel de inclusión de té limón ( $j=1...13$ ), y  $(T_i * B_j)$  la interacción entre el tipo de forraje por el nivel de inclusión de té limón, y  $\varepsilon_{ij}$  el error residual del  $i$ ésimo forraje y el  $j$ ésimo nivel de inclusión.

Los resultados fueron analizados a través de un análisis de varianza para un diseño factorial empleando el programa Minitab versión 14. Cuando se encontraron diferencias entre medias se utilizó la prueba de Tukey a un nivel de confianza del 95%.

**Cuadro 1. Composición química de los ingredientes utilizados en la formulación de las dos dietas experimentales.**

INGREDIENTE	Inclusión g-1	MS g-1	FND g-1	FAD g-1	Cen g-1	MO g-1	PC g-1
Rastrojo de maíz	613.0	833.0	754.7	422.4	40.1	959.9	60.0
Paja de avena	613.0	923.0	572.2	254.5	58.4	941.6	69.0
Heno de Alfalfa	73.0	949.8	459.6	280.0	112.0	888.0	165.0
Salvado de trigo	58.0	911.4	467.7	113.0	46.7	953.3	162.0
Desp. de panadería	124.0	968.4	272.6	30.4	12.5	987.5	76.0
Pasta de soya	29.0	936.9	135.0	35.5	69.2	930.8	435.0
Maíz molido	102.0	900.1	344.2	32.3	9.8	990.2	78.0
Te limón		896.5	563.9	257.2	N/D	N/D	69.0

Clave: MS= materia seca, FDN= fibra detergente neutro, FDA= fibra detergente ácido, Cen= cenizas, MO= materia orgánica, PC= proteína cruda.

## Resultados y Discusión

Los resultados muestran diferencias significativas para el tipo de forraje ( $p < 0.01$ ), nivel de suplementación ( $p < 0.01$ ) y la interacción entre ambos factores ( $p < 0.001$ ). El rastrojo de maíz (RM) produjo más gas que la paja de avena (PA) ( $P < 0.01$ ). El RM produjo más  $\text{CH}_4$  que la PA ( $P < 0.01$ ). La producción de  $\text{CH}_4$  se redujo significativamente ( $P < 0.01$ ) por la suplementación con TL en los tratamientos con RM y PA a las 24h, observando un efecto cuadrático y no lineal. Sin embargo, a las 48h post incubación solo se observó reducción en la producción de  $\text{CH}_4$  en los tratamientos con RM a 0.5%, 1.5% y 5.55.

La PG más alta en el RM se deben probablemente a su mayor contenido de paredes celulares fermentables tanto en los tallos como en toda la planta, lo cual se observa por un mayor contenido de FDN (Cuadro 2) y una DMD más alta que la PA. Valores similares de digestibilidad en el RM han sido reportados por Estrada *et al.* (2006), quienes mencionan que ésta característica está relacionada con al menos dos principales factores: las bajas temperaturas en la época de recolección de rastrojos (14 – 19° C), lo que ralentiza el proceso de lignificación; y la presencia común del gen de la nervadura marrón en los maíces criollos del centro de México (Castelán *et al.* 2000). La presencia de este gen en la planta le da la característica de poseer una baja polimerización de la lignina y tener una importante cantidad de sustancias polifenólicas solubles, que no afectan la digestibilidad tal como la lignina lo hace (Van Soest 1994). La producción de  $\text{CH}_4$  a las 24 h disminuyó conforme aumentaba el nivel de inclusión de TL tanto en el tratamiento con RM como con PA. Altamente comparable a lo encontrado por Agarwal *et al.* (2009) y Singh *et al.* (2018), en donde encontraron un efecto lineal. Ésta reducción en la producción de  $\text{CH}_4$  a las 24 h, podría atribuirse a la cantidad de taninos condensados (>6%) presentes en TL (Vázquez *et al.* 2020, Guggenberger 2021), Según Patra *et al.* (2017) Los taninos condensados reducen la producción de  $\text{CH}_4$  en rumen indirectamente disminuyendo el número de protozoarios ruminales disminuyendo así la producción de hidrogeno ( $\text{H}_2$ ), ya que estos microorganismos están en estrecha relación simbiótica con las bacterias metanogénicas y al reducir la población de los protozoarios, afecta indirectamente la producción de  $\text{CH}_4$  por las bacterias metanogénicas (Vogels 1980, Bhatta *et al.* 2009).

Sin embargo, a las 48h la producción de  $\text{CH}_4$  fue diferente en la dieta con RM. A éste periodo de tiempo la producción de  $\text{CH}_4$  se redujo solo a dosis bajas de inclusión de TL en la dieta con RM. Esto es probablemente a que el TL al contener una razonable cantidad de polisacáridos estructurales en forma de fibra (FDN y FDA, ver Cuadro 1), el aumento gradual en el porcentaje de inclusión también aumentó la cantidad de fibra disponible. Es decir, a dosis mayores al 3% de TL la cantidad de fibra disponible para las bacterias celulolíticas aumentó también, y por lo tanto, la emisión de  $\text{CH}_4$ . El efecto anti-metanogénico deseado se encontró a dosis bajas de TL tanto a las 24h como a las 48h independientemente del tipo de forraje utilizado en la dieta.

**Cuadro 2. Producción de gas (PG) y producción de metano (CH<sub>4</sub>) a las 24 y 48 h de incubación y digestibilidad de la materia seca (MS) a las 48 h para las dietas con rastrojo de maíz (RM) y paja de avena (PA) con niveles crecientes de te limón (TL).**

Tratamiento	PG 24 h, ml g <sup>-1</sup> MS	CH <sub>4</sub> 24 h, ml g <sup>-1</sup> MS	PG 48 h, ml g <sup>-1</sup> MS	CH <sub>4</sub> 48 h, ml g <sup>-1</sup> MS	Digestibilidad gkg <sup>-1</sup> MS
<b>Rastrojo de maíz</b>					
TM0	258.1 <sup>a</sup>	126.1 <sup>a</sup>	328.8 <sup>a</sup>	156.4 <sup>a</sup>	612.5 <sup>a</sup>
TM1	255.0 <sup>a</sup>	122.8 <sup>a</sup>	331.7 <sup>a</sup>	137.9 <sup>b</sup>	516.7 <sup>b</sup>
TM2	266.9 <sup>b</sup>	136.4 <sup>b</sup>	344.4 <sup>b</sup>	147.1 <sup>a</sup>	533.3 <sup>b</sup>
TM3	270.8 <sup>b</sup>	116.0 <sup>b</sup>	330.0 <sup>a</sup>	138.4 <sup>b</sup>	550.0 <sup>b</sup>
TM4	278.9 <sup>a</sup>	130.6 <sup>a</sup>	345.8 <sup>b</sup>	153.3 <sup>a</sup>	550.0 <sup>b</sup>
TM5	267.5 <sup>a</sup>	127.2 <sup>a</sup>	340.0 <sup>a</sup>	146.2 <sup>a</sup>	550.0 <sup>b</sup>
TM6	260.3 <sup>a</sup>	116.3 <sup>b</sup>	327.5 <sup>a</sup>	129.8 <sup>b</sup>	533.3 <sup>b</sup>
TM7	230.8 <sup>b</sup>	100.1 <sup>b</sup>	310.0 <sup>b</sup>	142.3 <sup>a</sup>	600.0 <sup>a</sup>
TM8	231.7 <sup>b</sup>	102.8 <sup>b</sup>	311.3 <sup>b</sup>	141.0 <sup>a</sup>	600.0 <sup>a</sup>
TM9	227.7 <sup>b</sup>	75.2 <sup>b</sup>	306.7 <sup>b</sup>	148.1 <sup>a</sup>	633.3 <sup>b</sup>
TM10	231.7 <sup>b</sup>	95.1 <sup>b</sup>	304.2 <sup>b</sup>	170.4 <sup>a</sup>	616.7 <sup>b</sup>
TM11	230.0 <sup>b</sup>	101.0 <sup>b</sup>	300.0 <sup>b</sup>	136.9 <sup>b</sup>	600.0 <sup>a</sup>
TM12	220.0 <sup>b</sup>	75.6 <sup>b</sup>	293.8 <sup>b</sup>	142.0 <sup>a</sup>	600.0 <sup>a</sup>
EEDif	0.6	2.4	3.6	4.7	6.0
<b>Paja de avena</b>					
TA0	215.8 <sup>a</sup>	45.1 <sup>a</sup>	270.4 <sup>a</sup>	57.4 <sup>a</sup>	550.0 <sup>a</sup>
TA1	215.0 <sup>a</sup>	45.1 <sup>a</sup>	275.0 <sup>a</sup>	53.7 <sup>a</sup>	600.0 <sup>b</sup>
TA2	213.3 <sup>a</sup>	44.7 <sup>a</sup>	273.5 <sup>a</sup>	52.1 <sup>a</sup>	525.0 <sup>b</sup>
TA3	215.0 <sup>a</sup>	45.4 <sup>a</sup>	271.7 <sup>a</sup>	51.6 <sup>a</sup>	550.0 <sup>a</sup>
TA4	210.8 <sup>a</sup>	44.3 <sup>a</sup>	270.8 <sup>a</sup>	51.1 <sup>a</sup>	550.0 <sup>a</sup>
TA5	215.0 <sup>a</sup>	45.9 <sup>a</sup>	275.8 <sup>a</sup>	53.0 <sup>a</sup>	550.0 <sup>a</sup>
TA6	210.8 <sup>a</sup>	44.5 <sup>a</sup>	270.0 <sup>a</sup>	49.8 <sup>a</sup>	500.0 <sup>b</sup>
TA7	215.8 <sup>a</sup>	35.1 <sup>b</sup>	276.7 <sup>a</sup>	68.9 <sup>b</sup>	450.0 <sup>b</sup>
TA8	219.2 <sup>a</sup>	37.7 <sup>b</sup>	281.7 <sup>b</sup>	71.5 <sup>b</sup>	516.7 <sup>b</sup>
TA9	210.0 <sup>a</sup>	34.4 <sup>b</sup>	275.0 <sup>a</sup>	69.5 <sup>b</sup>	500.0 <sup>b</sup>
TA10	205.8 <sup>b</sup>	33.8 <sup>b</sup>	265.2 <sup>a</sup>	61.5 <sup>a</sup>	516.7 <sup>b</sup>
TA11	217.5 <sup>a</sup>	38.2 <sup>b</sup>	273.3 <sup>a</sup>	66.8 <sup>b</sup>	450.0 <sup>b</sup>
TA12	216.7 <sup>a</sup>	38.7 <sup>b</sup>	274.2 <sup>a</sup>	66.2 <sup>b</sup>	550.0 <sup>a</sup>
EEDif	2.2	1.1	2.9	2.3	4.3
Efecto forraje	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Efecto nivel de suplementación	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Interacción	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

Literales diferentes entre renglones difieren significativamente, P<0.01, EEDif= erro estándar de la diferencia

## Conclusiones

Es posible concluir que el uso de te limón (*Cymbopogon citratus*) en ensayos *in vitro* reduce las emisiones de metano cuando se emplea en niveles bajos de inclusión, sin tener efectos negativos en la digestibilidad de la dieta de los bovinos, sobre todo en dietas con alto contenido de forraje, donde el mejor forraje a utilizar es el rastrojo de maíz, por su principal característica de alta digestibilidad de entre todos los rastrojos comúnmente utilizados para la alimentación de ganado en el centro de México.



## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México por el financiamiento para el proyecto de investigación con clave UAEM 6511/2022CIB, y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por la beca para los estudios de maestría del primer autor.

## Literatura citada

- Agarwal N, Shekhar C, Kumar R, Chaudhary LC, Kamra DN (2009) Effect of peppermint (*Mentha piperita*) oil on in vitro methanogenesis and fermentation of feed with buffalo rumen liquor. *Animal Feed Science and Technology* 148: 321-327.
- Arbre M, Rochette Y, Guyader J, Lascoux C, Gómez L M, Eugène M & Martin C (2016) Repeatability of enteric methane determinations from cattle using either the SF6 tracer technique or the GreenFeed system. *Animal Production Science* 56(3): 238-243.
- Beauchemin KA, Ungerfeld EM, Eckard RJ, & Wang M (2020) Fifty years of research on rumen methanogenesis: Lessons learned and future challenges for mitigation. *Animal* 14: 2-16.
- Bhatta R, Saravanan M, Baruah L, Sampath KT, & Prasad CS (2013) Effect of plant secondary compounds on in vitro methane, ammonia production and ruminal protozoa population. *Journal of applied microbiology* 115: 455-465.
- Bhatta R, Uyeno Y, Tajima K, Takenaka A, Yabumoto Y, Nonaka I, & Kurihara M (2009) Difference in the nature of tannins on in vitro ruminal methane and volatile fatty acid production and on methanogenic archaea and protozoal populations. *Journal of Dairy Science* 92: 5512-5522.
- Castelán OO, Fawcett RH, Arriaga JC and Smith AJ (2000). Evaluation of the Ceres-Maize model in simulating Campesino farmer yields in the highlands of central Mexico. *Experimental Agriculture* 36: 479-500.
- DeRamus HA, Clement TC, Giampola DD, & Dickison PC (2003) Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. *Journal of environmental quality* 32: 269-277.
- Eckard RJ, Grainger C & De Klein CAM (2010) Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock science* 130: 47-56.
- Estrada FJ, González RM, Mould FL, Arriaga JC, & Castelán OO (2006) Chemical composition and fermentation characteristics of grain and different parts of the stover from maize land races harvested at different growing periods in two zones of central Mexico. *Animal Science* 82: 845-852.
- Guggenberger T (2021) Final report Lemongrass:Effect of 100 g lemongrass as feed supplement on methane concentration in the respiratory air of beef cattle. Agricultural Research and Education Centre Raumberg-Gumpenstein Austria. [https://s26.q4cdn.com/317237604/files/doc\\_downloads/2021/04/Final-report-Lemongrass.pdf](https://s26.q4cdn.com/317237604/files/doc_downloads/2021/04/Final-report-Lemongrass.pdf) Fecha de consulta 10 de Julio de 2022.
- Janssen PH (2010) Influence of hydrogen on rumen methane formation and fermentation balances through microbial growth kinetics and fermentation thermodynamics. *Animal Feed Science and Technology* 160: 1-22.
- Menke KH (1988) Estimation of the energetic feed value obtained from chemical analysis and in vitro gas production using rumen fluid. *Animal research and development* 28: 7-55.
- Mitsumori M & Sun W (2008) Control of rumen microbial fermentation for mitigating methane emissions from the rumen. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 21: 144-154.
- Patra A, Park T, Kim M & Yu Z (2017) Rumen methanogens and mitigation of methane emission by anti-methanogenic compounds and substances. *Journal of animal science and biotechnology*, 8: 1-18.
- Petrič D, Mravčáková D, Kucková K, Čobanová K, Kišidayová S, Cieslak A & Váradyová Z (2020) Effect of dry medicinal plants (wormwood, chamomile, fumitory and mallow) on in vitro ruminal antioxidant capacity and fermentation patterns of sheep. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 104: 1219-1232.
- Pineda GS, Beltrán PE, Benaouda M, García JM, Nova FA, Molina L & Ortega OC (2018) *Pithecellobium dulce*, *Tagetes erecta* and *Cosmos bipinnatus* on reducing enteric methane emission by dairy cows. *Ciência Rural* 48.
- Singh RK, Dey A, Paul SS, Singh M & Punia BS (2018) Responses of lemongrass (*Cymbopogon citratus*) essential oils supplementation on in vitro rumen fermentation parameters in buffalo. *Indian Journal of Animal Nutrition* 35: 174-179.
- Todd RW, Cole NA, Casey KD, Hagevoort R & Auvermann BW (2011) Methane emissions from southern High Plains dairy wastewater lagoons in the summer. *Animal feed science and technology* 166: 575-580.
- Van Soest PJ (1994) Nutritional ecology of the ruminant. 2nd ed. Cornell University Press. Ithaca, NY. 476 p.
- Vázquez CMF, Montelongo PHD, González RM, Castillo GE & Castelán OOA (2020) Effects of three herbs on methane emissions from beef cattle. *Animals*, 10: 1671.
- Vogels GD, Hoppe WF & Stumm CK (1980) Association of methanogenic bacteria with rumen ciliates. *Applied and Environmental Microbiology* 40: 608-612.
- Wanapat M, Cherdthong A, Pakdee P & Wanapat S (2008) Manipulation of rumen ecology by dietary lemongrass (*Cymbopogon citratus* Stapf.) powder supplementation. *Journal of animal science* 86: 3497-3503.

## 6.8. Agricultura de conservación y su efecto en la captura de carbón orgánico del suelo

Espinosa-Ramírez Martín<sup>1,\*</sup> y Ortiz-Chairez Flor Elena<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Campo Experimental Río Bravo, CIRNE-INIFAP, Carretera Matamoros- Reynosa km 61 Cd. Río Bravo, Tamaulipas.

\*Autor para correspondencia: [espinosa.martin@inifap.gob.mx](mailto:espinosa.martin@inifap.gob.mx)

### Resumen

El estudio se inició en el ciclo agrícola O-I 2016/2017, estableciendo el cultivo de sorgo en la segunda quincena de febrero 2017. Se evaluaron los siguientes tratamientos: T1) cero labranza con 100 % de residuos de cosecha (CLC100 %), T2) cero labranza con 50 % de residuos de cosecha (CLC50 %), T3) cero labranza con 0 % de residuos de cosecha (CLC0 %), T4) subsuelo más rastra (S+R) y T5) barbecho más rastra (B+R), como tratamiento testigo. El diseño en campo fue bloques completos al azar con cuatro repeticiones. El objetivo fue evaluar el efecto de la agricultura de conservación en la captura de carbón orgánico del suelo. Para el caso de nitrógeno total, en el promedio de los cinco años evaluados, existió diferencia significativa entre tratamientos, siendo T1, T2, T3 y T4 iguales, pero T1 el que mostró una mayor cantidad con 0.543 Mg ha<sup>-1</sup> y fue diferente a T5. Por lo tanto, el sistema de agricultura de conservación, manteniendo los residuos de cosecha sobre la superficie, incrementa la captura del carbón orgánico del suelo.

**Palabras clave:** *Captura; COS; AC; Tamaulipas.*

### Abstract

The study began in the agricultural cycle OI 2016/2017, establishing the sorghum crop in the second half of February 2017. The following treatments were evaluated: T1) zero tillage with 100% crop residues (CLC 100 %), T2) zero tillage with 50% crop residues (CLC 50 %), T3) zero tillage with 0% crop residues (CLC 0 %), T4) subsoil plus dredge (S + R) and T5) fallow plus harrow (B + R), as a control treatment. The field design was randomized complete blocks with four replications. The objective was to evaluate the effect of conservation agriculture on the capture of organic carbon from the soil. For the case of total nitrogen, in the average of the five years evaluated, there was a significant difference between treatments, being T1, T2, T3 and T4 the same, but T1 the one that showed a greater quantity with 0.543 Mg ha<sup>-1</sup> and was different from T5. Therefore, the conservation agriculture system, keeping crop residues on the surface, increases the capture of organic carbon from the soil.

**Key words:** *Capture, SOC; AC; Tamaulipas*

### Introducción

El suelo es una importante reserva de carbón, con más carbón que la atmósfera y la vegetación terrestre en conjunto. El carbón orgánico del suelo (COS) es dinámico, no obstante, los impactos antropogénicos sobre el suelo pueden convertirlo en un sumidero o fuente neta de gases de efecto invernadero (GEI), (Schmidt *et al.*, 2011). El COS es el componente principal de la materia orgánica del suelo (MOS). Como indicador de la salud del suelo, el COS es importante por sus contribuciones a la producción de alimentos, la mitigación y adaptación al cambio climático, y el logro de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS). Un alto contenido en MOS proporciona nutrientes a las plantas y mejora la disponibilidad de agua, lo cual mejora la fertilidad del suelo y, en definitiva, mejora la productividad de

los alimentos (Kane, 2015). Además, el COS mejora la estabilidad estructural del suelo promoviendo la formación de agregados. Esta característica junto con la porosidad, aseguran suficiente aireación e infiltración de agua para promover el crecimiento de la planta (Paul, 2014). El objetivo de este experimento fue evaluar el efecto de la agricultura de conservación en la captura de COS.

