



Influencia de la salinidad en el almacén y flujos de carbono en manglares de franja de una zona cárstica

Influence of salinity in the carbon storage and fluxes in fringe mangroves of a karstic zone

Andrea Camacho-Rico¹, Jorge Herrera-Silveira^{1*}, Juan Pablo Caamal-Sosa¹ y Claudia Teutli-Hernández²

¹ Instituto Politécnico Nacional. Centro de Investigación y Estudios Avanzados. Mérida, Yucatán, México.

² Universidad Nacional Autónoma de México Escuela Nacional de Estudios Superiores. Mérida, Yuc., México

* Autor de correspondencia: jorge.herrera@cinvestav.mx

RESUMEN

En los manglares, como en otros ecosistemas arbóreos, es importante evaluar los almacenes y flujos de carbono orgánico por la contribución que pueden tener para mitigar los efectos de las emisiones atmosféricas de CO₂. En este estudio se evaluó la relación entre la salinidad, como controlador hidrológico, y los almacenes y flujos de carbono en manglares de franja de un escenario geomorfológico cárstico con gradiente salino como el de la laguna de Celestún. Se establecieron dos sitios de muestreo en el manglar de franja, uno en la zona de baja salinidad (< 20 psu, interna) y otro en la zona de alta salinidad (> 40 psu, boca). La estructura de la vegetación entre sitios es diferente; en el manglar de la zona de menor salinidad la especie dominante fue *Laguncularia racemosa*, mientras que en el de alta salinidad fue *Avicennia germinans*. En la caída de hojarasca no se registraron diferencias significativas entre sitios. En la zona interna se obtuvo un valor de 4.7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ ± 0.77 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ con respecto a la zona de la boca (4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ ± 0.38 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Se observó que las condiciones contrastantes en la salinidad intersticial tuvieron efecto significativo en el almacén de carbono total, siendo mayor en la zona interna (375 Mg C ha⁻¹ ± 9.6 Mg C ha⁻¹). En esta misma zona las tasas de descomposición de hojarasca fueron más bajas ($t_{50} > 130$ días), lo cual, junto con una mayor caída de hojarasca y una menor exportación por el flujo-reflujo de la marea, favorece la acumulación de materia orgánica en el suelo.

PALABRAS CLAVE: descomposición, estructura, productividad, *Rhizophora mangle*, salinidad, Yucatán.

ABSTRACT

In mangroves as well as in other forest ecosystems, the importance of assessing carbon storage and flows is recognized by the contribution that they may have in mitigation of the effects of CO₂ emissions. This study evaluated the relationship between salinity as a hydrological controller and the carbon storages and flows in fringe mangroves of a geomorphologic karstic scenario with saline gradient like that of the Celestún lagoon. Two sampling sites were established in the fringe mangrove, one in the low salinity zone (< 20 psu, internal) and the other in the high salinity zone (> 40 psu, mouth). The structure of the vegetation between sites is different; the dominant species of mangrove in the zone of lower salinity was *Laguncularia racemosa*, whereas in the high salinity zone it was *Avicennia germinans*. In the fall of leaf litter there were no significant differences between sites, although it was greater in internal area (4.7 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ ± 0.77 Mg C ha⁻¹ year⁻¹) with respect to the area of the mouth (4 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ ± 0.38 Mg C ha⁻¹ year⁻¹). It was observed that the concentration of interstitial salinity had a significant effect on the total carbon storage, being greater in the Internal zone (375 Mg C ha⁻¹ ± 9.6 Mg C ha⁻¹). In the Internal zone the litterfall decomposition rates are lower ($t_{50} > 130$ days), causing that, together with greater fall of leaf litter and lower export by the flow-ebb of the tide the accumulation of organic matter on the ground is favored.

KEYWORDS: decomposition, structure, productivity, *Rhizophora mangle*, salinity, Yucatán.

Introducción

Uno de los ecosistemas que predominan en las costas dentro de las regiones tropicales y subtropicales, son los bosques de manglar. La importancia de estos ambientes se ha resaltado en las últimas décadas debido a su función como almacenes de carbono y por ser uno de los bosques más eficientes en la captura de CO₂ (Donato *et al.*, 2011). También se ha documentado que presentan alta producción primaria 218 Tg C a⁻¹ ± 72 Tg C a⁻¹ (Bouillon *et al.*, 2008) y tienen un papel importante en el flujo de carbono orgánico (disuelto y particulado) y nutrientes inorgánicos disueltos hacia los ambientes costeros adyacentes, cumpliendo funciones como exportadores de materia y energía que subsidia cadenas tróficas costeras y marinas (Twilley, 1985; Adame y Lovelock, 2011).

En los manglares, como en otros tipos de bosques, hay interés en los ciclos biogeoquímicos y se evalúan los almacenes y flujos de diversos elementos, siendo el carbono de interés particular por su relación con gases de efecto invernadero (CO₂ y CH₄).

En los manglares, la biomasa y, en consecuencia, los almacenes de carbono orgánico (CO) se encuentran en el componente aéreo (biomasa de árboles vivos y muertos, incluyendo hojas, propágulos, pneumatóforos, raíces adventicias y ramas) y en el subterráneo (biomasa de raíces), además del compartimento de los sedimentos que llega a contribuir hasta con 80% del carbono orgánico total (Kauffman, Donato y Adame, 2013). Mientras que los flujos de carbono que más comúnmente se distinguen en estos ecosistemas son la caída y la descomposición de hojarasca.

Los almacenes y flujos de carbono orgánico en los bosques de manglar pueden variar entre diferentes escenarios ambientales dependiendo, sobre todo, de su localización a lo largo de un gradiente de salinidad, del origen geomorfológico y de la hidrología del lugar, que a su vez se relacionan con el transporte de sedimentos, con la topografía, con los procesos geofísicos y con el clima de la región (Twilley y Chen, 1998; Woodroffe, 1983).

Al ser bosques situados en la interface entre el continente y el océano, los manglares se encuentran estrechamente relacionados con características hidrológicas, quizás más que cualquier otro tipo de bosque (Alongi y Brinkman, 2011). La influencia relativa de la precipitación, la descarga de ríos, la amplitud de la marea, la materia particulada de origen terrígeno y la energía de las olas, son agentes forzantes que, junto con la geomorfología, afectan la estructura y la función del manglar. En ambientes cársticos, la conformación porosa del suelo no es favorable para la acumulación de agua superficial, por lo que no se observan ríos superficiales, limita las fuentes de agua dulce a la precipitación y a los afloramientos del manto freático a manera de ojos de agua o a través de fracturas de la roca calcárea. En estos ambientes los suelos suelen presentar una deficiencia en fósforo (P) debido a que este puede estar unido al calcio (Kathiresan y Bingham, 2001), lo que puede limitar la disponibilidad del P; se ha observado que esta llega a ser menor comparada con la de bosques en escenarios deltaicos (Twilley, 1995).

