

FLUJOS E INVENTARIOS DE CARBONO AZUL EN MANGLARES ASOCIADOS A UNA LAGUNA COSTERA ANTROPIZADA

Aldana-Gutiérrez G.¹, Ruiz-Fernández A. C.^{2*}, Pérez-Bernal L. H.², Flores-Verdugo F.², Cuellar-Martínez T.¹, Sánchez-Cabeza J. A.²

Received: September 23, 2019; accepted: April 22, 2020; published online: October 1, 2020

RESUMEN

Los manglares, junto con los pastizales marinos y las marismas, se encuentran entre los ecosistemas costeros conocidos como ecosistemas de carbono azul. Estos ecosistemas son sumideros naturales de carbono, relevantes para la mitigación del calentamiento global debido a que son capaces de secuestrar importantes cantidades de CO₂ para producción de biomasa, así como de almacenar materia orgánica en sus sedimentos durante muy largo plazo. Se presentan los resultados de la evaluación temporal de los flujos (g m⁻² año⁻¹) e inventarios (Mg ha⁻¹) de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios recolectados en áreas de manglar asociados a la laguna costera Estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa). La estrategia de trabajo incluyó la caracterización geoquímica de los sedimentos mediante el análisis de composición elemental por espectrometría de fluorescencia de rayos-X para evaluar cambios en el origen de los sedimentos (terrágeno o marino); la determinación de la distribución de tamaño de grano para evaluar cambios en la hidrodinámica de los sitios de estudio; y la cuantificación de las concentraciones de C_{org} mediante un analizador elemental. Por último, se presenta una estimación del costo económico de los impactos de las emisiones potenciales de CO₂ como consecuencia de la oxidación del C_{org}, debido a las potenciales perturbaciones de los sitios de estudio. La información generada representa una componente más de los beneficios económicos de la preservación de los ecosistemas de manglar, relevante en los planes de manejo de humedales costeros, cuya conservación contribuye a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, y podría ser aprovechada como parte de una estrategia de adaptación al cambio climático basada en ecosistemas, en zonas tropicales y subtropicales alrededor del mundo.

PALABRAS CLAVE: Estero de Urías, carbono azul, sedimentos, ²¹⁰Pb, tasas de acumulación sedimentaria, costo social de carbono

ABSTRACT

Mangroves, along with seagrasses and saltmarshes, are among the coastal ecosystems known as blue carbon ecosystems. These ecosystems are natural carbon sinks, relevant to mitigate global warming because they are able to sequester significant amounts of CO₂ for biomass production,

*Autor de correspondencia: caro@ola.icmyl.unam.mx

² Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

and to store organic matter in sediments for a very long time. We present the temporal evaluation of fluxes ($\text{g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) and inventories (Mg ha^{-1}) of organic carbon (C_{org}) from sediment cores collected in mangroves areas associated with the coastal lagoon Estero de Urías, in Mazatlán, Sinaloa. The work strategy included the geochemical characterization of sediments by elemental composition analysis through X-ray fluorescence spectrometry to evaluate changes in sediment origin (terrestrial or marine); the determination of the grain size distribution to evaluate changes in the hydrodynamics of the study sites; and the quantification of C_{org} concentrations with an elemental analyzer. Finally, we estimated the economic cost of the impacts of CO_2 emissions caused by the oxidation of C_{org} due to potential perturbations of the study sites. This information is an additional component of the economic benefits of the preservation of mangrove ecosystems, relevant in coastal wetland management plans, since mangrove conservation contributes to the reduction of greenhouse gas emissions and could be used as part of an ecosystem-based adaptation to climate change strategy in tropical and subtropical zones around the world.

KEY WORDS: Estero de Urías, Sediments, ^{210}Pb , sediment accumulation rates, social cost of carbon.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros brindan importantes servicios ambientales, entre los que se incluyen la protección de costas, la remoción de nutrientes y otros contaminantes del agua, el sustento de pesquerías, la conservación de la biodiversidad y altas tasas de acumulación de carbono. Se denomina carbono azul al carbono producido por ecosistemas costeros tales como manglares, marismas y praderas de pastos marinos, que se acumula como biomasa (hojas, ramas, tallos, raíces y madera), o que forma parte del detritus orgánico enterrado en el sedimento (McLeod *et al.*, 2011), donde puede preservarse durante largos períodos de tiempo (de siglos a milenios) (Duarte *et al.*, 2005).

Los manglares contienen los mayores inventarios de carbono orgánico (C_{org}) por hectárea (386 Mg ha^{-1}) en comparación con otros ecosistemas costeros como las marismas (255 Mg ha^{-1}) o los pastos marinos (108 Mg ha^{-1}) (IPCC, 2013; Howard *et al.*, 2014). Se estima que al prevenir la pérdida y degradación de los manglares y catalizar su recuperación, podemos contribuir a compensar el 3-7% de las emisiones actuales de combustibles fósiles (un total de $7,200 \text{ Tg C año}^{-1}$) en dos décadas (Nelleman *et al.*, 2009).

A pesar de los múltiples beneficios de los ecosistemas de manglar, sus tasas de degradación y pérdida van en aumento, lo que no solo disminuye su capacidad de almacenar C_{org} , sino que se producen emisiones de CO_2 a la atmósfera debido a la oxidación del C_{org} ya almacenado (CCA, 2014). La liberación de CO_2 tiene consecuencias en el ciclo del carbono a nivel global (Gruber & Galloway, 2008), contribuye al calentamiento global, así como al aumento de la acidificación de las aguas de los litorales que afecta directamente a la biodiversidad y la población humana. Por tanto, examinar los flujos y preservación del C_{org} en los sistemas costeros es indispensable para entender mejor las implicaciones que su destrucción puede tener sobre las tendencias del cambio climático antropogénico (Xu *et al.*, 2013) y para sustentar los programas de adaptación basadas en ecosistemas. Por ejemplo, las contribuciones nacionalmente determinadas (CND) de México frente a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático incluyen el compromiso de alcanzar la tasa cero neta de deforestación en 2030, así como de aumentar la captura de carbono y la protección de costas mediante la conservación de ecosistemas costeros (INECC, 2016), tales como los manglares, que tienen un alto potencial de captura de carbono.

En el estado de Sinaloa (México) se encuentran cuatro especies de mangle: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo). Se estima que en 2015 existía una extensión total de 81,558 ha de bosques de manglar y una tasa de deforestación de 1.08 % (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017). No obstante, el conocimiento sobre los flujos e inventarios de carbono azul en los sedimentos de manglar en esta zona del país es escaso. La mayoría de las evaluaciones previas del papel de los sedimentos de manglar como sumideros de carbono en México se refieren a ecosistemas en el sureste del país (e.g. Gonneea *et al.*, 2004; Adame *et al.*, 2013, 2018; Guerra-Santos *et al.*, 2013; Kauffman *et al.*, 2016; Thorhaug *et al.*, 2019; Vázquez-Lule *et al.*, 2019).

El presente trabajo tiene como propósito cuantificar los flujos e inventarios de carbono azul, a partir del estudio de cuatro núcleos sedimentarios recolectados en zonas de manglar, en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa, y estimar las emisiones potenciales de CO₂ y el costo económico asociado, en caso de alteración de los inventarios de carbono enterrado en los sedimentos, que es el reservorio donde generalmente se almacena la mayor cantidad de C_{org} en los manglares (Kusumaningtyas *et al.*, 2019). Éste es el primer trabajo realizado sobre la cuantificación de inventarios de carbono azul en sedimentos de manglar de la región, dentro de una temática de interés global. La información es relevante ya que permite poner en contexto internacional la riqueza en C_{org} sedimentario que conservan los manglares del Estero de Urías, así como informar a la comunidad científica, los tomadores de decisiones y al público general, sobre la relevancia de su conservación como medida de adaptación ante el cambio climático.