## Materiales y Métodos

Se estableció un lote experimental con rotación maíz-sorgo-soya de riego desde el ciclo O-I 2016/2017 y se ha continuado hasta el ciclo O-I 2020/2021. Se evaluaron los siguientes tratamientos: 1) cero labranza con 100 % de residuos de cosecha (CLC100 %), 2) cero labranza con 50 % de residuos de cosecha (CLC50 %), 3) cero labranza con 0 % de residuos de cosecha (CLC0 %), 4) subsuelo más rastra (S+R) y 5) barbecho más rastra (B+R), como tratamiento testigo. El diseño en campo fue bloques completos al azar con cuatro repeticiones. La parcela experimental fue de seis camas de 1.6 m de ancho por 20 m de largo. La densidad de población para maíz fue: 70,000 plantas por hectárea (25 kg de semilla  $\text{ha}^{-1}$ ); para sorgo: 210,000 plantas por hectárea (7 kg de semilla  $\text{ha}^{-1}$ ) y 250,000 plantas por hectárea (50 kg de semilla  $\text{ha}^{-1}$ ) para soya en siembra en surcos a doble hilera. En maíz y sorgo, se aplicó la fórmula de fertilización de 120N-40P-00K. El 50 % del nitrógeno (100 kg urea) y 100 % del fósforo (100 kg 12N-40P-00K-10S) en la siembra y el 50 % restante del nitrógeno en la segunda escarda. En soya se empleó el tratamiento de fertilización 18N-46P-00K con el 50 % del nitrógeno y 100 % del fósforo en la siembra y el 50 % restante de nitrógeno en la primera escarda. A inicio del ciclo se reconstruyeron las camas permanentes a 1.6 m entre sí, para facilitar el riego por gravedad y al final de cada ciclo se dejó el rastrojo equivalente a 0, 50 y 100 % del rendimiento de forraje en la superficie del suelo. En maíz y soya, los riegos se aplicaron cuando, de la siembra a inicio de floración se alcanzó un abatimiento de la humedad aprovechable del 40%. En maíz, el control de la maleza, en los tratamientos con cero labranza, se realizó con la aplicación del herbicida sal de isopropilamina de N(-fosfonometil) glycina, en dosis de 2 L  $\text{ha}^{-1}$ , aplicado antes de la siembra, para la maleza de hoja ancha se aplicó 1 kg  $\text{ha}^{-1}$  de atrazina después de la última escarda y de uno a ocho días antes del 1er. riego de auxilio. En sitios con problemas de zacates se aplicó 2.5 L  $\text{ha}^{-1}$  de pendimentalina, junto con la atrazina. Para los cultivos de sorgo y soya, cuando fue necesario se aplicaron los herbicidas específicos prosulfurón (30 g i.a  $\text{ha}^{-1}$ ) y fusiflex (0.75 L  $\text{ha}^{-1}$ ) para hoja ancha a los 21 DDS. El control de plagas se realizó de acuerdo con las recomendaciones del INIFAP, mediante un control integrado de plagas, cuidando mantener la fauna benéfica y contaminar menos el ambiente. Las variables evaluadas fueron: materia orgánica (%) y cálculo de nitrógeno total (%) y carbón orgánico del suelo (%). Al finalizar el ciclo se realizó el muestreo de suelos de la capa superficial (0-30 cm). Para la caracterización química del suelo se siguió la metodología descrita en la Norma Oficial Mexicana (NOM-021-SEMARNAT-2000). La relación Carbón/Nitrógeno (C/N), se realizó con las fórmulas propuestas por Plaster, (2000); Thompson y Troeh (2013) y Porta *et al.*, (2014). En el Cuadro 1 se presentan las variables calculadas a partir del resultado del análisis de laboratorio. Los datos se analizaron bajo un diseño de bloque completos al azar en SAS y la comparación de medias por Tukey ( $p < 0.05$ ).

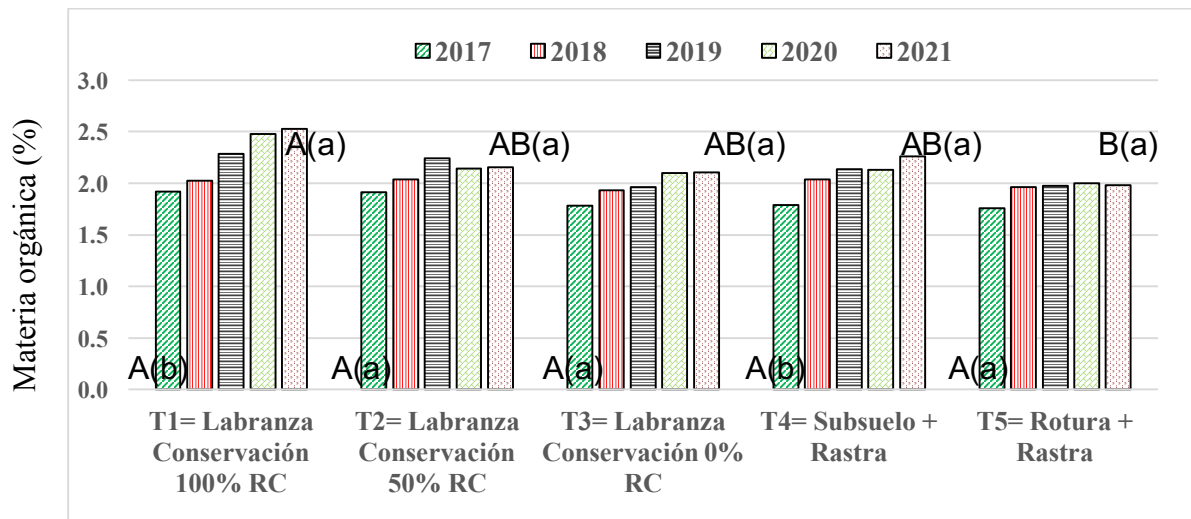
**Cuadro 1. Variables calculadas a partir del análisis de suelo**

Variable	Fórmula	Referencia
C.O. ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	$C.O. = ((V)(Da)(C.O.)\%) / 1000$	M.O.= Materia orgánica
Materia orgánica (%)	*M.O. = C.O.(%) 1.72	C.O.=Carbón orgánico
Nitrógeno total (%)	**N.T. = M.O. (0.05)	Da= Densidad aparente
Nitrógeno total ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	$Nt = ((V)(Da)(Nt)(\%)) / 1000$	V = Volumen de suelo
Relación C/N	$C/N = C.O./N.T$	

\*=Porta *et al.*, 2014; \*\* = Se considera que el contenido de nitrógeno es 5 % del contenido de MO (Plaster, 2000).

## Resultados y Discusión

La materia orgánica se forma cuando los residuos de los cultivos se dejan en la parcela y es considerada un importante recurso natural que conserva y mejora el suelo, especialmente en la agricultura de conservación. En la Figura 1 se muestran los valores promedio obtenidos en los tratamientos evaluados. En el primer año de siembra, para MO no se encontró diferencia significativa entre tratamientos ( $p > 0.05$ ). Sin embargo, para los años 2020 y 2021, T1 mostró mayor contenido y fue diferente estadísticamente a T5. Lo anterior indica que la labranza incrementa la perturbación de los agregados, lo que hace que la materia orgánica sea más accesible a los microorganismos del suelo e incrementa la liberación del nitrógeno mineral de las reservas activas y físicamente protegidas de nitrógeno. Cuando se reduce la labranza hay más macro agregados estables. El carbón y el nitrógeno en los micro agregados dentro de los macro agregados están más protegidos (Coolman y Hoyt, 1993). Se ha considerado que al dejar los residuos de cosecha en la parcela se obtienen los siguientes beneficios: control de erosión, reducción del escurrimiento y mejoramiento de la infiltración (Langdale y Shrare, 1982).



**Figura 1. Cambios del contenido de materia orgánica entre sistema de labranza.** Letras mayúsculas corresponde a diferencia entre sistema de labranza. Letras minúsculas a diferencia entre años. Letras iguales, no son estadísticamente diferentes (Tukey < 0.05)

El suelo con cero labranza con retención de residuos puede estar asociado con una menor disponibilidad del nitrógeno debido a una mayor inmovilización producida por los residuos dejados sobre la superficie del suelo. La fase de inmovilización neta cuando se adopta cero labranza puede ser transitoria, ya que la mayor inmovilización del nitrógeno reduce la oportunidad de que se presenten pérdidas por lixiviación y desnitrificación del nitrógeno mineral (Brady y Weil, 2002). Para el caso de nitrógeno total (Cuadro 2), en el promedio de los cinco años evaluados, existió diferencia significativa entre tratamientos ( $p < 0.05$ ), siendo T1, T2, T3 y T4 iguales, pero T1 el que mostró una mayor cantidad con  $0.543 \text{ Mg ha}^{-1}$  y fue diferente a T5.

**Cuadro 2. Contenido de nitrógeno total en los sistemas de labranza evaluados en cinco años.**

Sistema de Labranza	Nitrógeno Total										Prom. Mg ha <sup>-1</sup>
	2017		2018		2019		2020		2021		
	%	Mg ha <sup>-1</sup>	%	Mg ha <sup>-1</sup>	%	Mg ha <sup>-1</sup>	%	Mg ha <sup>-1</sup>	%	Mg ha <sup>-1</sup>	
<b>T1</b>	0.096	0.464	0.101	0.490	0.114	0.551	0.124	0.599	0.126	0.610	0.543 a
<b>T2</b>	0.096	0.458	0.102	0.489	0.112	0.538	0.107	0.514	0.108	0.517	0.503 ab
<b>T3</b>	0.089	0.443	0.097	0.481	0.098	0.489	0.105	0.523	0.105	0.524	0.492 ab
<b>T4</b>	0.090	0.430	0.102	0.489	0.107	0.512	0.107	0.511	0.113	0.542	0.497 ab
<b>T5</b>	0.088	0.438	0.098	0.489	0.099	0.491	0.100	0.498	0.099	0.494	0.482 b
<b>Prom.</b>	0.092	0.447 b	0.100	0.488 ab	0.106	0.516ab	0.109	0.529 a	0.110	0.537 a	

Letras iguales en fila y columna, no son estadísticamente diferentes (Tukey < 0.05)

Químicamente, el carbón puede adsorberse fuertemente a arcillas a través de enlaces químicos que impiden el consumo de carbón por los organismos (Six *et al.*, 2006).