La alta productividad de materia orgánica en las estructuras de los manglares generalmente se atribuye a la eficiencia en el reciclamiento de los nutrientes que son provistos, ya sea por la descomposición de la hojarasca autóctona o por entradas de fuentes alóctonas naturales o antropogénicas (Bouillon, Koedam, Raman y Dehairs, 2002; Lee, 1990). En ambientes cársticos, donde los nutrientes tienden a estar limitados por fuentes externas al sistema, el reciclamiento de los nutrientes dentro del bosque de manglar juega un papel muy importante en la estructura y en la productividad de materia orgánica (Adame *et al.*, 2013; Coronado-Molina *et al.*, 2012; Twilley y Day, 1999).

OBJETIVOS

Evaluar bajo un enfoque ecosistémico la estructura del bosque, el almacén de carbono orgánico, la caída y descomposición de la hojarasca del manglar de franja en un sistema oligotrófico de una zona cárstica en dos condiciones contrastantes de salinidad modulados por la marea y aportaciones de agua subterránea.



MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El sitio de estudio se localiza en el extremo noroeste de la Península de Yucatán (PY), entre los paralelos ($20^{\circ} 45'$ y $20^{\circ} 58'$; $90^{\circ} 15'$ y $90^{\circ} 25'$). Pertenece a la Reserva de la Biosfera Ría de Ceslestún (Fig. 1), que desde 2004 se designó como sitio Ramsar por su importancia internacional para la conservación y por el uso responsable de los humedales y de sus recursos. El clima en la península de Yucatán es tropical, cálido semiseco en el oeste, seco y cálido en el norte y semihúmedo en el oeste (García y Mosiño, 1992). Se reconocen tres épocas climáticas: la época seca (de marzo a mayo), donde la precipitación tiende a ser menor de 50 mm; la época de lluvias (de junio a octubre), con la mayor precipitación anual (> 500 mm) y la época de nortes (de noviembre a febrero), caracterizada por lluvias moderadas (20 mm - 60 mm). Las características geológicas de la región donde el suelo es de tipo calizo-cárstico de gran permeabilidad no permiten escurrimientos en la superficie, pero sí permite que la precipitación pene-

tre rápidamente en el suelo y se incorpore en el acuífero subterráneo; el agua filtrada aparece nuevamente en la superficie por afloramientos del manto freático a manera de manantiales, siendo la precipitación y los manantiales las únicas fuentes de agua dulce con las que cuenta el sistema lagunar (Perry, Marín, McClain y Velázquez, 1995). En función del gradiente de salinidad, se reconocen al menos dos zonas en la laguna: la zona interna, caracterizada por valores bajos de salinidad en la columna de agua (5 ups-12 ups) relacionada con la influencia de las descargas subterráneas; y la zona de la boca, que se localiza en la parte sur y se caracteriza por su salinidad más alta (> 30 ups) (Herrera-Silveira, 1994). Se seleccionaron dos sitios dentro del manglar de franja a lo largo del gradiente de salinidad que presenta la laguna. El sitio 1 es un manglar de franja localizado en la parte norte de la laguna y, en adelante, se denominará zona interna. El sitio 2, es un manglar de franja localizado en la parte sur de la laguna y se localiza en la boca de conexión de la laguna con el mar; se denominará zona de boca (Fig. 1).

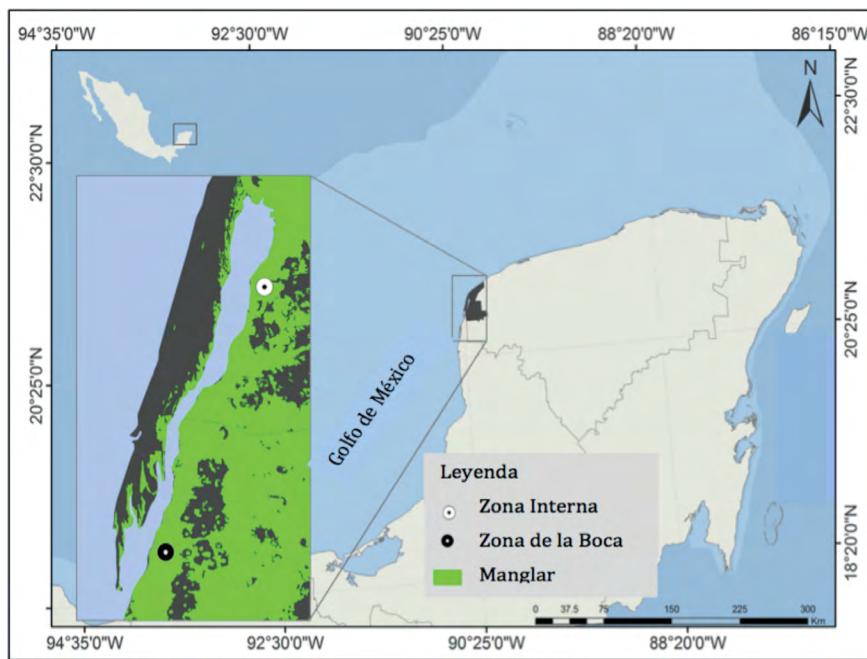


FIGURA 1. Mapa de las estaciones de muestreo del manglar de franja en la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Estructura del manglar

En cada sitio se establecieron cuatro parcelas permanentes de 10 m × 10 m. En cada parcela se midieron los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 2.5 cm (o diámetro por encima de la raíz más alta en el caso de *R. mangle*), de acuerdo con el método propuesto por Cintrón, Lugo, Pool y Morris, (1978). La estructura del bosque se determinó a través de las estimaciones de: densidad de individuos, expresada en individuos (ind.) por hectárea (ha); área basal ($m^2 \text{ ha}^{-1}$); diámetro promedio (cm); altura (m) y especies (especie a la que pertenecía cada individuo registrado dentro de las parcelas: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*).

Almacén de carbono

Para estimar la biomasa aérea se utilizaron las ecuaciones generales propuestas por Howard *et al.* (2014), para las especies de manglar presentes que relacionan el diámetro a la altura del pecho con otros atributos (volumen de carbono, biomasa y área foliar); la biomasa obtenida está expresada en megagramos de carbono por hectárea ($Mg \text{ de C ha}^{-1}$).

Se tomaron dos núcleos por parcela para la toma de muestras de las raíces finas utilizando un nucleador de 10 cm de diámetro por 35 cm de longitud. Las muestras se lavaron y se separaron del suelo incluyendo a las raíces de 1 mm a 20 mm. Posteriormente se secaron en un horno a 70 °C durante 36 horas y se pesaron para obtener la biomasa (Castañeda-Moya *et al.*, 2011). El peso de esta biomasa se convirtió a carbono por un factor de 0.45, recomendado por Kauffman y Donato (2012), para estimar el contenido de carbono de la muestra.