1 ÁREA DE ESTUDIO

La laguna costera Estero de Urías está localizada en la ciudad de Mazatlán, Sinaloa, al sureste del Golfo de California (Figura 1). Es una laguna tipo III A (Lankford, 1997), de 17 km de largo y 28 km² de superficie (Páez-Osuna *et al.*, 1990). El clima predominante de la zona es tropical y subtropical, tipo cálido sub-húmedo con lluvias en verano (Aw0) (SMN, 2014; García, 1973) con precipitación media anual de 857.5 mm, principalmente entre junio y octubre (INEGI, 2012).

Este sistema costero ha sido intervenido de manera considerable, de modo que se ha modificado su geomorfología, circulación y recambio de masas de agua debido a las operaciones de dragado del canal de navegación y construcción de muelles, así como por el desarrollo de los crecientes asentamientos humanos, instalaciones industriales y portuarias, y granjas camaronícolas alrededor de la laguna (Figura 1S), que han provocado la acumulación de materiales de desecho y contaminantes en su interior (Ruiz-Luna & Berlanga-Robles, 2003).

El área más distal al mar de la laguna Estero de Urías está rodeada por un bosque de manglar que tiene una zonificación determinada por la inundación de marea. La franja de manglares está colonizada por especies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* y escasamente, *Conocarpus erectus*. El área intermedia está colonizada por *Avicennia germinans* (mangle negro), que limita con una estrecha zona, intermitentemente inundada durante la marea alta y caracterizada por condiciones hipersalinas (Ruiz-Fernández *et al.*, 2016). Otras zonas de manglar menos conservadas, localizadas hacia el extremo proximal al mar de la laguna, son regular y paulatinamente destruidas para el desarrollo de asentamientos ilegales (PROFEPA, 2018) y como medida preventiva para el control de inundaciones (Ramírez, 2019).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recolectaron cuatro núcleos sedimentarios por medio de un tubo de PVC (1 m de largo y 10 cm de diámetro interno) en dos zonas de manglar en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa, ambas caracterizadas por la presencia de manglar tipo borde y matorral (Figura 1; Tabla 1), en las que existen programas de monitoreo de largo plazo sobre atributos estructurales y funcionales del manglar. Los núcleos fueron extrudidos y seccionados a 1 cm de espesor, y las muestras de sedimentos se pesaron antes y después de liofilizar.

1 ANÁLISIS DE LABORATORIO

La distribución del tamaño de grano de los sedimentos se determinó mediante difracción de rayos láser (Malvern Mastersizer modelo 2000E). Se determinaron las concentraciones de carbono y nitrógeno (total y orgánico) mediante un analizador elemental Elementar Vario MICRO Select 2017 (precisión < 10% C, < 7% N). La composición elemental, que incluyó elementos indicadores de procedencia de terrígenos (Al, Rb, Ti y Zr), redox-sensibles (Fe y Mn) y de salinidad (Br, Cl, Na), se determinó por espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF) con un sistema SpectroTM Xepos-3 (precisión < 10%).

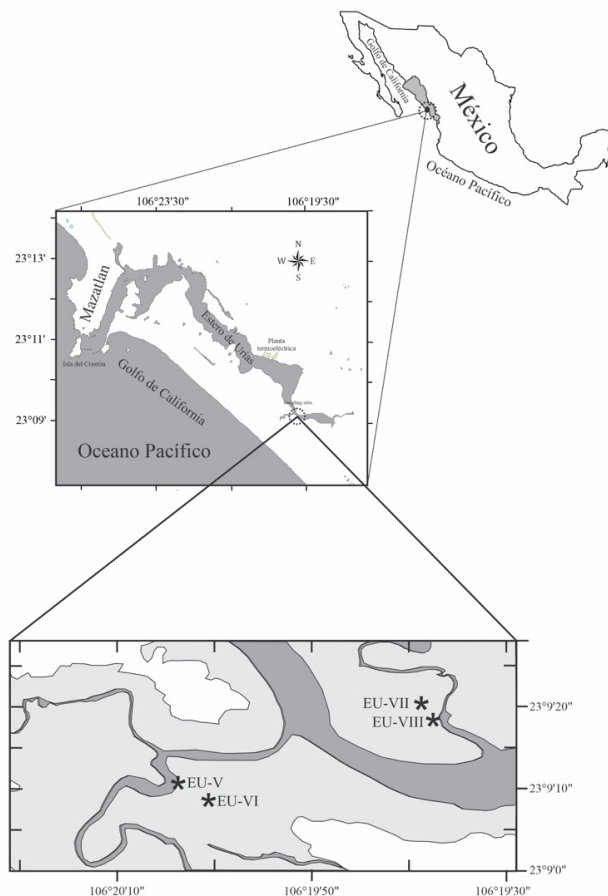


Figura 1. Sitios de recolección de núcleos sedimentarios en zonas de manglar alrededor de la laguna Estero de Urías, México.

Tabla 1. Ubicación y características de sitios de muestreo en zonas de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, Sinaloa.

Clave del núcleo	Fecha de muestreo	Coordenadas Latitud (°N) Longitud (°W)	Longitud del núcleo (cm)	Características del sitio de muestreo
EU-V	17-02-2017	23°09'09.3" 106°20'02.7"	71	Bosque de mangle negro alto (<i>Avicennia germinans</i>) (> 3 m) tipo borde.
EU-VI	22-03-2017	23°09'07.9" 106°20'0.00"	84	Bosque de mangle negro (<i>A. germinans</i>) tipo matorral.
EU-VII	22-03-2017	23°09'19.5" 106°19'36.4"	76	Bosque de mangle negro (<i>A. germinans</i>) tipo matorral.
EU-VIII	22-03-2017	23°09'18.2" 106°19'34.8"	68	Bosque de mangle con transición de mangle rojo alto (<i>Rhizophora mangle</i>) (> 3 m) tipo borde y mangle negro (<i>A. germinans</i>) tipo matorral.

Los núcleos sedimentarios se fecharon mediante el método de ^{210}Pb . La actividad total de ^{210}Pb se determinó mediante el análisis de su descendiente radiactivo ^{210}Po por espectrometría alfa (Ruiz-Fernández *et al.*, 2009a) mediante el uso de detectores de barrera de superficie de silicio, Ortec-AmetekTM 920E (precisión < 5%). La edad de los sedimentos y las tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y sedimentarias (TAS, cm año^{-1}) se determinaron mediante el modelo de flujo constante (CF) de acuerdo a Sanchez-Cabeza & Ruiz-Fernández (2012). Los inventarios de C_{org} (Mg ha^{-1}) se calcularon como la suma del producto de la densidad seca aparente, la concentración de C_{org} y el espesor de cada sección de los núcleos sedimentarios (Howard *et al.*, 2014); se utilizaron las secciones más profundas de cada núcleo para extrapolar el inventario de C_{org} a 1 m de profundidad, asumiendo que la degradación de C_{org} con la profundidad es despreciable (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018a). Los flujos de C_{org} ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) se determinaron a partir de la concentración de C_{org} y la tasa de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) derivada del fechado con ^{210}Pb (Ruiz-Fernández *et al.*, 2011). Las incertidumbres de los inventarios y de los flujos de carbono se determinaron mediante el método de propagación cuadrática de incertidumbres.

2 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Las diferencias entre los valores promedio de las variables para cada núcleo se evaluaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía y la prueba post hoc de Tukey. La asociación entre variables se determinó mediante análisis de correlación de Pearson y la prueba t-de Student. Todos los análisis fueron realizados al 95% de confianza (los resultados significativos se reportan como $p < 0.05$).