Bioquímicamente, el carbón puede ser re-sintetizado en estructuras complejas de moléculas que pueden impedir la descomposición (Paul, 2014).

Los tres mecanismos dependen de una serie de factores bióticos, abióticos y de gestión que determinan la eficacia de estabilización del carbón en el suelo (Kane, 2015).

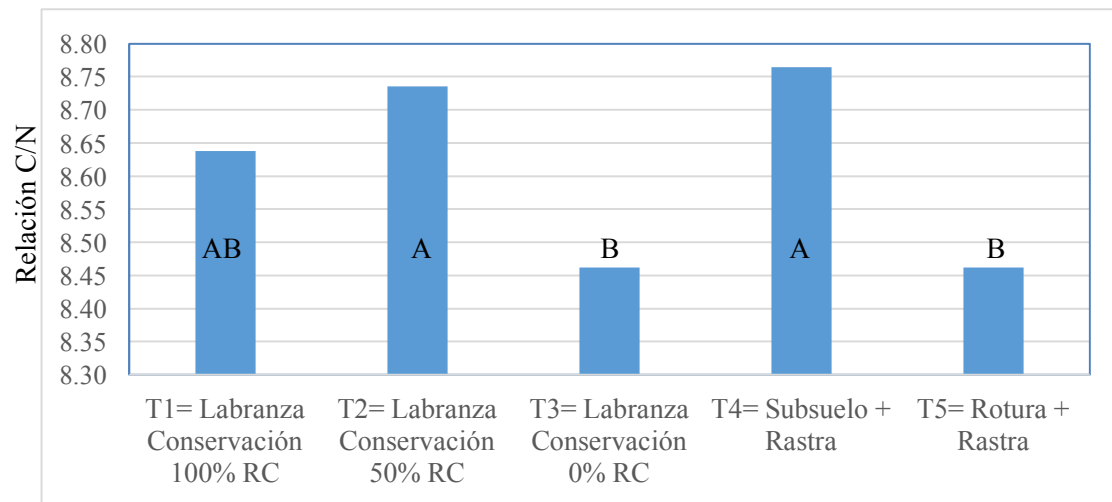
Para el carbón orgánico del suelo, existió diferencia significativa entre tratamientos (Cuadro 3), para los dos casos, el comportamiento es igual, donde T1 es igual a T2 y T4, pero diferente estadísticamente a T3 y T5.

**Cuadro 3. Contenido del carbón orgánico del suelo en los sistemas de labranza evaluados en cinco años**

	Carbón Orgánico del Suelo (%)					Carbono orgánico del suelo (Mg ha <sup>-1</sup> )					Prom
	2017	2018	2019	2020	2021	2017	2018	2019	2020	2021	
<b>T1</b>	1.12	1.18	1.33	1.44	1.47	3.95	4.17	4.69	5.10	5.20	<b>4.62 a</b>
<b>T2</b>	1.11	1.18	1.30	1.24	1.25	3.96	4.23	4.65	4.44	4.47	<b>4.35 ab</b>
<b>T3</b>	1.03	1.12	1.14	1.22	1.22	3.73	4.04	4.11	4.39	4.41	<b>4.14 b</b>
<b>T4</b>	1.04	1.18	1.24	1.24	1.31	3.75	4.26	4.47	4.46	4.73	<b>4.33 ab</b>
<b>T5</b>	1.02	1.14	1.15	1.16	1.15	3.68	4.11	4.13	4.18	4.15	<b>4.05 b</b>

Letras iguales en columna, no son estadísticamente diferentes (Tukey < 0.05)

En condiciones ideales, los materiales que se agreguen al suelo con una relación C/N mayor que 24:1, resultarán en un déficit temporal de nitrógeno (inmovilización), y aquellos con una relación C/N menor que 24:1 resultarían un superávit temporal de nitrógeno (Howell, 2005).



**Figura 2. Relación carbón nitrógeno (C/N) entre sistemas de labranza del promedio de los cinco años.** Letras corresponde a diferencia entre sistema de labranza. Letras iguales, no son estadísticamente diferentes (Tukey < 0.05)

Esta es la razón por la cual las operaciones de compostaje se esfuerzan por lograr una mezcla de materiales con una relación C/N de aproximadamente 30:1 (para que los microorganismos residentes puedan descomponer fácilmente el compost dejando un poco de alimento para albergar a los microorganismos después de la aplicación de compost al suelo). (USDA NRCS, 1977). En resultados promedio de los cinco años evaluados, existió diferencia significativa entre tratamientos, siendo T2 y T4 quienes presentaron mayor relación C/N con 8.7 en promedio igual a T1 y diferentes a T3 y T5 (Figura 2).

## Conclusiones

El sistema de agricultura de conservación, manteniendo los residuos de cosecha sobre la superficie, incrementa la captura de carbono orgánico del suelo.

## Agradecimientos

Se agradece al INIFAP y CIMMYT por el financiamiento del proyecto: “Plataforma de investigación de agricultura de conservación en Río Bravo, Tamaulipas Año 1 y 2”, y los resultados forman parte del informe final.

## Literatura citada

- Brady, N.C. and R.R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*, 13th edition, Prentice Hall.
- Coolman and Hoyt, 1993. Increasing sustainability by intercropping Hort Technology, 3 (1993), pp. 309-312.
- Howell, J. 2005. Organic Matter: Key to Soil Management. Available at [http://www.hort.uconn.edu/ipm/veg/croptalk/croptalk1\\_4/page8.html](http://www.hort.uconn.edu/ipm/veg/croptalk/croptalk1_4/page8.html). [verified 1.19.21]
- Kane, D. 2015. Carbon Sequestration Potential on Agricultural Lands: A Review of Current Science and Available Practices, s.l.: s.n
- Langdale, G.W. and W.D. Shrader, 1982. Soil erosion effects on soil productivity of cultivated cropland. Determinants of soil loss tolerance. Special Publication 45. (Madison, WI: American Society of Agronomy). 153 p.
- NOM-021-SEMARNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación del 31/12/2002. En: [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=717582&](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&). Consultado el 06/11/2017.
- Paul, E. 2014. *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Academic Press. pp. 598.
- Plaster, E. J. 2000. *La ciencia del suelo y su manejo*. Paraninfo. Madrid, España. 419 p.
- Porta C., J., M. López-Acevedo R. y R. M. Poch C. 2014. *Edafología: Uso y protección de suelos*. 3a edición. Mundi-Prensa. Madrid, España. 607 p

- Schmidt, M. W. I., M. S. Torn, S. Abiven, T. Dittmar, G. Guggenberger, I. A. Janssens, M. Kleber, I. Kögel-Knabner, J. Lehmann, D. A. C. Manning, P. Nannipieri, D. P. Rasse, S. Weiner and S. E. Trumbore, 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478: 49–56.
- Six, J., S. D. Frey, R. K. Thiet, and K. M. Batten. 2006. Bacterial and Fungal contributions to Carbon Sequestration in Agro-systems. *Soil Science Society of America*, 70(2): 555-569.
- Thompson, L. M. y F. R. Troeh. 2013. *Los suelos y su fertilidad*. 4a edición. Reverté. Barcelona, España. 649 p.
- USDA NRCS. 1977. Conservation Agronomy Technical Notes, No. 30: Relationships of carbon to nitrogen in crop residues. Available at <http://www.nm.nrcs.usda.gov/Technical/tech-notes/agro/AG30.pdf>. [verified 1.19.21]

## 6.9. Variación del *staygreen* en 12 genotipos de trigo (*Triticum* spp) bajo condiciones experimentales de calor

Aispuro-Arana Francisco H<sup>1</sup>; Pinto R Suzuki<sup>2,\*</sup>; Parra-Cámara Oscar<sup>1</sup>; Reyes-Hernández Mayte F.<sup>1</sup>, Rivera-Díaz Miguel A.<sup>2</sup>; Garatuza-Payán Jaime<sup>2</sup> y Yépez Enrico A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias en Recursos Naturales. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

<sup>2</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

\* Autor de correspondencia: suzuki.pinto19018@potros.itson.edu.mx

### Resumen

La duración del verdor en plantas de trigo está asociada con la asimilación de carbono, principalmente durante el periodo de llenado de grano, por lo que genotipos que permanecen verdes por más tiempo tienen una mayor oportunidad para la síntesis y translocación de carbohidratos hacia los granos. No obstante, el incremento de la temperatura terrestre afecta al desarrollo fisiológico de las plantas. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la variación del *staygreen* (permanencia del verdor) de 12 genotipos de trigo (*Triticum* spp) cultivados bajo condiciones de calor nocturno, e identificar aquellos con potencial de tolerancia al estrés por altas temperaturas. Durante el ciclo 2021-2022 se llevó a cabo el experimento en el Valle del Yaqui, Sonora sembrando 12 genotipos de trigo bajo 2 tratamientos; tratamiento 1: dosel sometido a incremento de temperatura nocturna de 2°C (Calor), tratamiento 2: dosel sometido a temperatura ambiente (Control). Las variables evaluadas fueron *Staygreen* (Stg), área debajo de la curva (StgAUC), tasa de senescencia (RS), Rendimiento (GY), duración de llenado de grano (GF) y el índice de tolerancia al calor (HTI). De acuerdo con los resultados, el tratamiento de calor mostró un impacto significativo sobre las variables evaluadas, disminuyendo el *staygreen* de 0.43 a 0.40 en por lo menos cuatro genotipos todos del tipo harinero y reduciendo de 47 a 44 días en promedio la duración de llenado de grano, mostrando por lo tanto susceptibilidad moderada al incremento experimental de temperatura nocturna.