Para la determinación de carbono en el suelo del manglar se analizaron dos muestras tomadas mediante un nucleador. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron secadas en un horno a 70 °C por un lapso de 72 horas y se obtuvo su peso seco. El volumen de la muestra se obtuvo mediante la fórmula del cilindro calculada a partir de las dimensiones de los nucleadores utilizados. El cálculo de la densidad aparente ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) se obtuvo del

cociente del peso de la muestra entre el volumen de la muestra analizada.

Para evaluar el contenido de carbono, las muestras de suelo fueron analizadas mediante el método de combustión seca utilizando un autoanalizador elemental CHN ThermoQuest (Flash EA 1112).

Caída de hojarasca

Durante el periodo enero 2011-enero 2015 se midió la caída de hojarasca, la cual ha sido un proxy de la productividad de estos bosques (Day *et al.*, 1996; Day, Conner, Ley-Lou, Day y Machado-Navarro *et al.*, 1987). En cada parcela se colocaron a 1 m de altura y de forma aleatoria cinco canastas de 0.25 m² hechas de malla de alambre de 1 mm de abertura. La hojarasca caída se recolectó cada mes. El material colectado fue secado en horno a 60 °C -70 °C por 72 h, posteriormente fue separado en cuatro categorías: hojas, estructuras reproductivas (flores y frutos), madera (corteza y ramas) y misceláneos (material vegetal sin categoría) y, finalmente, fue pesado. El peso de esta biomasa en seco se convirtió a carbono por el factor de 0.45, recomendado por Kauffman y Donato (2012), para estimar el contenido de carbono en la muestra.

Descomposición

El experimento de descomposición se llevó a cabo de abril 2013 a mayo 2014, cubriendo las tres temporadas climáticas: secas (abril-septiembre), lluvias (agosto-diciembre) y nortes (enero-mayo). Al inicio de cada temporada se recolectaron hojas senescentes del suelo del manglar de la especie *Rhizophora mangle* las cuales se lavaron y se dejaron secar a temperatura ambiente por 20 días (Aké-Castillo, Vázquez y López-Portillo, 2006; Mackey y Smail, 1996). Se utilizaron bolsas de nylon de 20 cm × 20 cm de dos tamaños de apertura de malla para permitir (1 mm × 1 mm) y excluir (3 mm × 7 mm) a organismos invertebrados que actúan como consumidores o desintegradores de la hojarasca; cada bolsa se llenó con 10 g de hojas. Al inicio de cada temporada climática se colocó en el suelo del manglar de franja un arreglo de cinco líneas, cada línea con siete bolsas de 1 mm × 1 mm y otro arreglo de



cinco líneas con siete bolsas de 3 mm × 7 mm. Se conservaron cinco bolsas de cada tipo como blancos. Se colectó una bolsa de cada línea (cinco en total) en cada tiempo de recolección, los tiempos de recolección, expresados en días fueron: 1, 7, 15, 30, 60, 90, 120.

Las hojas fueron lavadas en el laboratorio con agua dulce/agua destilada y secadas en horno a 60 °C para obtener su peso ante tales condiciones. Como estimador de la velocidad de descomposición se calculó la constante de decaimiento (k) (Aké-Castillo *et al.*, 2006; Mackey y Smail, 1996; Prescott, 2010). El porcentaje de masa remanente para cada temporada y tipo de malla se ajusta a una función simple exponencial negativa $Y_f = Y_i \exp^{-kt}$, donde k = constante de decaimiento, t = cualquier tiempo, Y_i = masa inicial, Y_f = masa remanente al tiempo t .

Salinidad intersticial

En cada parcela se midió por duplicado (ocho mediciones) la salinidad intersticial extrayendo el agua a una profundidad de 30 cm mediante una jeringa y un tubo de acrílico. Los primeros 20 ml extraídos fueron desechados antes de obtener la muestra a la cual se le midió la salinidad mediante una sonda multiparamétrica YSI-30 (YSI, Xylem Inc. Ohio, USA). Este procedimiento se realizó en cada sitio para cada salida de campo.

Análisis estadístico

Para determinar las diferencias en cuanto al promedio de hojarasca, se realizó un análisis de varianza (Anova) de dos vías tomando como factores fijos el sitio y la temporada climática para cada componente; previamente se comprobó que los datos cumplieran con normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk y con homogeneidad de varianza utilizando la prueba de Levene. Las diferencias en las velocidades de descomposición de las hojas entre los sitios (zona interna y zona de la boca), temporadas (secas, lluvias y nortes), así como las diferencias entre los tratamientos (malla 1 mm × 1mm y malla 5 mm × 7 mm) en los siete tiempos de recolección fueron evaluadas mediante un Anova de medidas repetidas. Las diferencias

en las constantes de descomposición entre los sitios, temporadas climáticas y tratamientos se evaluaron mediante un Anova de una vía y el método de comparación múltiple utilizado fue Tukey.

RESULTADOS

Salinidad intersticial

El valor promedio de la salinidad intersticial en la zona interna fue de 22.7 ups ± 6.0 ups, 22.2 ups ± 2.09 ups, 20.9 ups ± 1.1 ups para la temporada de secas, lluvias y nortes respectivamente, no se observaron diferencias significativas entre temporadas ($p > 0.05$). El valor de salinidad promedio para la zona interna fue de 21.8 ups ± 3.4 ups.

La salinidad intersticial en la zona de la boca presentó un valor promedio de 48.5 ups ± 3.2 ups, 48.5 ups ± 5.2 ups, 44.7 ups ± 3.3 ups para la temporada de secas, lluvias y nortes respectivamente. No se observaron diferencias significativas entre temporadas ($p > 0.05$). El valor de salinidad promedio para la zona fue de 47.06 ups ± 4.1 ups. La salinidad intersticial presentó diferencias significativas entre zonas ($p < 0.05$). La zona de la boca arrojó valores más altos de salinidad con respecto a la zona interna durante todo el periodo de muestreo (Fig. 2).

Estructura del manglar

Las características estructurales del manglar de franja en la laguna de Celestún presentaron diferencias entre sitios (Tabla 1). En la zona interna el índice de valor de importancia fue de 61% para *L. racemosa*, 33% para *R. mangle* y 6% para *A. germinans*. La altura promedio del bosque fue de 12.6 m con un área basal de 43 m² ha⁻¹.

En la zona de la boca, de acuerdo con el índice de importancia, 66% le correspondió a *A. germinans*, 27% a *R. mangle* y 7% a *L. racemosa*. La altura promedio del bosque es de 5.8 m y el área basal fue de 31 m² ha⁻¹. En general se observó que la zona interna se encuentra con mejor estructura respecto a la zona de la boca (Tabla 1).