3 EMISIONES POTENCIALES Y COSTO ECONÓMICO

Para estimar las emisiones potenciales de CO_2 debidas a la posible perturbación de los sedimentos en los sitios de estudio, los inventarios de C_{org} (Mg ha^{-1}) se convirtieron a equivalentes

de CO₂ por hectárea (Mg CO_{2eq} ha⁻¹) al multiplicar los inventarios de C_{org} por 3.67 (proporción del peso molecular de carbono en CO₂; IPCC, 2013; Howard *et al.*, 2014). Para cuantificar el impacto económico asociado al aumento en las emisiones de CO₂ (de ahora en adelante, costo económico) debido a la perturbación de los sedimentos de manglar en la laguna Estero de Urías, seguimos la metodología de Pendleton *et al.* (2012), basada en el índice conocido como Costo Social de Carbono (SCC, por sus siglas en inglés). El SCC se define como el costo “actual” de una tonelada adicional de CO₂ emitida a la atmósfera (Dietz, 2012), es decir, la estimación económica de los daños causados por el aumento de las emisiones de CO₂ en un año determinado, que incluye, por ejemplo, daños por inundaciones y cambios en el valor de los servicios ambientales causados por el cambio climático (USEPA, 2016). Para ello, se utilizan tres modelos integrados de evaluación (IAM por sus siglas en inglés) que integran procesos climáticos, crecimiento económico y su retroalimentación. Las proyecciones se realizan bajo diferentes escenarios socioeconómicos y a diferentes tasas de descuento. Los resultados de todos los modelos (OMB, 2020) fueron utilizados para obtener el SCC para el año 2020, que es de \$41.5 dólares americanos por tonelada de CO₂ (USD t CO₂⁻¹) a una tasa de descuento del 3% (USEPA, 2016).

El SCC para 2020 se multiplicó por las emisiones potenciales medias de CO₂ (asociadas al inventario de C_{org} en los sedimentos) y por la extensión de manglar que se pierde cada año en Mazatlán (1.73%, estimado para el periodo 1992-2003, de un total de 931 ha en 2003; de la Fuente & Carrera, 2005). Para los cálculos del valor promedio y el intervalo de confianza (P=95%) del costo económico, se utilizó un método de Monte Carlo con un millón de simulaciones. En el caso de variables con incertidumbre conocida se supuso que seguían una distribución de probabilidad normal. La distribución de probabilidad del SCC es altamente asimétrica, por lo que se utilizó un método de muestreo aleatorio de la propia distribución para el método Monte-Carlo.

RESULTADOS

1 CARACTERIZACIÓN DE LOS SEDIMENTOS

En los cuatro núcleos se observó una predominancia de limos (> 50 %) y porcentajes similares de todas las fracciones de tamaño de grano. La distribución del tamaño de grano en los sedimentos fue homogénea en los núcleos EU-VII y EU-VIII, en tanto que en los núcleos EU-V y EU-VI se observó un mayor contenido de arenas (> 50%) en las secciones más profundas (Figura 2).

Los intervalos generales de concentración de los elementos de origen terrígeno (Al = ~3.7-7.8%; Ti = ~0.2-1.0%; Rb = ~64-127 µg g⁻¹; Zr = ~76.5-1254 µg g⁻¹) y de los redox-sensibles (Fe = ~1.2-4.2% y Mn = ~186-777 µg g⁻¹) fueron comparables en los cuatro núcleos, y todos los perfiles mostraron concentraciones decrecientes hacia las secciones más superficiales (Figura 2).

Las concentraciones de los elementos indicadores de salinidad fueron: Na (~4.9-29%), Cl (~3-23%) y Br (~46.5-401 µg g⁻¹). Las concentraciones de Na y Cl en los núcleos EU-VI y EU-VII fueron significativamente (p< 0.05) más elevadas que las observadas en los núcleos EU-V y EU-VIII, mientras que los valores de concentración de Br fueron más altos (p< 0.05) en el núcleo EU-VI (212.4-401.4 µg g⁻¹) que en el resto de los núcleos analizados.

Los perfiles respecto a la profundidad de las concentraciones de los elementos de origen marino (Na, Br, Cl) son similares (Figura 2), y muestran una tendencia creciente hacia la superficie de

todos los núcleos (de forma más clara en los núcleos EU-VI y EU-VII). Se observó una correlación positiva significativa ($p < 0.05$) entre las concentraciones de Na y Cl, con coeficientes de correlación más elevados en los núcleos EU-VI y EU-VIII. Asimismo, se observó una correlación positiva significativa ($p < 0.05$) entre las concentraciones de los elementos Br y Cl, con los coeficientes más elevados en los núcleos EU-VI y EU-VII, los cuales se encuentran cercanos a la marisma y presentan las concentraciones más altas de C_{org} (Figura 1 y 2).

El intervalo general de porcentajes de C_{org} en los cuatro núcleos osciló entre 1.33 ± 0.11 y 17.02 ± 0.19 % (Figura 2). Las concentraciones de C_{org} aumentaron hacia los sedimentos más recientes en los núcleos EU-VI y EU-VII, mientras que en los núcleos EU-V y EU-VIII mostraron mínimos y máximos subsuperficiales, sin una tendencia definida.

Se observaron correlaciones positivas significativas ($r > 0.5$; $p < 0.05$) entre las concentraciones de C_{org} con el porcentaje de limos en los cuatro núcleos; con el porcentaje de arcillas en los núcleos EU-V y EU-VI; y con las concentraciones de los elementos indicadores de salinidad (Br y Cl en EU-V y EU-VII; Na, Br y Cl en EU-VI y EU-VIII). Se observaron correlaciones negativas significativas ($r < -0.5$; $p < 0.05$) entre las concentraciones de C_{org} con el porcentaje de arenas (núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII), y con las concentraciones de los elementos terrígenos (Ti y Zr en EU-V; Ti en EU-VI; Al, Ti, Rb y Zr en EU-VII; Al, Ti y Rb en EU-VIII) y redox-sensibles (Mn en EU-V; Fe y Mn en EU-VI y Fe en EU-VII).

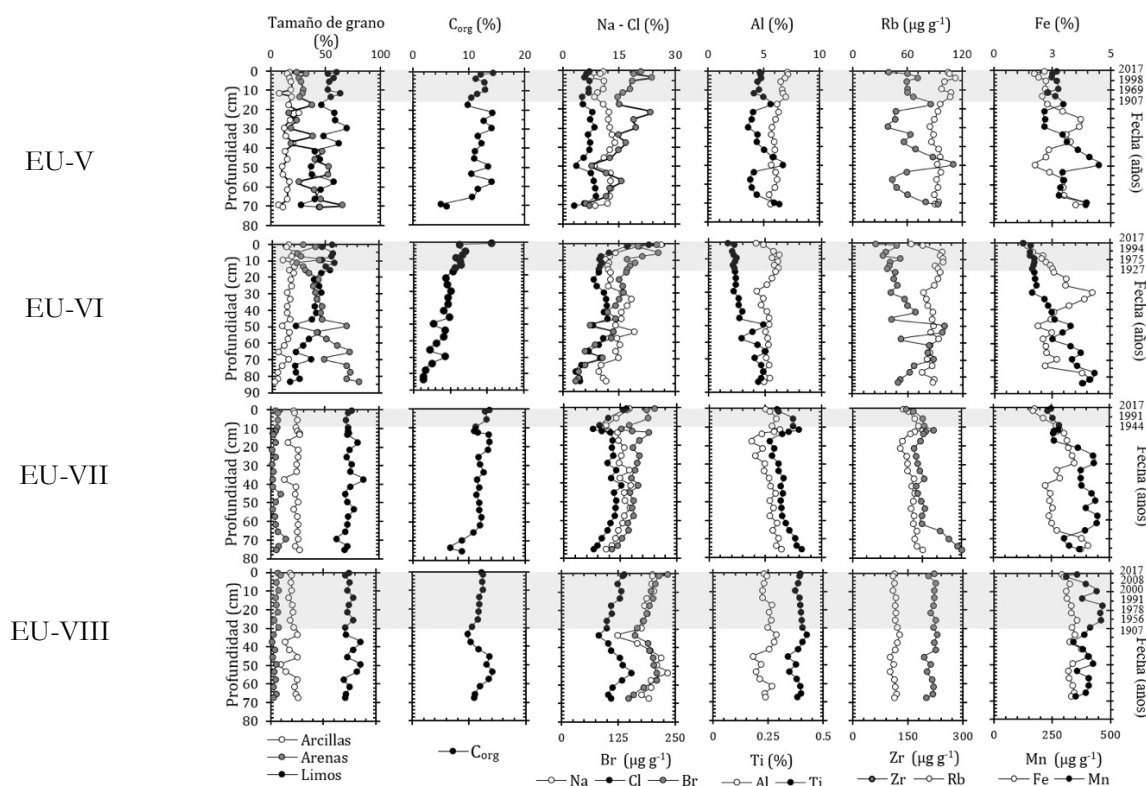


Figura 2. Porcentaje de arcillas, limos y arenas; concentraciones de C_{org} y de elementos indicadores de salinidad (Na, Cl, Br), de terrígenos (Al, Ti, Rb, Zr) y redox-sensibles (Fe y Mn) en sedimentos de manglar, de la laguna Estero de Uriás en Mazatlán, México.