**Palabras clave:** cambio climático, índice de vegetación, tolerancia, alta temperatura

### Abstract

The duration of greenness in wheat plants is associated with carbon assimilation, mainly during the grain-filling period, then genotypes that remain green longer have a greater opportunity for the synthesis and translocation of carbohydrates to the grains. However, the increase in terrestrial temperature affects the physiological development of plants. This study aimed to evaluate the staygreen variation of 12 wheat genotypes (*Triticum* spp) grown under nocturnal heat conditions, and to identify those with potential for tolerance to high temperature stress. During the 2021-2022 cycle, the experiment was carried out in the Yaqui Valley, Sonora, sowing 12 wheat genotypes under 2 treatments; treatment 1: canopy subjected to a night temperature increase of 2°C (Heat), treatment 2: canopy subjected to environmental temperature (Control). Evaluated traits were staygreen (Stg), area under the curve (StgAUC), senescence rate (RS), Yield (GY), grain filling duration (GF) and heat tolerance index (HTI). According to the results, the heat treatment showed a significant impact on the variables evaluated, reducing the staygreen from 0.43 to 0.40 in at least four genotypes, all of them bread type, reducing the duration of filling from 47 to 44 days on average. therefore showing moderate susceptibility to the experimental increase in night temperature.



**Keywords:** *climate change, vegetation index, resistance, tolerance.*

## Introducción

El trigo es uno de los cultivos más importantes a nivel mundial ya que la mayor parte de la población global depende de este cereal. Sin embargo, sus rendimientos se ven afectados por diversos tipos de estrés ambiental, principalmente el estrés por altas temperaturas (Narayanan, 2018).

El incremento de la temperatura acelera la tasa de desarrollo de los cultivos, controlando directamente la fenología de la planta (Chaves y Gutiérrez, 2017). La ocurrencia de altas temperaturas nocturnas (ATN) es uno de los factores más importantes que limita el rendimiento de grano en trigo llegando a reducirlo hasta en un 6 % (Impa *et al.*, 2019) debido a que el balance de carbono es alterado y la tasa respiración incrementa, principalmente durante las etapas reproductivas de la planta (Impa *et al.*, 2018).

Diversas metodologías y herramientas permiten identificar y seleccionar genotipos con características adaptables a las altas temperaturas (Singh *et al.*, 2016; Pinto *et al.*, 2010; Lopez y Reynolds, 2012). Por ejemplo, los índices de vegetación se han empleado para predecir parámetros de senescencia, el permanecer del verdor (*staygreen*) y el rendimiento de grano (Montazeaud *et al.*, 2016).

El *staygreen* es una característica importante que permite mantener las hojas fotosintéticamente activas de un genotipo por más tiempo y es utilizado como parámetro deseable en los programas de mejoramiento (Kamal *et al.*, 2019). Sin embargo, se han clasificado diversos tipos de *staygreen* (Thomas y Ougham, 2014); es importante diferenciar entre el *staygreen* funcional, en el cual la planta continúa con la actividad fotosintética durante un periodo mayor y el *staygreen* cosmético, donde la planta permanece con su verdor durante un tiempo prolongado con la excepción que no hay actividad fotosintética (Mayers *et al.*, 2018) lo que puede llegar a dificultar la selección de genotipos con la capacidad de alargar la vida útil de la planta. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es evaluar la variación generada por las altas temperaturas nocturnas en la permanencia del verdor de 12 genotipos de trigo y sus parámetros asociados, así como identificar los genotipos con potencial tolerancia al estrés por altas temperaturas nocturnas.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en parcelas del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) durante el ciclo agrícola de otoño invierno 2021-2022, en terrenos ubicados en el Bloque 710 del Valle del Yaqui en las coordenadas 27°23'46"N 109°55'51"W (Figura 1a).



Figura 1. a) Mapa de ubicación del experimento; b) Diseño experimental de manipulación de temperaturas nocturnas del dosel.

## Metodología

En este estudio se evaluaron 11 genotipos de trigo harinero (*Triticum aestivium L.*) y uno de trigo duro (*Triticum durum L.*) distribuidos en un diseño experimental de bloques al azar con 2 tratamientos (Figura 1b). Tratamiento 1: dosel sometido a incremento de temperatura 2°C por encima de la temperatura del dosel del control (Calor), y tratamiento 2: dosel sometido a temperatura ambiente (Control). Las variables evaluadas fueron: NDVI, *stay green* (Stg), días a madurez fisiológica (DM), área debajo de la curva de *staygreen* (StgAUC) y rendimiento de grano (GY).

La siembra se realizó con una sembradora (SUB-24) el 14 de Diciembre de 2021, en un suelo barrial compactado a cuatro hileras en los surcos y una densidad de siembra de 175 kg ha<sup>-1</sup>, tomando como parcela útil las dos hileras centrales, el manejo agronómico se realizó siguiendo las recomendaciones de Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (Aquino, 1998).

### Manipulación de la temperatura del dosel

Para la manipulación de la temperatura del dosel del cultivo, se utilizaron 20 radiadores térmicos (modelo FTE-1000, 1000 W, 240 V, 245 mm de largo x 60 mm de ancho, construidos por Mor Electric Company Heating Association Inc. Comstock Park, MI, EE. UU.) distribuidos sobre una estructura cuadrangular, se instalaron sensores infrarrojos de temperatura (IRTS Apogee Instruments Inc., Logan, UT, EE. UU.) en cada tratamiento al igual que un registrador de datos (CR1000 Campbell Sci, Inc., Logan, UT, EE. UU.) para el monitoreo de la temperatura (Kimball *et al.*, 2012). La manipulación de calor se efectuó solamente en el periodo nocturno de 18:00 a 6:00 horas, elevando la temperatura de las del tratamiento 2°C por encima de la temperatura de dosel del control. Para monitorear la temperatura del dosel se instaló un sensor de humedad y temperatura STH-10 Mesh-Protected Weather-Proof Temperature/Humidity conectado a una placa ArduinoUno Rev3 en cada bloque.

### Índice de vegetación de diferencia normalizada y rasgos relacionados con la permanencia verde

El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) se midió con el sensor óptico portátil (Green Seeker, marca Trimble) a partir de los 70 días después de la germinación desde la etapa fenológica de espigamiento hasta madurez completa para un total de 12 mediciones por repetición, a una altura de 0.50 m del dosel del cultivo.

Para el cálculo de los rasgos relacionados con el *Stay green* se realizó un análisis de regresión lineal del NDVI durante el llenado de grano y los días después de espigamiento, para obtener la ecuación de regresión para cada parcela experimental. Enseguida se utilizó esta ecuación para obtener Stg sustituyendo en ella DM, debido a que la anthesis bajo estrés por calor ocurre poco desde pues del espigamiento (Lopez y Reynolds, 2012).

Por último, StgAUC se obtuvo calculando el área bajo la curva a partir de las mediciones más altas de NDVI contra las unidades calor (UC). Este parámetro se propone como un rasgo secundario eficaz y eficiente para seleccionar material genético con rasgos de verdor favorables (Pinto *et al.*, 2016a; Cerrudo *et al.*, 2017).

Para el cálculo de las unidades calor se utilizó la formula:

$$UC = ((T_{m\acute{a}x} + T_{m\acute{i}n})/2) - T_{base} \quad (1)$$

donde T<sub>máx</sub> es la temperatura máxima registrada en un día determinado, T<sub>mín</sub> es la temperatura mínima registrada en un día determinado, T<sub>base</sub> es la temperatura sobre la cual el desarrollo de la planta se detiene en respuesta al frío (para el Valle del Yaqui T<sub>base</sub> es utilizado fue 10 °C) (Valencia *et al.*, 2009). A medida que la temperatura aumenta por encima de la temperatura base, el desarrollo se acelera hasta que se alcanzar una temperatura óptima para la planta (Salazar *et al.*, 2013; Arista *et al.*,

2018). Se calculó la tasa de senescencia (RS) como la pendiente de la ecuación de regresión lineal obtenida entre el NDVI durante el llenado de grano y las unidades calor (UC).

Además, se calculó el índice de tolerancia al calor (HTI), para brindar un margen de identificación de genotipos con mayor tolerancia a estrés por calor utilizando la siguiente ecuación (Bahrami et al., 2021; Fernández, 1992):

$$HTI = 1 - \left[ \frac{(Yp - Ys)}{Ys} \right] \quad (2)$$

donde  $Y_s$  representa el rendimiento promedio de cada genotipo en condiciones de calor, y el parámetro  $Y_p$  representan el rendimiento promedio de cada genotipo en condiciones de control.

El análisis de datos se llevó a cabo utilizando muestras independientes obtenidas de campo. Se realizó la comparación de media de tratamientos con el método de la diferencia mínima significativa (DMS), por medio del software estadístico InfoStat versión 2020.

## Resultados y Discusión

La Figura 2 muestra los valores promedio por tratamiento para el NDVI en función a los días después de la emergencia (DDE) para los dos tratamientos, con registros a partir del inicio de la etapa de espigamiento hasta poco tiempo después de alcanzar la madurez fisiológica. Para el tratamiento de calor se observó un NDVI máximo de 0.82 y un mínimo de 0.17, mientras que para el tratamiento de control el NDVI fue desde 0.82 a 0.20. El tratamiento de calor acumuló en promedio de 1005 UC, mientras que el tratamiento de control 943 UC (Figura 2). La pendiente de la figura 2 indica que el NDVI disminuye conforme aumentan las unidades calor. Sin embargo, las diferencias entre tratamientos son más notables al alcanzar aproximadamente las 720 UC, correspondiente al estado fisiológico de la primera mitad de llenado de grano hasta la madurez fisiológica, dando por hecho de que el tratamiento de estrés aplicado provocó un efecto de precocidad en las plantas (Argentel et al., 2018).