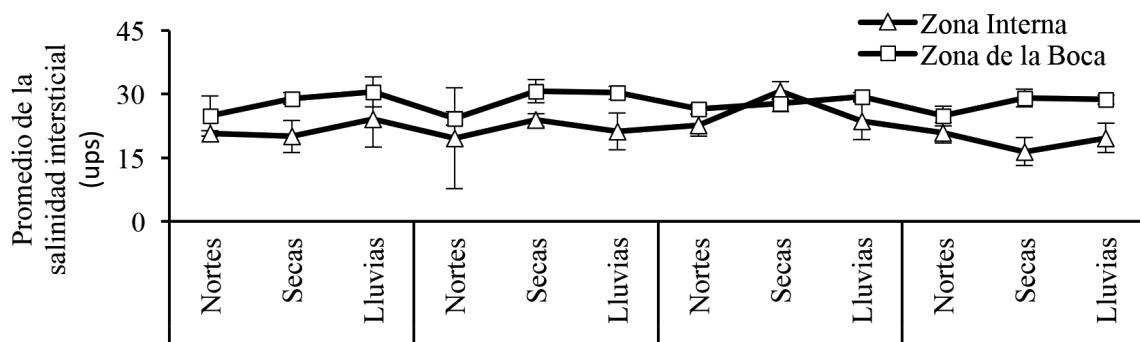


FIGURA 2. Promedio de la salinidad intersticial en el manglar de franja de la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Las barras de error se refieren a la desviación estándar.

TABLA 1. Características estructurales del manglar de franja en la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún.

Sitio	n	Altura (m)	Densidad (Árboles ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	IVI R.m.	IVI L.r.	IVI A.g.
Zona interna	4	12.6 ± 1.3 (10 – 15)	989 ± 54 (942 – 1036)	43 ± 1.3 (41 – 44)	33	61	6
Zona de la boca	4	5.8 ± 0.5 (5 – 7)	2450 ± 866 (1700 – 3200)	31 ± 1.9 (28 – 33)	27	7	66

IVI: índice de valor de importancia.

Se presenta el promedio, el error estándar, así como el mínimo y máximo de los valores registrados. R.m. = *Rhizophora mangle*; L.r. = *Laguncularia racemosa*;

A.g. = *Avicennia germinans*.

Almacén de carbono

El carbono almacenado en la biomasa aérea viva registró diferencias significativas entre zonas ($p = 0.006$), siendo mayor en la zona interna ($169.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$), con respecto a la zona de la boca ($105 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 1.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 3). El carbono almacenado en la biomasa viva subterránea (raíces finas) no registró diferencias significativas entre sitios ($p > 0.05$), siendo mayor en la zona de la boca.

En relación con el efecto de la salinidad intersticial de cada sitio (Fig. 3), el contenido de CO a 100 cm de profundidad del suelo de manglar en la zona interna ($206 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 8.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) fue mayor que el de la zona de boca

a la misma profundidad ($173.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 2.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y las diferencias entre los dos sitios fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$). El almacén de carbono total (CT) fue mayor en la zona interna ($375 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 9.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) en comparación con el de la zona de la boca ($278.8 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 3.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) presentando diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

Caída de hojarasca

Variabilidad espacial

La caída de hojarasca promedio de la zona interna fue de $4.7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.77 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ mientras que



la zona marina presentó un valor de $4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \pm 0.38 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; y no se observaron diferencias significativas entre zonas (Tabla 2A). El componente principal de la caída de hojarasca fueron hojas que representaron 60.7% de la biomasa anual en la zona interna, mientras que en la zona de la boca las hojas representaron 69.2%. No se observaron diferencias significativas entre sitios (Tabla 2A).

Variabilidad temporal

Los componentes de la caída de hojarasca presentan un comportamiento estacional (Fig. 4), siendo durante la temporada de lluvias cuando ocurre la mayor caída (Tabla 2B). La biomasa de hojarasca caída presentó diferencias significativas entre temporadas para los componentes de hojas, flores y frutos y misceláneos (Tabla 2B).

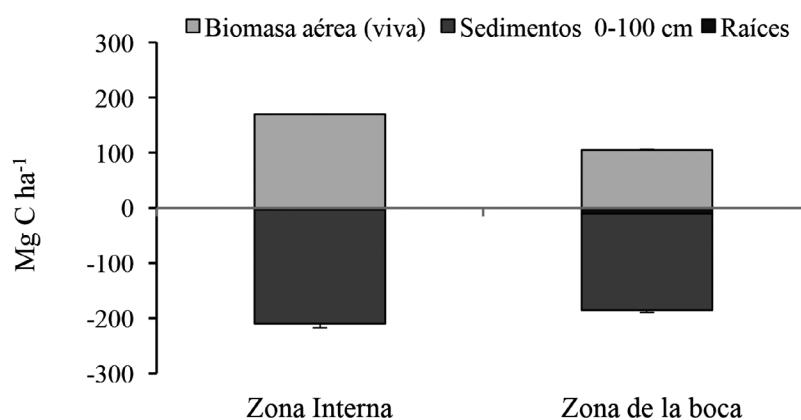


FIGURA 3. Almacén de carbono aéreo y subterráneo (Mg C ha^{-1}) en el manglar de franja de la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Las barras de error denotan el error estándar.

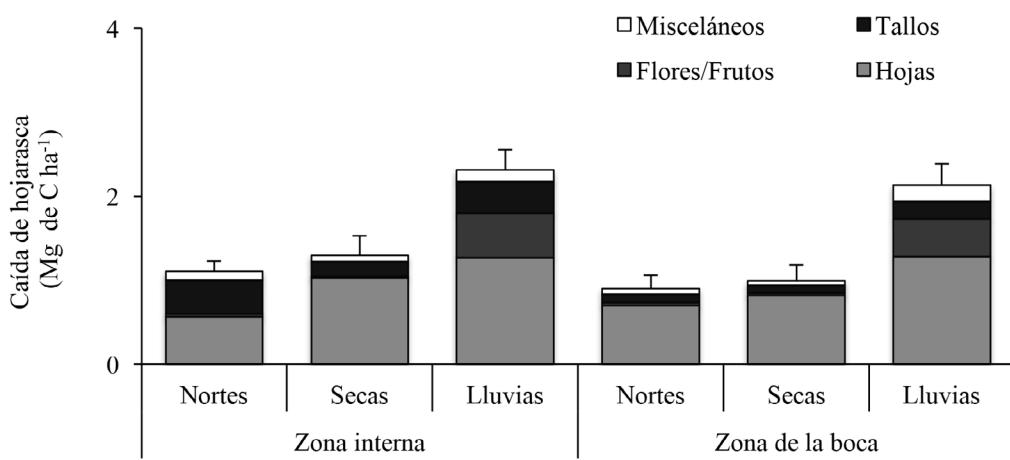


FIGURA 4. Promedio de la caída de hojarasca por temporadas en el manglar de franja de la zona interna y zona de la boca de la laguna de Celestún, Yucatán.

Las barras de error denotan el error estándar.