2 INVENTARIOS Y FLUJOS DE CARBONO ORGÁNICO

Los inventarios de C_{org} presentaron un intervalo general entre 385.8 ± 2.0 a 440.2 ± 2.5 $Mg\ ha^{-1}$ y un valor promedio 407.7 ± 3.3 $Mg\ ha^{-1}$ (415.6 ± 4.2 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-V, 389.3 ± 4.6 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-VI, 440.2 ± 2.5 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-VII y 385.8 ± 2.0 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-VIII) (Tabla 2, Figura 3).

Tabla 2. Inventarios de carbono en sedimentos de manglar (1 m de profundidad), CO_2 equivalente y costo económico asociado a la emisión potencial de CO_2 , en la laguna Estero de Urías, México.

Núcleo	Inventarios C_{org} ($Mg\ ha^{-1}$)	CO_2 equivalente ($Mg\ CO_2\ ha^{-1}$)	Costo económico (\$) (millones USD año ⁻¹)
EU-V	416 ± 4	$1,524 \pm 15$	1.0 (-0.1 – 5.4)*
EU-VI	389 ± 5	$1,428 \pm 17$	0.9 (-0.1 – 5.1)*
EU-VII	440 ± 2	$1,614 \pm 9$	1.1 (-0.1 – 5.7)*
EU-VIII	386 ± 2	$1,414 \pm 7$	0.9 (-0.1 – 5.0)*
Promedio	408 ± 3	$1,495 \pm 12$	1.0 (-0.1 – 5.3)*

*Intervalo de confianza al 95%

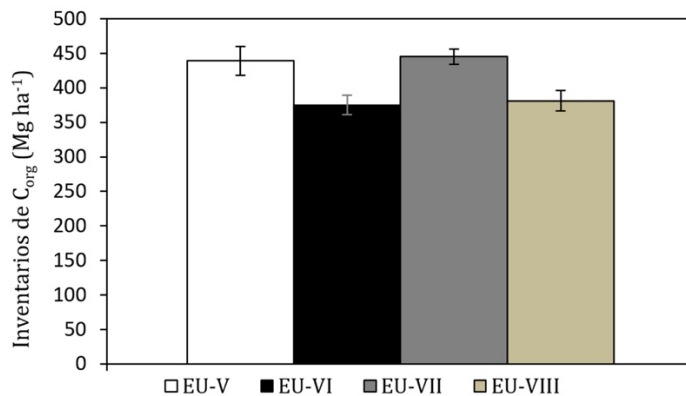


Figura 3. Inventarios de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos de sedimentos de manglar en la laguna costera Estero de Urías, México.

Las tasas de acumulación másica (TAM), utilizadas para el cálculo de los flujos de C_{org} , se presentan en la Tabla 3. Los datos corresponden a las secciones fechables mediante el método con ^{210}Pb , es decir, los últimos 100 años del registro, excepto para el núcleo EUV, del cual sólo se pudieron fechar las secciones acumuladas dentro de los últimos 75 años. Los intervalos de TAM en los núcleos EU-V (0.05 a $0.14\ g\ cm^{-2}\ año^{-1}$) y EU-VI (0.02 a $0.12\ g\ cm^{-2}\ año^{-1}$) fueron similares, aunque más amplios que en EU-VII (0.01 a $0.06\ g\ cm^{-2}\ año^{-1}$) pero más estrechos que en EU-VIII (0.03 a $0.37\ g\ cm^{-2}\ año^{-1}$). Las tasas de acumulación sedimentaria (TAS) fueron: 0.08 a $0.26\ cm\ año^{-1}$ en EU-V; 0.02 a $0.17\ cm\ año^{-1}$ en EU-VI; 0.03 a $0.22\ cm\ año^{-1}$ en EU-VII y 0.05 a $0.76\ cm\ año^{-1}$ en EU-VIII. Los valores tanto de TAM como de TAS mostraron un incremento

gradual con el tiempo, con los valores más altos en las secciones más recientes de los cuatro núcleos.

Los flujos de C_{org} variaron entre 8.9 ± 5.3 a 285 ± 48 g m⁻² año⁻¹, y en todos los núcleos aumentaron gradualmente desde los inicios del siglo pasado hacia el presente, aunque las tendencias no son iguales entre los núcleos. Por ejemplo, en EU-VI los valores alcanzaron un máximo en la década de 1970, y se mantuvieron constantes hasta la fecha de muestreo; en tanto que en los núcleos, EU-VII y EU-VIII se alcanzó el valor máximo en 2006 y posteriormente los valores disminuyeron hacia las capas sedimentarias más recientes (Figura 4).

Tabla 3. Cronología y tasas de acumulación de sedimentos derivadas del fechado con ²¹⁰Pb de núcleos sedimentarios de zonas de manglar en la laguna Estero de Uriás, México (Prof= profundidad media (cm); TAM = tasa de acumulación másica (g cm⁻² año⁻¹); TAS = tasa de acumulación sedimentaria (cm año⁻¹)).