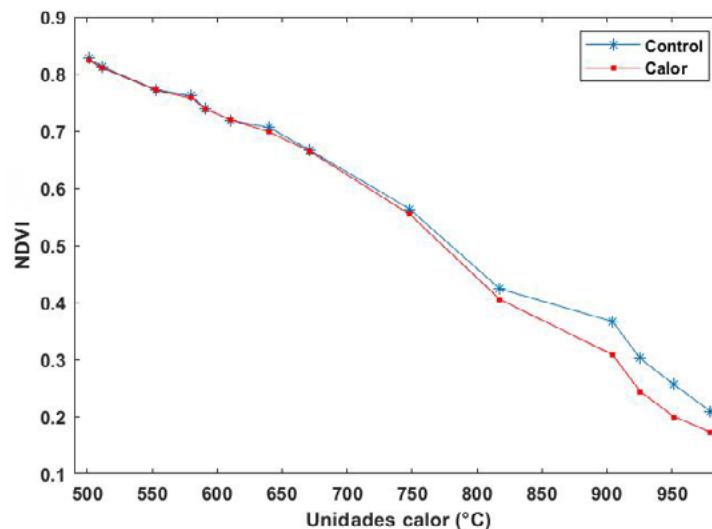


Figura 2. NDVI y unidades calor °C (UC) obtenido durante el ciclo del cultivo bajo ambiente de calor y control.

En el cuadro 1 se muestra los resultados para cada uno de los 12 genotipos y se observa que el efecto del incremento de la temperatura nocturna sobre los componentes determinantes del *staygreen* fue negativo, ya que los valores calculados para Stg disminuyen en el tratamiento calor en contraste al tratamiento control. Valores altos muestran una respuesta positiva en el rendimiento de grano, comportamiento característico de genotipos con *staygreen* funcional. En contraste, se observó que el

genotipo 3 a pesar de mostrar alto stg, su rendimiento y biomasa fueron bajos, lo cual es característico de un genotipo con *staygreen* cosmético (Thomas y Ougham, 2014).

**Cuadro 1. Medias y desviación estándar para las mediciones realizadas.**

GEN	Stg		StgAUC (NDVI × UC)		BIOMASA (g/m <sup>2</sup> )		GY (g/m <sup>2</sup> )		HTI
	Calor	Control	Calor	Control	Calor	Control	Calor	Control	
<b>G1</b>	0.43 ± 0.021	0.48 ± 0.023	270 ± 11.3	264 ± 1.8	198 ± 32.6	182 ± 6.6	1679 ± 456.4	1682 ± 62.0	0.95
<b>G2</b>	0.43 ± 0.008	0.46 ± 0.008	253 ± 0.1	248 ± 12.3	143 ± 15.8	139 ± 11.2	502 ± 436.2	897 ± 83.3	-0.95
<b>G3</b>	0.38 ± 0.004	0.41 ± 0.007	248 ± 3.1	242 ± 12.5	195 ± 8.3	191 ± 12.7	1569 ± 697.2	1726 ± 164.6	0.81
<b>G4</b>	0.38 ± 0.034	0.43 ± 0.046	252 ± 21.4	241 ± 30.1	166 ± 14.6	169 ± 12.8	1273 ± 63.7	1414 ± 115.9	0.89
<b>G5</b>	0.37 ± 0.007	0.42 ± 0.017	241 ± 9.5	237 ± 8.1	151 ± 3.0	160 ± 1.2	898 ± 157.5	1005 ± 40.2	0.87
<b>G6</b>	0.40 ± 0.023	0.42 ± 0.007	248 ± 8.0	239 ± 8.1	157 ± 7.4	160 ± 7.0	1079 ± 93.0	865 ± 132.3	1.2
<b>G7</b>	0.38 ± 0.008	0.35 ± 0.004	240 ± 0.9	210 ± 8.0	212 ± 10.4	203 ± 0.06	1672 ± 14.7	1523 ± 7.7	1.09
<b>G8</b>	0.41 ± 0.026	0.44 ± 0.018	263 ± 21.7	246 ± 21.4	179 ± 7.7	189 ± 3.1	1343 ± 243.8	1237 ± 3.2	1.06
<b>G9</b>	0.40 ± 0.022	0.44 ± 0.33	242 ± 6.0	232 ± 5.1	176 ± 1.8	202 ± 3.3	1107 ± 144	1223 ± 102.8	0.89
<b>G10</b>	0.38 ± 0.018	0.44 ± 0.0004	240 ± 11.4	242 ± 18.2	181 ± 3.5	181 ± 1.4	1228 ± 141.4	1353 ± 40.6	0.89
<b>G11</b>	0.40 ± 0.013	0.44 ± 0.006	252 ± 9.0	242 ± 21.8	175 ± 7.6	165 ± 1.1	1305 ± 90.9	1132 ± 107.9	1.13
<b>G12</b>	0.39 ± 0.013	0.43 ± 0.001	263 ± 10.0	247 ± 10.5	170 ± 6.9	166 ± 11.2	1465 ± 143.4	1468 ± 83.3	0.99

GEN: genotipo; Stg: staygreen; tgAUC área debajo de la curva staygreen; RS: tasa de senescencia; DM: días a madurez; HTI: índice de tolerancia al calor.

Para RS no se encontró diferencia significativa entre tratamientos, no obstante, la magnitud de valores se mostró en el rango de -0.0014 a -0.0017 para ambos tratamientos. La caída de la pendiente de los genotipos 1 y 12 fue la más susceptible al tratamiento de calor ya que la pendiente disminuye de -0.0017 a -0.0015. esto coincide con lo reportado por Pinto *et al.*, (2016) y Christopher *et al.*, (2016) quienes

mencionan que este cálculo proporciona información sobre la rapidez con la que un genotipo disminuye el verdor de la planta.

Se encontró diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre el tratamiento de calor y el control para StgAUC, observándose que el tratamiento de calor obtuvo cifras más altas en contraste con el tratamiento de control (Cuadro 2), este parámetro brinda una forma de la interacción del genotipo con el tiempo térmico o UC durante el desarrollo del cultivo.

Se registraron diferencias significativas entre genotipos ( $p < 0.05$ ) para duración de llenado de grano (GF) y días a madurez fisiológica (DM) ya que el tratamiento de calor mostró valores en un rango de 43 a 50 días para GF y 115 a 119 días para DM, mientras que el tratamiento de control en un rango de 46 a 50 días para GF y 116 a 120 días. La mayoría de los genotipos mostraron reducciones de 3 a 4 días en GF por efecto del tratamiento de calor. Esto coincide con lo reportado por Yin *et al.*, (2009) quienes mencionan que esta capacidad reducida del periodo de llenado se puede asociar con los eventos de estrés por calor que generalmente acortan la duración del crecimiento y llenado de grano.

Respecto al análisis de tolerancia al estrés por altas temperaturas se observó que solamente el genotipo 6 expresó alta adaptabilidad al estrés por calor, de acuerdo con el HTI de 1.20. Por medio del HTI, se puede identificar genotipos tolerantes al estrés por calor y relacionar en base a efectos negativos. Genotipos con HTI entre 1 a 1.19 se consideran moderadamente tolerantes al calor. Los genotipos 7, 8 y 11 caen en la clasificación de los moderadamente tolerantes, mientras el genotipo 2 resultó ser el más susceptible al estrés por altas temperaturas (Cuadro 1). No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para la biomasa o rendimiento de grano. La respuesta al estrés por calor del germoplasma de este estudio fue categorizada de manera general como moderadamente tolerante.

**Cuadro 2. Comparación de medias entre tratamientos**

Tratamiento	STG	StgAUC	GF	Biomasa	GY (g/m <sup>2</sup> )	HTI
Control	0.43b	241a	47a	176a	1294a	1.02
Calor	0.40a	251b	44b	175a	1260a	
CV	6	4.58	5.04	1.53	26.9	
DMS	0.0299	8.59	1.33	1.39	200.7	

Stg: *staygreen*; StgAUC: área debajo de la curva; GY: rendimiento de grano; GF: periodo de llenado de grano HTI: índice de tolerancia al calor; DMS: diferencia mínima significativa; CV: coeficiente de variación

## Conclusiones

El *staygreen* se vio disminuido por efecto del incremento de la temperatura nocturna. Sin embargo, es importante explorar la variabilidad genotípica para determinar el grado de tolerancia al estrés en diversas fuentes de germoplasma. Como se observó en este estudio, genotipos como el G6, G7, G8 y G11 son materiales con moderada a alta tolerancia al calor nocturno. Cabe destacar que estos genotipos tuvieron como resultado un *staygreen* alto, por lo que pueden ser consideradas para el desarrollo de líneas nuevas de investigación para mejorar la estructura del trigo y aumentar la capacidad de adaptarse al cambio climático.

En contraste, existen genotipos capaces de conservar el verdor por periodos prolongados al final del llenado de grano, sin que esto se refleje en mayores rendimientos como en el caso del genotipo 3. Solamente los genotipos dos, tres, cuatro y cinco registraron un efecto negativo del tratamiento de calor sobre el rendimiento. Para identificar genotipos con la capacidad de adaptarse a situaciones difíciles como el cambio climático, es importante proponer la aplicación de metodologías que permitan medir y distinguir características clave específicamente enfocadas a la selección de material genético resiliente a los ambientes cambiantes.

## Agradecimientos

Este trabajo contó con el apoyo de CONACYT-México para las becas de posgrado de Aispuro-Arana (CVU#1150091), Parra-Cámara (CVU#1074514) y posdoctorado de R. Suzuki Pinto (CVU#173534) y el Programa de Apoyo y Fomento a la Investigación (PROFAPI-ITSON).