TABLA 2. Variabilidad espacial (A) y (B) temporal de los componentes de la caída de hojarasca en la laguna de Celestún, Yucatán.

Zona	Hojas	Flores + Frutos	Tallos	Misceláneos	Total productividad
	(Mg C ha ⁻¹)				
(A)					
Zona interna	2.85 (0.1) a	0.58 (0.08) a	0.94 (0.08) a	0.31 (0.01) a	4.7 (0.22) a
Zona de la boca	2.79 (0.1) a	0.54 (0.06) a	0.39 (0.01) b	0.3 (0.01) a	4 (0.18) a
(B)					
Zona interna					
Nortes	0.56 (0.08) a	0.03 (0.01) a	0.39 (0.21) a	0.1 (0.03) a, b	1.1 (0.26) a, b
Secas	1.02 (0.09) a, b	0.02 (0.003) a	0.17 (0.058) a	0.07 (0.004) a	1.29 (0.14) a, b, c
Lluvias	1.26 (0.17) b	0.52 (0.18) b	0.37 (0.13) a	0.13 (0.01) a, b	2.3 (0.4) c
Zona de la boca					
Nortes	0.7 (0.06) a, b	0.027 (0.004) a	0.1 (0.004) a	0.06 (0.004) a	0.89 (0.07) a
Secas	0.81 (0.12) a, b	0.027 (0.009) a	0.08 (0.027) a	0.04 (0.04) a	0.99 (0.14) a
Lluvias	1.28 (0.20) b	0.45 (0.09) b	0.2 (0.03) a	0.19 (0.02) b	2.15 (0.18) b, c

Se presenta la media, con el error estándar entre paréntesis.

Letras diferentes en cada componente entre sitios y estaciones representan diferencias significativas ($p < 0.05$).

Descomposición

La descomposición de hojarasca en el manglar de franja de *R. mangle* presentó diferencias significativas entre los sitios, la temporada y el tiempo (Tabla 3). Las diferencias significativas entre “sitio y tiempo”, “temporada y tiempo” y “sitio, tratamiento y tiempo”, indican que el proceso de descomposición es diferente en la zona interna con respecto a la zona de la boca, así como entre temporadas climáticas, mientras que el efecto entre los tratamientos (tamaño de malla 1 mm × 1 mm y 5 mm × 7 mm) solo es

diferente entre los sitios, pero no dentro de ellos. No se observa efecto significativo entre “tiempo y tratamiento”, ni “tiempo, temporada y tratamiento” (Tabla 3).

Alcanzar el tiempo en el cual se pierde 50% de la masa (t_{50}) requiere de 9 a 17 semanas (Tabla 4). Durante la temporada de lluvias la tasa de descomposición fue más alta, este patrón ocurrió en ambas zonas (Fig. 5). Para la temporada de nortes se registraron las tasas de descomposición más bajas, ya que puede tomar más de 17 semanas llegar al valor del t_{50} .



TABLA 3. Resultados estadísticos del Anova de medidas repetidas para la pérdida de peso seco y contenido de carbono orgánico durante la descomposición de *R. mangle* en el manglar de franja de la laguna de Celestún, Yucatán.

Fuente de Variación	Df	MS	F	P
Peso seco remanente				
Tiempo	6	10606	476.59	<0.001
Tiempo*Sitio	6	696	31.29	<0.001
Tiempo*Temporada	12	642	28.86	<0.001
Tiempo*Tratamiento	6	17	0.77	0.5902
Tiempo*Sitio*Temporada	12	104	4.67	<0.001
Tiempo*Sitio*Tratamiento	6	90	4.04	<0.001
Tiempo*Temporada*Tratamiento	12	37	1.67	0.0741
Tiempo*Sitio*Temporada*Tratamiento	12	19	0.86	0.5835
Total carbono orgánico				
Tiempo	6	1296	70	<0.001
Tiempo*Sitio	6	109	5.9	<0.001
Tiempo*Temporada	12	1564	84.4	<0.001
Tiempo*Tratamiento	6	35	1.9	0.0768
Tiempo*Sitio*Temporada	12	152	8.2	<0.001
Tiempo*Sitio*Tratamiento	6	85	4.6	<0.001
Tiempo*Temporada*Tratamiento	12	68	3.7	<0.001
Tiempo*Sitio*Temporada*Tratamiento	12	57	3.1	<0.001

El tratamiento se refiere al tamaño de apertura de malla. Malla chica (1 mm × 1 mm) para permitir y malla grande (3 mm × 7 mm) para excluir a organismos invertebrados que actúan como consumidores o desintegradores de la hojarasca.

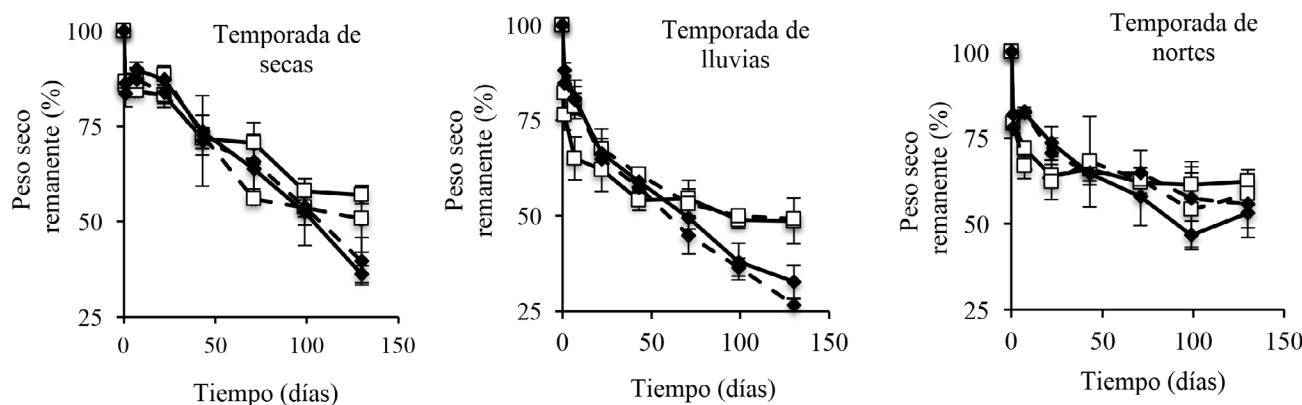


FIGURA 5. Promedio del porcentaje de peso seco remanente durante la descomposición de *R. mangle* en la temporada de secas, lluvias, nortes.

Zona interna, tratamiento malla fina (cuadros, línea continua), zona interna tratamiento malla grande (cuadrado, línea discontinua). Zona de la boca, tratamiento malla fina (rombo negro, línea continua), zona de la boca, tratamiento malla grande (rombo negro, línea discontinua). Las barras de error representan la desviación estándar (n = 5).