Prof	Año	TAM	TAS	Año	TAM	TAS
<i>Núcleo EU-V</i>				<i>Núcleo EU-VI</i>		
0.5	2017	0.14 ± 0.03	0.26 ± 0.06	2017	0.12 ± 0.02	0.17 ± 0.03
1.5	2011	0.13 ± 0.03	0.24 ± 0.06	2008	0.12 ± 0.02	0.17 ± 0.03
2.5	2007	0.13 ± 0.04	0.23 ± 0.07	2002	0.11 ± 0.02	0.16 ± 0.03
3.5	2002	0.12 ± 0.04	0.21 ± 0.06	1997	0.11 ± 0.02	0.28 ± 0.07
4.5	1998	0.11 ± 0.04	0.23 ± 0.08	1994	0.11 ± 0.03	0.29 ± 0.07
5.5	1993	0.11 ± 0.04	0.21 ± 0.08	1990	0.10 ± 0.03	0.26 ± 0.07
6.5	1988	0.10 ± 0.04	0.17 ± 0.07	1986	0.11 ± 0.03	0.26 ± 0.08
7.5	1982	0.09 ± 0.04	0.17 ± 0.08	1982	0.12 ± 0.04	0.24 ± 0.09
8.5	1976	0.08 ± 0.04	0.15 ± 0.08	1979	0.15 ± 0.07	0.35 ± 0.16
9.5	1969	0.07 ± 0.04	0.12 ± 0.07	1975	0.11 ± 0.04	0.20 ± 0.08
10.5	1961	0.06 ± 0.04	0.14 ± 0.10	1970	0.08 ± 0.03	0.18 ± 0.06
11.5	1952	0.06 ± 0.04	0.10 ± 0.08	1963	0.06 ± 0.02	0.13 ± 0.04
12.5	1942	0.05 ± 0.04	0.08 ± 0.08	1953	0.05 ± 0.01	0.09 ± 0.03
13.5	ND	ND	ND	1941	0.03 ± 0.01	0.08 ± 0.03
14.5	ND	ND	ND	1927	0.02 ± 0.01	0.06 ± 0.02
<i>Núcleo EU-VII</i>				<i>Núcleo EU-VIII</i>		
0.5	2017	0.06 ± 0.01	0.14 ± 0.01	2017	0.29 ± 0.03	0.42 ± 0.05
1.5	2008	0.07 ± 0.01	0.22 ± 0.03	2014	0.35 ± 0.05	0.39 ± 0.05
2.5	2003	0.07 ± 0.01	0.18 ± 0.02	2012	0.35 ± 0.05	0.62 ± 0.09
3.5	1997	0.06 ± 0.01	0.18 ± 0.02	2010	0.36 ± 0.05	0.50 ± 0.07
4.5	1991	0.05 ± 0.01	0.16 ± 0.02	2008	0.37 ± 0.06	0.72 ± 0.12
5.5	1985	0.05 ± 0.01	0.18 ± 0.03	2007	0.37 ± 0.06	0.76 ± 0.13
6.5	1979	0.04 ± 0.01	0.13 ± 0.02	2005	0.35 ± 0.06	0.60 ± 0.10
7.5	1970	0.03 ± 0.01	0.11 ± 0.02	2003	0.32 ± 0.05	0.60 ± 0.10
8.5	1960	0.03 ± 0.01	0.09 ± 0.02	2002	0.30 ± 0.05	0.59 ± 0.09
9.5	1944	0.02 ± 0.01	0.05 ± 0.01	2000	0.27 ± 0.04	0.58 ± 0.09
10.5	1916	0.01 ± 0.01	0.03 ± 0.01	1998	0.28 ± 0.04	0.58 ± 0.09
11.5	ND	ND	ND	1997	0.28 ± 0.05	0.54 ± 0.09
12.5	ND	ND	ND	1995	0.29 ± 0.05	0.61 ± 0.11
13.5	ND	ND	ND	1993	0.30 ± 0.06	0.58 ± 0.11
14.5	ND	ND	ND	1991	0.26 ± 0.05	0.54 ± 0.10
15.5	ND	ND	ND	1989	0.23 ± 0.04	0.53 ± 0.09
16.5	ND	ND	ND	1987	0.20 ± 0.03	0.40 ± 0.06
17.5	ND	ND	ND	1984	0.17 ± 0.03	0.27 ± 0.04
18.5	ND	ND	ND	1981	0.16 ± 0.03	0.31 ± 0.05

Prof	Año	TAM	TAS	Año	TAM	TAS
19.5	ND	ND	ND	1978	0.16 ± 0.03	0.32 ± 0.06
20.5	ND	ND	ND	1974	0.16 ± 0.03	0.28 ± 0.05
21.5	ND	ND	ND	1971	0.15 ± 0.03	0.27 ± 0.05
22.5	ND	ND	ND	1967	0.13 ± 0.02	0.22 ± 0.04
23.5	ND	ND	ND	1962	0.11 ± 0.02	0.20 ± 0.04
24.5	ND	ND	ND	1956	0.09 ± 0.02	0.16 ± 0.03
25.5	ND	ND	ND	1948	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.02
26.5	ND	ND	ND	1938	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.02
27.5	ND	ND	ND	1928	0.05 ± 0.02	0.11 ± 0.03
28.5	ND	ND	ND	1918	0.05 ± 0.02	0.09 ± 0.03
29.5	ND	ND	ND	1907	0.05 ± 0.02	0.09 ± 0.04

ND = no disponible

Emissiones potenciales de CO₂

Las emisiones potenciales de CO₂, resultado de la perturbación de los sedimentos de manglar, variaron entre $1,415 \pm 7$ y $1,614 \pm 9$ Mg de CO₂ equivalente por hectárea, con un promedio de $1,495 \pm 12$ Mg de CO₂ equivalente por hectárea. El SCC tiene como propósito mostrar los beneficios sociales de reducir las emisiones de CO₂. El costo económico medio estimado para cada núcleo recolectado en el área de estudio varió entre \$0.9 y \$1.1 millones de USD, con un promedio de \$1.0 millón de USD, cuyo intervalo de confianza al 95% es de -\$0.1 a \$5.3 millones de USD (Tabla 2). El intervalo de confianza del costo económico es muy amplio, debido a que el SCC se estima con base a muchos factores (e.g. costos de salud pública, precios de los alimentos o destrucción de propiedades, como resultado de los impactos del cambio climático producido por el aumento de CO₂ en la atmósfera, tales como eventos climáticos extremos, dispersión de enfermedades, aumento del nivel del mar, aumento de inseguridad alimentaria; USEPA, 2016) que varían considerablemente respecto al tiempo y tienen grandes incertidumbres, lo cual causa que el SCC tenga una distribución altamente asimétrica.

DISCUSIÓN

Las concentraciones de C_{org} en los sedimentos de la zona de manglar del Estero de Urías son comparables a las concentraciones reportadas para sedimentos de marismas asociadas a la laguna Estero de Urías y en otras lagunas costeras del estado de Sinaloa (13-23%, Ruiz-Fernández *et al.*, 2009b); para sedimentos de laguna y sedimentos superficiales en los bordes rodeados de manglares asociados en el Estero de Urías (0.6-11.4%, Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001); en sedimentos de manglar en Progreso y Dzilam en Yucatán (7.32-9.11%, Gutiérrez-Mendoza & Herrera-Silveira, 2016); así como para Nichupté y Mahahual (13.41-26.71%, Gutiérrez-Mendoza & Herrera-Silveira, 2016) y en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (1.5-35.1%, Adame *et al.*, 2013) en Quintana Roo. No obstante, las concentraciones en los sedimentos de manglar en el Estero de Urías se encuentran por debajo de lo reportado para zonas de manglar en El Playón y Puerto Morelos en Quintana Roo (25.71-49.03%, Gutiérrez-Mendoza & Herrera-Silveira, 2016).

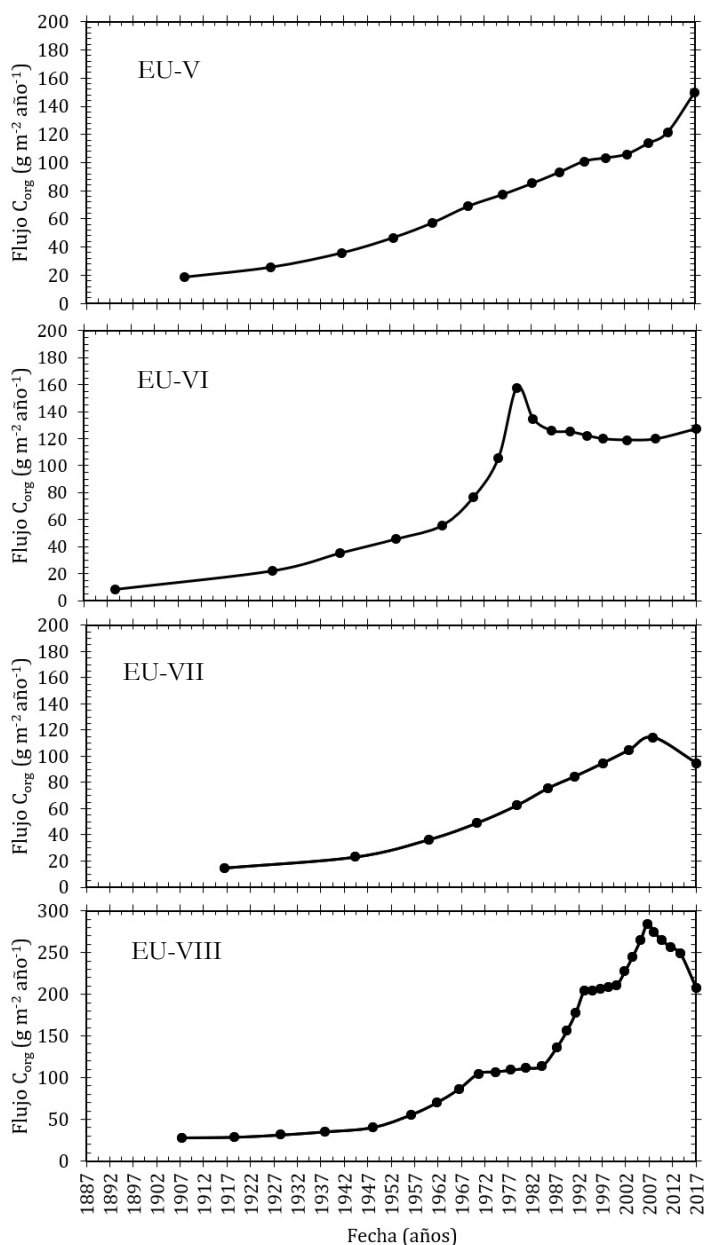


Figura 4. Variación temporal de los flujos de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios de manglar de la laguna costera Estero de Uriás, México