## Literatura citada

- Aquino, P. 1998. La adopción del método de siembra de trigo en surcos en el Valle del Yaqui, Sonora, México. Informe especial del programa de trigo. El Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) Cd. Obregón, Son. México. 17. 1-45
- Argente, L., J. Garatuza, M. Armendáriz, E. Yépez, M. Garibaldi, J. E. Ortiz y J. Gonzales. 2018. Caracteres fisiológicos y agronómicos de la variedad de trigo cristalino CIRNO C2008 confirman su estabilidad genética. *Revista AGROCIENCIA*. 52(3). 419-435.
- Arista, J., A. Quevedo, B. P. Zamora, R. Bauer, K. Sonder y O. Lugo. 2018. Temperaturas base y grados días desarrollo de 10 accesiones de maíz de México. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 9(5), 1023-1033.
- Bahrami, F., A. Arzani and M. Rahimmalek. 2021. A novel tolerance index to identify heat tolerance in cultivated and wild barley genotypes. *bioRxiv*, 2020-05.
- Cerrudo, D., L. González, J. A. Mendoza and S. Trachsel. 2017. Stay-green and associated vegetative indices to breed maize adapted to heat and combined heat-drought stresses. *Remote Sensing*, 9(3), 235.
- Chaves, N. F. y M. V. Gutiérrez. 2017. Respuestas al estrés por calor en los cultivos. II. Tolerancia y tratamiento agronómico. *Agron. Mesoam*. 28(1). 255-271. ISSN 2215-3608.
- Christopher, J. T., M. J. Christopher, A. K. Borrell, S. Fletcher and K. Chenu. 2016. Stay-green traits to improve wheat adaptation in well-watered and water-limited environments. *Journal of Experimental Botany*, 67(17), 5159–5172. doi:10.1093/jxb/erw276
- Fernández G. 1992 - Effective selection criteria for assessing stress tolerance. In: Kuo C. G., (ed.) Proc. Int. Sym. Adaptation of Vegetables and Other Food Crops in Temperature and Water Stress, Publication, Tainan, Taiwan.
- Impa, S. M., V. S. J. Sunoj, I. Krassovskaya, R. Bheemanahalli, T. Obata and S. V. K. Jagadish. 2018. Carbon balance and source-sink metabolic changes in winter wheat exposed to high night-time temperature. *Plant, Cell & Environment*. 42. 1233–1246 doi:10.1111/pce.13488.



- Impa, S. M., A. R. Vennapusa, R. Bheemanahalli, D. Sabela, D. Boyle, H. Walia and S. V. K Jagadish. 2019. High night temperature induced changes in grain starch metabolism alters starch, protein and lipid accumulation in winter wheat. *Plant, Cell & Environment*, 43, 431–447 doi:10.1111/pce.13671.
- Kamal, N., Y. Alnor, M. Abdelrahman, M. Abdellatef and H. Tsujimoto. 2019. Stay-Green Trait: A Prospective Approach for Yield Potential, and Drought and Heat Stress Adaptation in Globally Important Cereals. *International Journal of Molecular Sciences*, 20(23), 5837. doi:10.3390/ijms20235837.
- Kimball, B. A., J. W. White, G. W. Wall and M. J. Ottman. 2012. Infrared- Warmed and Unwarmed Wheat Vegetation Indices Coalesce Using Canopy- Temperature–Based Growing Degree Days. *Agronomy Journal*, 104(1), 114-118.
- Lopes, M. S. and M. P. Reynolds. 2012. Stay-green in spring wheat can be determined by spectral reflectance measurements (normalized difference vegetation index) independently from phenology. *Journal of Experimental Botany*, 63(10), 3789–3798. doi:10.1093/jxb/ers071.
- Montazeaud, G., H. Karatoğma, I. Öztürk, P. Roumet, M. Ecartot, J. Crossa and M. S. Lopes. 2016. Predicting wheat maturity and stay-green parameters by modeling spectral reflectance measurements and their contribution to grain yield under rainfed conditions. *Field Crops Research*, 196, 191–198. doi:10.1016/j.fcr.2016.06.021 .
- Myers, J. R., M. Aljadi and L. Brewer. 2018. The Importance of Cosmetic Stay-Green in Specialty Crops. *Plant Breeding Reviews*, 219–256. doi:10.1002/9781119521358.ch6 .
- Narayanan, S. 2018. Effects of high temperature stress and traits associated with tolerance in wheat. *Open Access J Sci*. 2(3).177–186. DOI: 10.15406/oajs.2018.02.00067.
- Pinto, R. S., M. S. Lopes, N. C Collins and M. P. Reynolds. 2016. Modelling and genetic dissection of staygreen under heat stress. *Theoretical and Applied Genetics*, 129(11), 2055–2074. doi:10.1007/s00122-016-2757-4
- Pinto, R. S., M. P. Reynolds, K. L Mathews, C. L McIntyre, J. J. Olivares-Villegas and S. C. Chapman. 2010. Heat and drought adaptive QTL in a wheat population designed to minimize confounding agronomic effects. *Theoretical and Applied Genetics*, 121(6), 1001–1021. doi:10.1007/s00122-010-1351-4.
- Salazar, M. R., J. Johnson, B. Chaves and G. Hoogenboom. 2013. Relationship of base temperature to development of winter wheat. *International Journal of Plant Production*, 7(4), 741-762.
- Singh, J., S. Kaur and H. Majithia. 2016. Emerging Genetic Technologies for Improving the Security of Food Crops. *Emerging Technologies for Promoting Food Security*, 23–41. doi:10.1016/b978-1-78242-335-5.00002-0.
- Thomas, H. and H. Ougham. 2014. The stay-green trait. *J. Exp. Bot.* (2014), 65, 3889–3900.
- Yin, X., W. Guo and J. H. Spiertz. 2009. A quantitative approach to characterize sink–source relationships during grain filling in contrasting wheat genotypes. *Field Crops Research*, 114(1), 119-126.

## 6.10. Biocarbón como sustrato para la producción y reducción de la huella gris en arándanos

Medina-Orozco Lenin E.<sup>1,\*</sup> y Medina-Orozco, I. N.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Tecnológico Nacional de México / I.T del Valle de Morelia. Carretera Morelia Salamanca km 6.5. Colonia Los Ángeles. C.P. 58100. Morelia, Michoacán.

<sup>2</sup> Residente profesional, Universidad Virtual del Estado de Michoacán (UNIVIM). Defensor de Chapultepec 1175, Reserva de Guadalupe, C.P. 58147. Morelia, Michoacán.

\* Autor para correspondencia: leninmed@gmail.com

### Resumen

El biocarbón se ha diversificado en la agricultura en los últimos años. Este producto favorece la absorción de nutrientes por las plantas, acondiciona el suelo confiriéndole alta capacidad de intercambio catiónico, incrementa la absorción de agua, entre varios otros. Sin embargo, el uso del biocarbón como sustrato alternativo en cultivos hidropónicos ha sido poco explorado. Por lo anterior, en el presente trabajó se evaluó el biocarbón derivado de olotes de maíz como sustrato en la producción de arándano. Se obtuvo biocarbón en un reactor usando como biomasa, olotes de maíz. Se realizó un diseño de tres bloques completos al azar con dos tratamientos: (F) sustrato, fibra de coco y (B) sustrato de biocarbón. La nutrición se realizó con una mezcla comercial. Los resultados sugieren que la sobrevivencia del trasplante de las plántulas hacia los sustratos fue de 96.6 % en ambos casos y mayor a 90 en la sobrevivencia final. El número de frutos por planta y la producción no presentó diferencias significativas; mismo caso se presentó en la temperatura de los sustratos. Diferencias significativas se presentaron en la Evapotranspiración, siendo de 261 mL d<sup>-1</sup> en (F) y 213 mL d<sup>-1</sup> en (B). El mismo comportamiento se midió en la concentración de nitratos del escurrimiento; siendo 614 y 321 mg L<sup>-1</sup> para F y B, respectivamente. Se concluye con la información disponible, que el biocarbón puede ser un sustituto del sustrato de la fibra de coco sin detrimento de la producción y con potencial para reducir la huella hídrica del cultivo de arándano.

**Palabras clave:** *Huella hídrica, sustratos alternativos, agua virtual.*

### Abstract

Biochar has diversified into agriculture in recent years. This product favors the absorption of nutrients by plants, conditions the soil giving it a high cation exchange capacity, increases water absorption, among many others. However, the use of biochar as an alternative like substrate in hydroponic crops has been little explored. Therefore, in the present work, biochar derived from corn cobs was evaluated as a substrate in blueberry production. Biochar was obtained in a reactor using corn cobs as biomass. A randomized complete three-block design was performed with two treatments: (F) substrate, coconut fiber, and (B) biochar substrate. The nutrition was carried out with a commercial mixture. The results suggest that the survival of the transplant of the seedlings towards the substrates was 96.6 % in both cases and greater than 90 in the final survival. The number of fruits per plant and production did not present significant differences; the same case occurred in the temperature of the substrates. Significant differences were presented in Evapotranspiration, being 261 mL day<sup>-1</sup> in (F) and 213 mL day<sup>-1</sup> in (B). The same behavior was measured in the concentration of nitrates in the runoff; being 614 and 321 mg L<sup>-1</sup> for F and B, respectively. It is concluded with the available information that biochar can be a substitute for the coconut fiber substrate without detriment to production and with the potential to reduce the water footprint of blueberry cultivation.

**Key words:** *Water footprint, alternative substrates, virtual water.*

## Introducción

México es uno de los principales productores de arándano azul, pero también se ha convertido en uno de los principales exportadores de ésta fruta a los Estados Unidos de América. La información indica que durante la década 2008-2018, la producción en el centro del país, creció aproximadamente un 800 por ciento, principalmente en los estados de Jalisco y Michoacán. La estructura dominante de los modelos de producción de arándanos, está dominada por empresas transnacionales (Pérez, 2018). El Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP, 2022), reportó para el año de 2019 una superficie aproximada de 3,786 ha de arándanos, del cuál alrededor del 51 % fue en macrotúnel. En los últimos años, los productores de arándanos, comienzan a reemplazar el cultivo del arándano azul en suelo por sistemas hidropónicos, consistentes en sembrar en macetas o bolsas de plástico y utilizando como principal sustrato la fibra de coco. Desafortunadamente, no existe un inventario ni información suficiente para conocer con precisión razonablemente alta, la cantidad de sustrato utilizado en el cultivo de las frutillas. El uso de sustratos alternativos como es el biocarbón, es relativamente nuevo y ha sido poco explorado (Dispenza *et al.*, 2017). Por otro lado, uno de los problemas más importantes en cultivos bajo agricultura protegida, es la huella hídrica, principalmente la generada por la huella gris, es decir la que genera el escurrimiento cargado de contaminantes potenciales como es el nitrato (Chapagain y Orr, 2009). Por lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el biocarbón como sustrato en la producción de arándano azul y su potencial para reducir la huella gris.