TABLA 4. Constante de decaimiento (k), coeficiente de correlación (r^2) y tiempo en el que se pierde 50% del peso seco (t_{50}) para *R. mangle* en dos sitios y durante la temporada de secas, lluvias y nortes. Continuación...

Sitio	Temporada	Tratamiento	K (n = 5)	r^2	t_{50} (días)
Zona interna	Secas	Fina	0.0039 (0.00025) f	0.87	> 130
		Grande	0.0052 (0.00025) d, e, f	0.88	130
	Lluvias	Fina	0.0041 (0.00025) c	0.61	100
		Grande	0.0048 (0.00025) c, d	0.79	101
	Nortes	Fina	0.0026 (0.00025) f	0.52	> 130
		Grande	0.0029 (0.00025) e, f	0.52	> 130
Zona de la boca	Secas	Fina	0.0068 (0.00025) c	0.96	104
		Grande	0.0058 (0.00025) c, d, f	0.94	106
	Lluvias	Fina	0.0079 (0.00025) b	0.92	75
		Grande	0.0091 (0.00025) a	0.93	65
	Nortes	Fina	0.0048 (0.00025) d, e, f	0.84	95
		Grande	0.0036 (0.00027) f	0.77	> 130

Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sitios, temporadas y tratamientos.

La concentración de carbono orgánico durante la descomposición de *R. mangle* varió significativamente en tiempo, sitio y temporada. El efecto del tamaño de malla no fue significativo (Tabla 3).

La concentración inicial de carbono orgánico fue mayor en la temporada de lluvias y nortes con respecto a la de la temporada de secas en ambas zonas (Fig. 6). La concentración inicial de carbono orgánico en la zona interna aumentó 12.5%, 9.6% y 12% hacia el final de la temporada de lluvias, nortes y secas respectivamente. En la zona de la boca la concentración inicial de carbono orgánico disminuyó 0.6% hacia el final de la temporada

de lluvias y se incrementó 2.2% y 4% en la temporada de nortes y secas respectivamente (Fig. 6).

DISCUSIÓN

Estructura

El manglar de franja de la laguna de Celestún presentó diferencias en la estructura de la vegetación entre la zona interna y la zona de la boca, asociadas con la concentración de la salinidad intersticial como consecuencia de las diferencias entre aportes de agua marina y dulce en cada zona. En la zona interna dominan los aportes de agua dulce vía descargas subterráneas, mientras que en la

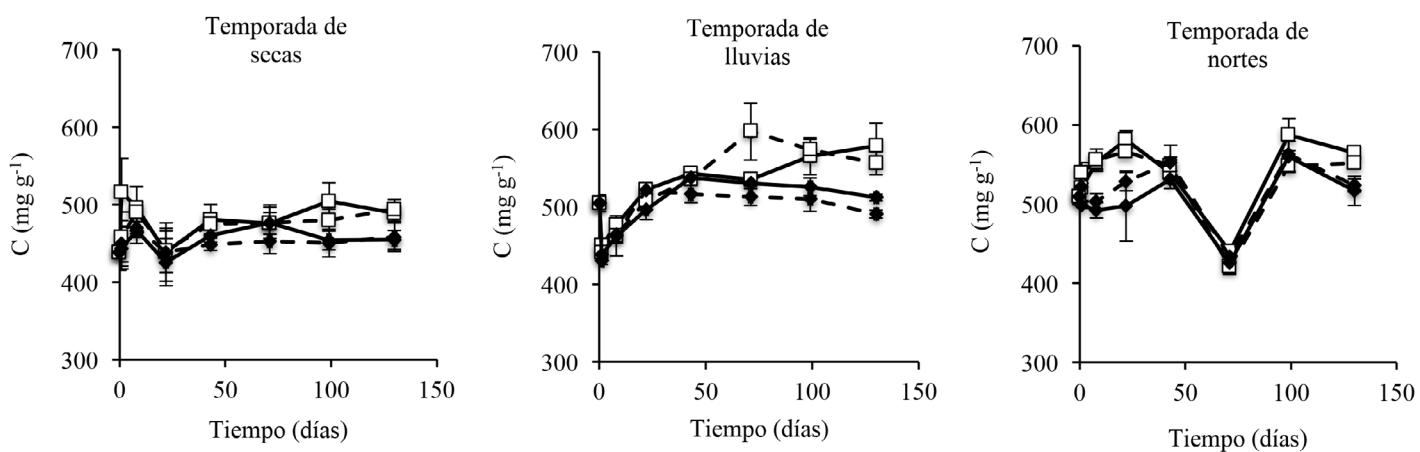


FIGURA 6. Concentración de carbono orgánico durante la descomposición de *R. mangle* en la temporada de secas, lluvias, nortes.

Zona interna, tratamiento malla fina (cuadros, línea continua), zona interna tratamiento malla grande (cuadrado, línea discontinua). Zona de la boca, tratamiento malla fina (rombo negro, línea continua), zona de la boca, tratamiento malla grande (rombo negro, línea discontinua). Las barras de error representan la desviación estándar ($n = 5$).

boca de la laguna la influencia marina es mayor (Herrera-Silveira, 1994). La altura promedio de los árboles y el área basal en la zona interna son mayores que en la zona de la boca (Tabla 1). Los valores de la zona interna son más altos a los observados para manglares de franja en Florida que también se localizan en una zona cárstica (Pool, Snedaker y Lugo, 1977). Sin embargo, son menores a manglares que se desarrollan en ambientes con aporte de ríos (Day, Conner, Ley-Lou, Day y Navarro, 1987). Los nutrientes y sedimentos que aportan los ríos difieren significativamente de los aportes de aguas subterráneas. La zona interna de la laguna de Celestún está influenciada por descargas de agua subterránea que contiene altas concentraciones de nitratos y está prácticamente carente de materia particulada (Herrera-Silveira, 1994). La baja salinidad intersticial ($21.9 \text{ ups} \pm 5.4 \text{ ups}$) y el contenido de nutrientes podría favorecer el mejor desarrollo estructural de este manglar de franja. Si bien en esta zona abunda *R. mangle* en la franja de los primeros metros, la especie dominante es *L. racemosa*, la cual alcanza mejor desarrollo en sitios de baja salinidad y alto contenido de nutrientes.

En la zona de la boca los manglares están expuestos al constante forzamiento de la marea y la influencia de agua marina es mayor, dando como resultado altas salinidades intersticiales ($47.3 \text{ ups} \pm 8.1 \text{ ups}$) con dominancia de *A. germinans*, especie tolerante a esas condiciones hidrológicas (Méndez-Alonso, López-Portillo y Rivera-Monroy, 2008).

Almacén de carbono

La concentración intersticial de sales tuvo un efecto significativo en el almacén de carbono aéreo, la zona interna registró el valor más alto ($169 \text{ Mg de C ha}^{-1} \pm 1.1 \text{ Mg de C ha}^{-1}$); las bajas concentraciones registradas en la salinidad intersticial ($< 30 \text{ ups}$) debido a la descarga de agua subterránea en esta zona (Herrera-Silveira, 1994; Casares-Salazar y Mariño-Tapia, 2016) pueden contribuir a un mejor desarrollo del bosque de manglar.