La disminución en el porcentaje de arenas y el aumento en el de limos en los núcleos EU-V y EU-VI en la parte más superficial de los núcleos sugiere un cambio en la hidrodinámica en estos sitios de estudio (e.g. la transición de un ambiente de mayor a menor energía). Asimismo, las concentraciones decrecientes de Ti y Zr hacia el presente (más evidente en los núcleos EU-VI y EU-VII) y la correlación significativa ($p < 0.05$) entre el porcentaje de arenas y las concentraciones de estos elementos indicadores de terrígenos, sugieren que la fuente de arenas rica en elementos terrígenos presenta una disminución o dilución (Martin & Whitfield, 1983). Por otro lado, el aumento en las concentraciones de Na, Cl y Br (indicadores de origen marino) hacia el presente y las correlaciones significativas ($p < 0.05$) entre estos elementos y el porcentaje

de limos (principalmente en los núcleos EU-VI y EU-VII, recolectados en sitios cercanos a la marisma) indican la posibilidad de una mayor evaporación (Cuellar-Martínez *et al.*, 2017) o la influencia de una paulatina transgresión marina, donde los sedimentos marinos son transportados desde el mar, durante las inundaciones (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018a).

En ninguno de los núcleos estudiados se observó que las concentraciones de C_{org} mostraran una tendencia de disminución exponencial, característica de condiciones estables de acumulación y descomposición de C_{org} en los sedimentos (Berner, 1980). Lo anterior podría indicar variaciones en el suministro o la tasa de degradación de carbono, aunque es posible que los cambios en las concentraciones de C_{org} sean resultado de las variaciones en la distribución del tamaño de grano y/o la procedencia de los sedimentos (e.g., aumento en el aporte de sedimentos terrígenos, transgresión marina reciente).

Se observó que las concentraciones de C_{org} en los cuatro núcleos incrementaron con el aumento del porcentaje de limos ($r > 0.5$, $p < 0.05$) o disminuyeron con el aumento del porcentaje de arenas (en EU-V, EU-VI y EU-VII; $r < -0.5$, $p < 0.05$), lo cual se debe a que los sedimentos con tamaño de grano más fino tienen mayor capacidad de adsorción de C_{org} , debido al aumento del área superficial por unidad de volumen (Loring & Rantala, 1992; Singh *et al.*, 1999). La distribución del tamaño de grano varía notablemente a lo largo de los núcleos EU-V y EU-VI, lo cual denota cambios en la hidrodinámica de la zona, ocurridos hace más de 100 años.

Los cambios en las concentraciones de C_{org} podrían ser también el resultado de las variaciones en la procedencia de los sedimentos, ya que en los cuatro núcleos se observaron correlaciones negativas significativas ($r < -0.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones de C_{org} con la concentración de los elementos terrígenos, así como correlaciones positivas significativas ($r > 0.5$, $p < 0.05$) con la concentración de los elementos indicadores de salinidad. La disminución de las concentraciones de C_{org} con el aumento en la contribución de sedimentos terrígenos se debe a un aporte de material mineral de bajo contenido en materia orgánica; en tanto que el aumento de las concentraciones de C_{org} con el aumento del nivel del mar, es decir el aumento de las concentraciones de C_{org} debido al incremento de las inundaciones, podría sugerir una mayor producción de materia orgánica autóctona del manglar, ya que el desarrollo óptimo de las especies de mangle presentes en nuestra zona de estudio depende en gran medida de la influencia de mareas y la altura del perfil topográfico (Monroy-Torres *et al.*, 2014). Ellison & Farnsworth (1993) reportaron que las plántulas de *R. mangle* crecen más rápido en términos de altura, diámetro, producción de hojas y biomasa en zonas de periodos largos de inundación, en comparación con las zonas donde los periodos de inundación son cortos, y que la sobrevivencia de las plántulas es baja en las zonas más altas donde la inundación es mínima.

Los valores promedio de las TAM ($0.14 \pm 0.10 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y de las TAS ($0.26 \pm 0.19 \text{ cm año}^{-1}$) observados en este estudio fueron comparables con los valores reportados para zonas de manglar en el sistema de Marismas Nacionales (TAM = $0.14 \pm 0.01 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y TAS = $0.23 \pm 0.01 \text{ cm año}^{-1}$; Ruiz-Fernández *et al.*, 2018b). Asimismo, los valores promedio de TAS fueron similares a los reportados para zonas de manglar en el Golfo de México (0.24 cm año^{-1} en laguna de Términos; Lynch *et al.*, 1989), dentro del intervalo de 0.2 a 0.4 cm año^{-1} para las lagunas de Términos, Chelem y Celestún (Gonneea *et al.*, 2004).

La mayoría de los núcleos mostraron flujos de C_{org} en constante aumento entre los años 1900 y 1972; pero posteriormente se observaron cambios abruptos asociados con el aumento de la sedimentación en los núcleos EU-VI y EU-VIII, que podrían estar relacionados con modificaciones en el uso del suelo en los alrededores de la laguna Estero de Urías. Por ejemplo,

entre las décadas de 1960 y 1980 se abrieron terrenos para el cultivo de palma de coco y huertos de mango (en áreas cercanas al sitio de recolección del núcleo EU-VI), y se promovió la ganadería y el desarrollo de granjas camaroneras (MIAP, 2008). En la década de 1980, debido a un cambio en el cauce del río Presidio y la construcción del aeropuerto de la Ciudad de Mazatlán, se perdió la comunicación del río Presidio con la laguna Estero de Urías, lo que podría haber ocasionado una reducción en el aporte de sedimento y de los flujos de C_{org} como se observa en el núcleo EU-VI, mientras que en el núcleo EU-V y EU-VII los flujos de C_{org} presentan un constante aumento; en el núcleo EU-VIII se observa un incremento en el aporte de C_{org} a las aguas de la laguna posiblemente por las granjas camaronícolas aledañas.

Los valores de los inventarios de carbono en los sedimentos de manglar en el Estero de Urías (385.8 ± 2.0 a 440.2 ± 2.5 $Mg\ ha^{-1}$ a 1 m de profundidad) son comparables a los reportados (para inventarios a la misma profundidad) en otras zonas de manglar en México, tales como la Reserva de Biosfera de Sian Ka'an (297 ± 18 a 664 ± 78 $Mg\ ha^{-1}$; Adame *et al.*, 2013); en la Reserva de la Biosfera de La Encrucijada (174.8 ± 41.9 a 732.2 ± 53.8 $Mg\ ha^{-1}$; Adame *et al.*, 2015), y manglares de Centla entre Tabasco y Campeche (101 - 491 $Mg\ ha^{-1}$, Kauffman *et al.*, 2016); así como en otras partes del mundo, e.g. China (323.7 $Mg\ ha^{-1}$, Wang *et al.* 2013; 355.25 ± 82.19 $Mg\ ha^{-1}$; Liu *et al.*, 2014), en la República Dominicana (262.22 ± 33.68 a 583.85 ± 173.72 $Mg\ ha^{-1}$; Kauffman *et al.*, 2014), en manglares de Senegal (240 ± 27 $Mg\ ha^{-1}$, Kauffman & Bhomia, 2017), de Liberia (342 ± 13 $Mg\ ha^{-1}$, Kauffman & Bhomia, 2017), al norte de Gabón (345 ± 12 $Mg\ ha^{-1}$, Kauffman & Bhomia, 2017). No obstante, los inventarios de C_{org} en los manglares de la laguna Estero de Urías son mayores a los reportados en la Guyana Francesa (4.8 - 107.5 $Mg\ ha^{-1}$; Marchand, 2017), aunque menores a los reportados en zonas de manglar de Indonesia y del sur de Gabón (191 ± 31 $Mg\ ha^{-1}$, Kauffman & Bhomia, 2017).