## Materiales y métodos

Se instaló un sistema de producción de frutillas en el invernadero perteneciente al Tecnológico Nacional de México en el Instituto Tecnológico del Valle de Morelia, zona de influencia del cultivo de berries. Se instaló de manera similar a los observados en el campo. Se sembraron las plántulas de arándano provenientes de un vivero certificado y se sembraron en bolsas contenedoras especiales para hidroponía. El sistema de producción es hidropónico en bolsa de plástico con antioxidante y resistente a rayos ultravioleta. Las bolsas con berries descansan sobre una malla de polipropileno *Ground cover* para evitar el desarrollo de arvenses.

El ensayo consistió en probar dos sustratos, fibra de coco, para el tratamiento (F) y biocarbón obtenido por la pirólisis de olotes de maíz, para el tratamiento (B). El sustrato para el tratamiento (F) consistió de fibra de coco especial para el cultivo de frutillas; con una composición de 85% fibras gruesa, 15% polvillo y el tamaño de partículas que va de los 20 a 60 milímetros. La fibra de coco se lavó con agua corriente en las primeras dos semanas previo al trasplante para reducir la cantidad de sodio de la fibra de coco. El tratamiento (B), consistió de un sustrato alternativo, que consistió de biocarbón del olote de maíz, triturado ligeramente para tener tamaños de partículas suficientemente grandes para darle soporte a las plantas y adicionalmente, se colocó una fracción 10 % de partículas muy finas. El sustrato de biocarbón, fue fabricado en un reactor de pirólisis rústico diseñado en el Instituto Tecnológico del Valle de Morelia. Las temperaturas de transformación fueron de entre 400 a 500 °C y una tasa de transformación de biomasa a biocarbón, del 13 %. El volumen de biocarbón utilizado fue de 27 L por planta (Figura 1).

Las variables evaluadas fueron: sobrevivencia al trasplante; es decir, porcentaje de plantas sobrevivientes durante los primeros tres meses, que se considera el periodo de adaptación de la plántula proveniente del vivero al sustrato donde se realizará la producción. Sobrevivencia terminal, número de plantas al final del proyecto; agosto 2022. La producción de arándano en húmedo por planta, se realizó directamente en el invernadero cosechando los frutos y pesados inmediatamente en báscula granataria marca Ohaus®. La evapotranspiración (ET) se midió utilizando una báscula Rhino® para un periodo de



24 horas. Para su detección, se regaron las plantas con el fertirriego y se dejó escurrir durante al menos 30 minutos, una vez que terminó el escurrimiento, se pesaron las bolsas para obtener el peso inicial, al cabo de 24 horas, se volvieron a pesar, la diferencia de pesos se expresó como ET expresada en mL para un periodo de 24 horas (día).

El componente de la huella gris fue obtenido adaptando un modelo en hidroponía (Chapagain y Orr, 2009) y en donde la concentración de nitratos del escurrimiento, se midió directamente recogiendo el agua en charolas de plástico instaladas debajo de las bolsas de siembra. Los nitratos se midieron inmediatamente después del riego con un ionómetro Horiba modelo LAQUAtwin. Los análisis estadísticos consistieron de un análisis de Anova unidireccional, incluido Tukey HSD. Los datos fueron procesados con el programa en línea de la *Social Science Statistics* (<https://www.socscistatistics.com/>).

## Resultados y discusión

Los resultados sugieren que la supervivencia de las plántulas fue igual en ambos sustratos (96,6 %), es decir, a una proporción de 1:30 en función del tamaño de la muestra; lo que sugiere que no existe estrés durante el trasplante de la plántula de arándano en el biocarbón (Cuadro 1). En cuanto al número de frutos por planta, los resultados indican que no hay diferencias significativas, mientras que la producción en peso húmedo de la frutilla ( $\text{g planta}^{-1}$ ), indicó una producción igual con ambos sustratos, sin significancia estadística (Cuadro 1). Los resultados observados en este estudio, contrastan con lo reportado por Awad *et al.*, (2017), quienes encontraron que el desarrollo de lechugas, sembradas en biocarbón sin mezcla con perlita, redujo su producción en 49 % en contraste con la mezcla de biocarbón y perlita. El presente trabajo, demostró que el biocarbón solo, no requiere de sustratos complementarios para funcionar de manera similar a la fibra de coco; por lo tanto, el biocarbón no tuvo efectos negativos en la producción de arándano y puede ser un sustituto eficiente de la fibra de coco.

**Cuadro 1. Variables consideradas para la evaluación del potencial del biocarbón como sustrato en el cultivo de arándano azul.**

Variable	Tratamiento (F)	Tratamiento (B)	Probabilidad( $\alpha$ , 0.05)*
Sobrevivencia al trasplante (%)	96.6	96.6	ND
Sobrevivencia final (%)	90	96.6	ND
No de frutos por planta	142	130	0.725113
Peso húmedo del fruto ( $\text{g planta}^{-1}$ )	85.6	69.2	0.480097
Temperatura del sustrato (°C)	22.9	23.8	0.121435
Evapotranspiración ( $\text{mL d}^{-1}$ )	261	213	0.020316
Concentración de nitratos en el escurrimiento ( $\text{mg L}^{-1}$ )	614	321	0.028151

ND: No determinado

En lo que respecta a la huella gris del cultivo, se encontró que la concentración de nitratos fue significativamente distinta, reduciendo su concentración en el sustrato de biocarbón, lo que demuestra la capacidad potencial que tiene éste sustrato para reducir la huella gris del cultivo (Cuadro 1). Es importante resaltar que los estudios sobre el biocarbón, utilizando como sustrato sin mezcla de otros sustratos complementarios, como la perlita o el *peat moss*, son escasos a nivel mundial (Dizpenza *et al.*, 2016; Awad *et al.*, 2017) y en otros casos, no se han medido nutrientes disueltos en el escurrimiento, por ende, es difícil contar con puntos de referencia para contrastar los resultados. Sin embargo, de acuerdo con los autores citados, sus experimentos sugieren que la producción es significativamente mayor en mezcla de sustratos, en contraste con el biocarbón solo. Por lo anterior, sus resultados distan de lo

encontrado en el presente ensayo, en donde no hubo diferencias estadísticas en la producción de arándano azul.

Los resultados anteriores, sugieren que el biocarbón es un sustrato alternativo a la fibra de coco, sin detrimento de la producción de frutos y con la ventaja de ser un producto recalcitrante. Kuzyakov *et al.*, (2014) estimaron que el tiempo de residencia de un biocarbón en climas templados es de aproximadamente 4,000 años, lo que advierte, que es un material potencialmente reutilizable durante centenas de años para la producción en hidroponía.

Algunas observaciones cualitativas adicionales, indicaron que las raíces de las plantas de arándano se desarrollaron adecuadamente entre los poros del biocarbón, situación inexistente en la fibra de coco, debido a que su porosidad es dada por el acomodo y grado de compactación de las fibras. Otra observación, fue la acumulación evidente de sales en los fragmentos de biocarbón de la superficie, generando un color blanquecino (Figura 1), lo que sugiere que podrían acumularse sales después de un tiempo largo y requerir de lavados con agua acidificada.



Figura 1. Producción de arándano azul en dos sustratos: fibra de coco y biocarbón.

Finalmente, el biocarbón, redujo significativamente el arrastre de nitratos vía escurrimiento, lo que minimiza la contaminación de los suelos y agua en los sitios de producción. Como puede ser apreciado en el cuadro 1, la disminución de los nitratos en el escurrimiento por el sustrato de biocarbón, reduce la cantidad de agua requerida para que el contaminante se diluya hasta concentraciones iguales a los recomendados por la Norma Oficial Mexicana. Por ende, el sustrato de biocarbón, reduce la huella hídrica de la producción de arándanos al disminuir la huella gris.

## Conclusiones

El tratamiento con biocarbón presentó condiciones adecuadas para producir arándano azul, por lo que resulta un sustrato alternativo a la fibra de coco. El potencial de retención de nitratos por el sustrato de biocarbón, es una alternativa viable para reducir la huella hídrica del cultivo al reducir la huella gris. Como toda propuesta relativamente nueva, es importante continuar con las investigaciones para descartar cualquier efecto negativo de su manejo en la agricultura.

## Agradecimientos

Proyecto para Fortalecimiento de Cuerpos Académicos convocatoria 2019 Prodep. CA-ITVAMO-09.

## Literatura citada

- Awad, Y. M., S. E. Lee, M. B. M. Ahmed, N. T. Vu, M. Farooq, I. S. Kim and Y. S. Ok. 2017. Biochar, a potential hydroponic growth substrate, enhances the nutritional status and growth of leafy vegetables. *Journal of Cleaner Production*, 156, 581-588.
- Chapagain, A. K. and S. Orr. 2009. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: A case of Spanish tomatoes. *Journal of environmental management*, 90(2), 1219-1228.
- Dispenza V., C. De Pasquale, G. Fascella, M. M. Mammano and G. Alonzo. 2017. Use of biochar as peat substitute for growing substrates of *Euphorbia × lomi* potted plants. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 14(4), e0908.
- Pérez Cruz, O. A. 2018. Análisis de la cadena productiva del arándano en México y Chile. *Portes: Revista Mexicana de Estudios Sobre la Cuenca del Pacífico*, 12(23).
- Kuzyakov, Y., I. Bogomolova, and B. Glaser. 2014. Biochar stability in soil: decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific <sup>14</sup>C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 229-236.
- Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2022. Producción Agrícola. <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119> en línea. (Consulta: 14 enero 2022).

**PM**  
Programa Mexicano del Carbono  

---

RED TEMÁTICA DEL CONACYT



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