El almacén de carbono en el suelo del manglar es mayor en la zona interna, como respuesta a mayor productividad de hojarasca y tasas de descomposición más bajas. La zona de la boca presentó un almacén de carbono mayor en la biomasa viva subterránea (raíces finas),

posiblemente por la presencia de la especie dominante *Avicennia germinans* que tiene raíces más gruesas y por el aporte de sedimentos proveniente de las mareas y tormentas (Day *et al.*, 1987).

Caída de hojarasca

Se sabe que la variabilidad espacial de la caída de hojarasca responde a factores como las aportaciones de agua dulce, salinidad intersticial y aportes de nutrientes (Adame *et al.*, 2013; Boto y Wellington, 1983; Santini, Reef, Lockington y Lovelock, 2015). En este estudio se observaron diferencias significativas en la salinidad intersticial entre sitios relacionadas con los aportes de agua dulce vía subterránea en la zona interna, las cuales se reflejan en la estructura del manglar (Tabla 1). Sin embargo, estas diferencias de salinidad no se ven reflejadas en la caída de hojarasca entre sitios ya que el coeficiente de correlación (r^2) del promedio mensual de la caída de hojarasca y salinidad intersticial ($r^2 = 0.14$ en la zona interna y $r^2 = 0.09$ en la zona de la boca) son bajos. Esto sugiere que el flujo de carbono por captura y recambio de la hojarasca en la laguna de Celestún estaría modulado por otros factores como el contenido de nutrientes en los sedimentos o el hidroperiodo (Castañeda-Moya *et al.*, 2011). En manglares de ambientes cársticos las características estructurales y funcionales suelen estar limitadas por la disponibilidad del P debido a que este elemento forma enlaces con el carbonato de calcio (Coronado-Molina *et al.*, 2012; Kathiresan y Bingham, 2001), por lo que este nutriente es uno de los factores de mayor importancia en las tasas de caída de hojarasca en ambientes cársticos. Se ha registrado que la caída de hojarasca en diferentes tipos de manglares de la Península de Yucatán está modulada principalmente por el contenido de fósforo total en los sedimentos (Adame *et al.*, 2013), mientras que en manglares de áreas con influencia de ríos la mayor proporción de agua dulce durante las inundaciones de la época de lluvias favorecen mayores caídas de hojarasca y, en particular, estructuras reproductivas (Day *et al.*, 1996; Aké-Castillo *et al.*, 2006; Utrera-López y Moreno-Casasola, 2008), sugiriendo que hay reducción de estrés fisi-

ológico por la salinidad que favorece canalizar recursos a la reproducción (Santini *et al.*, 2015).

Durante la temporada de secas la disminución de la precipitación favorece al aumento de la temperatura y evapotranspiración que incrementan la concentración de sales, lo cual produce estrés hídrico que genera un alto costo energético para el manglar, el cual responde con la caída de hojas reflejándose en el aumento de este flujo de carbono hacia el suelo del manglar. Este patrón ha sido observado en otros bosques de manglar (Coronado-Molina *et al.*, 2012; Day *et al.*, 1987; Shunula y Whittick, 1999) por lo que variaciones en el clima podrían tener efectos en el ciclo de carbono de estos bosques.

Descomposición

La hojarasca tiende a descomponerse rápidamente dentro del manglar y se ha observado que en las primeras semanas hay pérdida de biomasa debido a las altas tasas de lixiviación (Li y Ye, 2014) de compuestos orgánicos solubles y minerales inorgánicos (K, Ca, Mg, Mn). Esta lixiviación tiene un periodo que va de horas, días hasta semanas, y es responsable de pérdidas de entre 18% y 30% de masa de C, N y P (Davis, Coronado-Molina, Childers y Day, 2003). En este estudio, durante las primeras 24 horas ocurrió la disminución del ~ 14%, 17% y 20% de la biomasa inicial para la temporada de secas, lluvias y nortes respectivamente, este comportamiento fue consistente en ambos sitios y tratamientos. Resultados similares de pérdida de peso de 10% - 20% después de 24 horas indican que la hojarasca contiene altas concentraciones de compuestos de fácil lixiviación (Chale, 1993; Davis y Childers, 2007).

El efecto del tamaño de malla no fue significativo dentro del sitio, únicamente lo fue cuando se tomó en cuenta la interacción entre los sitios (Tabla 3), sugiriendo que la presencia de organismos consumidores de hojarasca sí contribuye al proceso de descomposición, pero no de manera significativa como en otros bosques de manglar donde la presencia de cangrejos juega un papel importante en este proceso. En la zona de la boca donde se observó durante las campañas de muestreo la presencia



de cangrejos, la velocidad de descomposición pudo verse afectada (Tabla 4), ya que estos pueden acelerar el proceso de descomposición mediante la degradación del tejido de las hojas, por el consumo directo o ya sea por ruptura del tejido y formación de partículas más pequeñas (Camilleri, 1992; Middleton y McKee, 2001). Las condiciones de mayor salinidad e influencia de la marea en esta zona podrían favorecer la presencia de este tipo de organismos (Feller, 1995; Robertson y Duke, 1987). En la zona interna no se observaron cangrejos durante el tiempo que duró el experimento.

El efecto del sitio en la tasa de descomposición de la hojarasca del manglar de franja fue significativo (Tabla 3). La descomposición de la hojarasca en la zona interna es más lenta, esta condición podría estar contribuyendo a la acumulación de materia orgánica en el suelo del manglar, lo cual se ve reflejado en mayores almacenes de carbono en los sedimentos (Fig. 3). En esta zona se ha observado que la amplitud de la marea es menor respecto a la de la zona de la boca (Casares-Salazar y Mariño-Tapia, 2016) y, en consecuencia, su penetración al manglar es menor, con lo que la exportación de materia partícula del proceso de descomposición durante el reflujo hacia la laguna es menor. El enfoque de ecosistema y la estrategia metodológica de incluir en un mismo estudio el análisis de los almacenes y flujos de carbono de bosques de manglar utilizado en este estudio permite observar la manera en la que se conectan estos dos componentes del ciclo del carbono en este manglar de franja.

La concentración de carbono total (CT) en la descomposición de *R. mangle* muestra disminución inicial en las primeras semanas, la cual ocurre por la lixiviación de compuestos solubles como taninos que representan de 5% a 6% de hojas senescentes y carbohidratos no estructurales como azúcares y almidones, los cuales pueden ser fácilmente utilizados por microorganismos (Benner, Peele y Hodson, 1986; Mfilinge, Atta y Tsuchiya, 2002). En este estudio, posterior a la disminución de la concentración de CT, hubo un incremento en ambas zonas y en diferentes épocas, lo cual se debió probablemente a la

lenta degradación de carbohidratos estructurales como lignina y celulosa, los cuales constituyen la mayor fracción de la biomasa de la hojarasca en descomposición y tienden a ser muy resistentes, y a la incorporación de carbono de bacterias y hongos que contribuyen a largo plazo a la descomposición total e incorporación a los sedimentos del humus formado (Mfilinge *et al.*, 2002, Teutli-Hernández 2017).