Es difícil comparar los valores del costo económico de la emisión de CO_2 asociado a la perturbación de los manglares de Estero de Urías, ya que en nuestro país son pocos los trabajos en los que se estiman estos costos. Los intervalos de costo económico obtenido en este estudio para los manglares de Estero de Urías ($\$0.1 - 5.3$ millones de USD por año) es muy inferior a algunos ecosistemas extensos, como los humedales de Victoria, Australia (valuado en $\$26$ millones de USD por año; Carnell *et al.*, 2018), pero del mismo orden que el de los pastos marinos en Bahía Palk y Chilika, India (valuado entre $\$0.2$ y $\$2.21$ millones de USD por año; Ganguly *et al.*, 2018). Nuestras estimaciones del costo económico son conservadoras, pues no se considera el posible efecto de la emisión de metano debido a la perturbación del manglar (Pendleton *et al.*, 2012). La “intensidad” del metano como gas de efecto invernadero (potencial global de calentamiento a 100 años, GWP_{100} por sus siglas en inglés) es 34 veces mayor que la del CO_2 (IPCC, 2013), por lo que su consideración aumentaría el costo económico estimado. Sin embargo, no se dispone en este trabajo de información que pueda contribuir a mejorar la estimación realizada.

Pese a que los intervalos de confianza de los valores del costo económico son muy amplios, su cálculo permite hacer estimaciones del costo que significaría el daño (natural o antropogénico) al almacenamiento de C_{org} en los sedimentos (y la consecuente liberación de CO_2 a la atmósfera), tan sólo uno de los servicios ecosistémicos relevantes que proveen los manglares. Consideramos que el costo económico debería ser integrado en la valoración de los servicios ecosistémicos que presentan los manglares, debido a su alta capacidad de preservación de C_{org} y por tanto, para contribuir al combate del cambio climático; no obstante, es importante resaltar que esta valoración debería seguir métodos estandarizados, que aseguren la integración e intercomparabilidad de la información en nuestro país.

CONCLUSIONES

Se presenta la estimación de los inventarios de carbono en sedimentos de zonas de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, en la cual se determinó un almacenamiento promedio de 408 ± 3 Mg de carbono por hectárea, lo que representaría una potencial emisión de $1,495 \pm 12$ Mg de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ por hectárea por año, en el caso de degradación o pérdida del manglar en la zona. El costo social de carbono asociado a esta pérdida estaría valuado en $\sim \$1.0$ millones de dólares por año por daños relacionados con el aumento del CO_2 . Una forma de mitigar las pérdidas continuas de carbono es protegiendo el ecosistema de manglar, ya que diferentes actividades antropogénicas que provocan la degradación, e.g. la agricultura, promueven la erosión de suelos, así como fluctuaciones en la humedad del suelo, lo que estimula la descomposición y la conversión en CO_2 del carbono ya almacenado. Las posibles emisiones asociadas con la pérdida del manglar ponen de manifiesto la necesidad de garantizar una protección suficiente para reducir o evitar las emisiones de carbono, como parte de las estrategias nacionales e internacionales para la lucha contra el cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto CONACYT PDCPN 2015/1-473 “Carbono azul en ambientes costeros de México”. Los autores agradecen a L. Moroyoqui Rojo, S. Rendón-Rodríguez, H. Bojórquez-Leyva, G. Ramírez-Reséndiz y L.F. Álvarez-Sánchez por su valioso apoyo al desarrollo de esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *Plos One*, 8(2), e56569.
- 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, 3805-3818.
- Adame, M.F., Brown, C.J., Bejarano, M., Herrera-Silveira, J.A., Ezcurra, P., Kauffman, J. B., Birdsey, R. (2018). The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conserv. Lett* 11, 4, e12445.
- Berner, R. A. (1980). *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press, Princeton, USA, 245 pp.
- Carnell, P. E., Windecker, S. M., Brenker, M., Baldock, J., Masque, P., Brunt, K., Macreadie, P. I. (2018). Carbon stocks, sequestration, and emissions of wetlands in south Eastern Australia. *Global Change Biology*, 24, 4173-4184.
- CCA (2014). *Carbono azul en América del Norte: Evaluación de la distribución de los lechos de pastos marinos, marismas y manglares, y su papel como sumideros de carbono*. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá, 58 pp.
- Cuellar-Martínez, T., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Alonso-Rodríguez, R. A. (2017). Sedimentary record of recent climate impacts on an insular coastal lagoon in the Gulf of California. *Quaternary Science Reviews*, 160, 139-149.
- de la Fuente G., Carrera, E. (2005). *Cambio de Uso de Suelo en la Zona Costera del Estado de Sinaloa, Reporte Final*. Ducks Unlimited de México, A. C., Garza García, Nuevo León, 148 pp.
- Dietz S. (2012). The Treatment of Risk and Uncertainty in the US Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis. *Economics* 6, 2012-18.

- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1–8.
- Ellison, A. M., Farnsworth E.J. (1993). Seedling survivorship, growth and response to disturbance in Belizean mangroves. *American Journal of Botany*, 80, 1137-1145.
- García E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen. Instituto de Geografía UNAM, México, 90 pp.
- Ganguly, D., Singh, G., Purvaja, R., Bhatta, R., Paneer Selvam, A., Banerjee, K., Ramesh, R. (2018). Valuing the carbon sequestration regulation service by seagrass ecosystems of Palk Bay and Chilika, India. *Ocean and Coastal Management*, 159, 26-33.
- Gonneea, M. E., Paytan, A., Herrera-Silveira, J. A. 2004. Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 61(2), 211-227.
- Gruber, N., Galloway, J. N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 151, 293-296.
- Guerra-Santos, J. J., Cerón, R. M., Cerón, J. G., Alderete-Chávez, A., Damián-Hernández, D. L., Sánchez-Junco, R. C. 2013. Allometric equations to estimate carbon pool in soil and above-ground biomass in mangrove forests in Southeast Mexico. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 173, 125 – 136.
- Gutiérrez-Mendoza, J., Herrera-Silveira, J. (2016). Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. En: Paz, F., Wong, J. (Eds.). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México, 642 p.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M. (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature, Arlington, Virginia, USA, 180 p.
- INEGI (2012). Anuario estadístico del estado de Sinaloa, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México. Disponible en: <http://www.inegi.gob.mx>.
- INECC (2016). Contribuciones Previstas y Determinadas a Nivel Nacional (INDC) para adaptación. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/contribuciones-previstas-y-determinadas-a-nivel-nacional-indc-para-adaptacion> Consultado el 18 de febrero de 2020.
- IPCC (2013). Coastal Wetlands. In: Alongi, D., Karim, A., Kennedy, H., Chen, G., Chmura, G., Crooks, S. et al. (Eds.). Supplement to the 2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Intergovernmental Panel on Climate Change, Batumi, Georgia, USA. Octubre, 331 pp.
- Kauffman, J. B., Heider, C., Norfolk, J., Payton, F. (2014). Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*, 24(3), 518-527.
- Kauffman, J. B., Hernández-Trejo, H., Jesús-García, M. del C., Heider, C., Contreras, W. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology Management*, 24, 203-216.
- Kauffman, J. B., Bhomia, R. K. (2017). Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: Global and regional comparisons. *Plos One*, 12(11), 1-17.
- Kusumaningtyas, M.A., Hutahaean, A.A., Fischer, H.W., Pérez-Mayo, M., Ransby, D., Jennerjahn, T.C. (2019). Variability in the organic carbon stocks, sources, and accumulation rates of Indonesian mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 310-323.
- Lankford, R. R. (1977). Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: M. Wiley (Ed.). *Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary*. Academic Press, Inc., Nueva York., 2, 182-215.
- Liu, H., Ren, H., Hui, D., Wang, W., Liao, B., Cao, Q. (2014). Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *Journal of Environmental Management*, 133, 86-93.
- Loring, D. H., Rantala, R. T. T. (1992). Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulated matter. Fisheries and Marine Services, *Technical Report*, 700 p.

- Lynch, J.C., Meriwether, J.R., McKee, B.A., Vera-Herrera, F., and Twilley, R.R. (1989). Recent accretion in mangrove ecosystems based on ^{137}Cs and ^{210}Pb . *Estuaries* 12 (4), 284–299.
- MIAP (2008). Rehabilitación de la Granja Acuicola Don Jorge, para cultivo de camarón y tilapia, Estero la Sirena, Mazatlán, Sinaloa. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Particular, Servicios Profesionales Nautilus, S.C., Mazatlán Sinaloa, México, 111 p.
- Marchand, C. (2017). Soil carbon stocks and burial rates along a mangrove forest chronosequence (French Guiana). *Forest Ecology and Management*, 384, 92–99.
- Martin J. M., Whitfield, M. (1983). The Significance of the River Input of Chemical Elements to the Ocean. In: Wong C.S., Boyle E., Bruland K.W., Burton J.D., Goldberg, E.D. (Eds.) Trace Metals in Sea Water. *NATO Conference Series* (IV Marine Sciences), 9, 265–296.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., Sillman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552–560.
- Monroy-Torres, M., Flores-Verdugo, F., Flores-de-Santiago, F. (2014). Growth of three subtropical mangrove species in response to varying hydroperiod in an experimental tank. *Ciencias Marinas*, 40(4), 263–275.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., DeYoung, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (2009). Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme (UNEP), GRID-Arendal, Noruega, 80 p.
- OMB, 2020. SCC complete data runs – File Description. Office of Management and Budget (OMB). Gobierno de los Estados Unidos de América. https://obamawhitehouse.archives.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc_complete_data_runs_readme.pdf Consulta 04/03/2020.
- Páez-Osuna, F., Montaña-Ley, J., Bojorquez-Leyva, H. (1990). Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del Puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6, 19–32.
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbá, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., Baldera A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *Plos One*, 7(9), e43542.
- PROFEPA, 2018. Detecta PROFEPA más invasiones, rellenos “hormiga” y afectación en manglar de Mazatlán, Sinaloa; presentará nueva denuncia penal ante PGR. <https://www.gob.mx/profepa/prensa/detecta-profepa-mas-invasiones-rellenos-hormiga-y-afectacion-en-manglar-de-mazatlan-sinaloa-presentara-nueva-denuncia-penal-ante-pgr> Consulta: 18/02/2020.
- Ramírez, J. C., 2019. Pese a oposición, reinicia tala de mangle en arroyo Jabalines de Mazatlán. El Sol de Mazatlán, sección local, 28 de agosto de 2019. <https://www.elsoldemazatlan.com.mx/local/pese-a-oposicion-reinicia-tala-de-mangle-en-arroyo-jabalines-de-mazatlan-4099463.html> Consulta: 17/03/2020
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C. (2009a). ^{210}Pb -derived ages for the reconstruction of terrestrial contaminant history into the Mexican Pacific coast: Potential and limitations. *Marine Pollution Bulletin*, 59, 134–145.
- Ruiz-Fernández, A. C., Frignani M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M. D., Raygoza-Viera, J. R., Páez-Osuna, F. (2009b). Trace Metals (Cd, Cu, Hg and Pb) Accumulation Recorded in the Intertidal Mudflat Sediments of Three Coastal Lagoons in the Gulf of California, México. *Estuaries and Coasts*, 32(3), 55–564.
- Ruiz-Fernández, A. C., Marrugo-Negrete, J. L., Paternina-Urbe, R., Pérez-Bernal, L. H., (2011). ^{210}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., Serrato de la Peña, J. L., Pérez-Bernal, L. H., Cearreta, A., Flores-Verdugo, F. J., Machaín-Castillo, M. L., Chamizo, E., García-Tenorio, R., Queralt, I., Dunbar, R., Mucciarone, D., Diaz-Asencio, M. (2016). Accretion rates in coastal wetlands of the southeastern Gulf of California and their relationship with sea-level rise. *The Holocene*, 26(7), 1126–1137.

- 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. (2018a). 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., Agraz-Hernández C. M., Sanchez-Cabeza J. A., Díaz-Asencio M., Pérez-Bernal L. H., Chan Keb C. A., López-Mendoza P. G., Blanco y Correa J. M., Ontiveros-Cuadras J. F., Osti Saenz J., Reyes Castellanos J. E. (2018b). Sediment Geochemistry, Accumulation Rates and Forest Structure in a Large Tropical Mangrove Ecosystem. *Wetlands*, 38:307–325.
- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C. A. (2003). Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. Kluwer Academic Publishers, Landscape Ecology. Research Center for Food and Development (CIAD). A. C. Unidad Mazatlán, México, 18, 159-171.
- Sanchez-Cabeza, J. A., Ruiz-Fernández, A. C. (2012). 210Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 183-200.
- Singh, A. K., Hasnain, S. I., Banerjee, D. K. (1999). Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River – tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology*, 39(1), 90-98.
- SMN (2014). Normales climatológicas Mazatlán. Periodo 1981-2010. Servicio Meteorológico Nacional, CNA (CONAGUA), Ciudad de México, México. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=sin>
- Soto-Jimenez, M. F., Páez-Osuna, F. (2001). Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlan Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53, 259-274.
- Thorhaug, A.L., Poulos, H. M., López-Portillo, J., Barr, J., Lara-Domínguez, A.L., Ku, T.C., Berlyn, G.P. (2019). Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: mangroves, marshes, and seagrasses: A North American hotspot. *Science of the Total Environment* 653,1253–1261.
- USEPA, 2016. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866. August 2016. United States Environmental Protection Agency. epa.gov/sites/production/files/2016-12/documents/sc_co2_tsd_august_2016.pdf Consulta: 16/02/2020.
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J. A., Vázquez-Balderas, B., Cruz-López, M. I., Ressler, R. (2017). Manglares de México: Actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México. Febrero 2017, 128 pp.
- Vázquez-Lule, A., Colditz, R., Herrera-Silveira, J., Guevara, M., Rodríguez-Zúñiga, M.T., Cruz, I., Ressler, R., Vargas, R. 2019. Greenness trends and carbon stocks of mangroves across Mexico. *Environmental Research Letters*, 14, 1-13.
- Wang, G., Guan, D., Peart, M. R., Chen, Y., Peng, Y. (2013). Ecosystem carbon stocks of mangrove forest in Yingluo Bay, Guangdong Province of South China. *Forest Ecology Management*, 310, 539-546.
- Xu, X., Thornton, P. E., Post W. M. (2013). A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 737-749.



Figura 1S. Localización de zonas urbanas e industriales alrededor de la Laguna Estero de Urías, México. Panel A: 1) antepuerto y canal de navegación; 2) Zona centro de la ciudad de Mazatlán, Sinaloa; 3) Isla de la Piedra; 4) área de manglar. Panel B: 5) Parque industrial Alfredo Bonfil y muelles pesqueros; 6) astilleros; 7) rastro municipal; 8) gas natural comprimido; 9) Instituto Tecnológico de Mazatlán; 10) Termoeléctrica y descarga de aguas de enfriamiento; 11) terrenos agrícolas; Panel C: 11) terrenos agrícolas; 12) estanques de acuacultura, 13) área de manglar. Los números V, VI, VII y VIII corresponden a los sitios de muestreo de este estudio.