CONCLUSIONES

El manglar de franja de Celestún, que se desarrolla en el escenario geomorfológico de laguna costera cárstica y que está sometido al gradiente de salinidad, presenta variaciones en la estructura de la vegetación. En la zona interna hay árboles más altos (11 m) y domina *L. racemosa*, mientras que en la zona de la boca los árboles son de menor altura (8 m) y domina *A. germinans*. Sin embargo, la caída de hojarasca no presentó diferencias significativas entre zonas, pero sí entre temporadas, sugiriendo que la variabilidad estacional de la caída de hojarasca está relacionada con el contenido de nutrientes en los sedimentos modulado por aportación de agua de marea o subterránea.

Al situarse en la zona de conexión de la laguna con el mar, la zona de la boca está más expuesta a la influencia del flujo-reflujo de la marea. Esto favorece que el remanente de biomasa por descomposición sea menor, tal vez por exportación y por estar más tiempo en condiciones secas que aceleran la pérdida de biomasa. Lo anterior se refleja en un menor almacén de carbono en los sedimentos respecto a los resultados de la zona interna. Esta última presenta menor salinidad intersticial como resultado de las descargas de agua subterránea, favoreciendo mejor estructura de la vegetación, mayor caída de hojarasca y menores tasas de descomposición de este material, dando como resultado mayor almacén de carbono aéreo y subterráneo. En este estudio se observó una conexión importante de la hidrología, a través de la salinidad intersticial, con los flujos y almacenes de carbono en estos bosques de manglar de franja. Es probable

que variaciones en el clima a través de los patrones de precipitación que influyen en los gradientes de salinidad de los ecosistemas costeros puedan provocar variaciones en el ciclo de carbono de estos bosques.

RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el proyecto 254175, y beca doctoral de Andrea Camacho. Al Laboratorio de Producción Primaria del Cinvestav por el apoyo en campo y laboratorio.

REFERENCIAS

- Adame, M. F., & Lovelock, C. E. (2011). Carbon and nutrient exchange of mangrove forests with the coastal ocean. *Hydrobiologia*, 663(1), 23-50. doi: 10.1007/s10750-010-0554-7
- Adame, M. F., Zaldívar-Jiménez, A., Teutli, C., Caamal, J. P., Andueza, M. T., López-Adame, H., Cano, R., Hernández-Arana, H., Torres-Lara, R., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Drivers of mangrove litterfall within a karstic region affected by frequent hurricanes. *Biotropica*, 45(2), 147-154. doi: 10.1111/btp.12000
- Aké-Castillo, J. A., Vázquez, G., & López-Portillo, J. (2006). Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia*, 559(1), 101–111. doi: 10.1007/s10750-010-0554-7
- Alongi, D. M., & Brinkman, R. (2011). Hydrology and biogeochemistry of mangrove forests. In D. F. Levia, D. Carlyle-Moses, & T. Tanaka (Eds.), *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions* (pp. 203-219). Dordrecht: Springer Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_10
- Benner, R., Peele, E. R., & Hodson, R. E. (1986). Microbial utilization of dissolved organic matter from leaves of the red mangrove, *Rhizophora mangle*, in the Fresh Creek estuary, Bahamas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 23(5), 607-619. doi: 10.1016/0272-7714(86)90102-2
- Boto, K. G., & Wellington, J. T. (1983). Phosphorus and nitrogen nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Marine Ecology-Progress Series*, 11(1), 63-69. doi:10.3354/MEPS011063
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., Kristensen, E., Lee, S. Y., Marchand, C., Middelburg, J. J., Rivera-Monroy, V. H., Smith III, T. J., & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2), 1-12. doi:10.1029/2007GB003052.
- Bouillon, S., Koedam, N., Raman, A., & Dehairs, F. (2002). Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia*, 130(3), 441-448. doi: 10.1007/s004420100814
- Camilleri, J. C. (1992). Leaf-litter processing by invertebrates in a mangrove forest in Queensland. *Marine Biology*, 114(1), 139-145. doi: 10.1007/BF00350863
- Casares-Salazar, R., & Mariño-Tapia, I. (2016). Influence of the remote forcing and local winds on the barotropic hydrodynamics of an elongated coastal lagoon. *Journal of Coastal Research*, 32(1), 116–130. doi: 10.2112/JCOASTRES-D-14-00146.1
- Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., Marx, B. D., Coronado-Molina, C., & Ewe, S. M. L. (2011). Patterns of root dynamics in mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. *Ecosystems*, 14(7), 1178–1195. doi: 10.1007/s10021-011-9473-3
- Chale, F. M. M. (1993). Degradation of mangrove leaf litter under aerobic conditions. *Hydrobiologia*, 257(3), 177-183. doi: 10.1007/BF00765010
- Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., & Morris, G. (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10(2), 110–121. doi: 10.2307/2388013
- Coronado-Molina, C., Alvarez-Guillen, H., Day, J. W., Reyes, E., Pérez, B. C., Vera-Herrera, F., & Twilley, R. (2012). Litterfall dynamics in carbonate and deltaic mangrove ecosystems in the Gulf of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 20(2), 123-136. doi: 10.1007/s11273-012-9249-3
- Davis, S. E., & Childers, D. L. (2007). Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red



- mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(1), 194-201. doi: 10.1016/j.ecss.2006.07.010
- Davis, S. E., Coronado-Molina, C., Childers, D. L., & Day, J. W. (2003). Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades. *Aquatic Botany*, 75(3), 199-215. doi: 10.1016/S0304-3770(02)00176-6
- Day, J. W., Conner, W. H., Ley-Lou, F., Day, R. H., & Machado-Navarro, A. (1987). The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquatic Botany*, 27(3), 267-284. doi: 10.1016/0304-3770(87)90046-5
- Day, J. W., Coronado-Molina, C., Vera-Herrera, F. R., Twilley, R., Rivera-Monroy, V. H., Alvarez-Guillen, H., Day, R., & Conner, W. (1996). A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexican mangrove forest. *Aquatic Botany*, 55(1), 39-60. doi: 10.1016/0304-3770(96)01063-7
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293-297. doi: 10.1038/ngeo1123
- Feller, I. C. (1995). Effects of nutrient enrichment on growth and herbivory of dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle*). *Ecological Monographs*, 65(4), 477-505. doi: 10.2307/2963499
- García, E., & Mosiño, P. (1992). *Los climas de México* (Vol. 2). México, D. F.: Instituto de Geografía, UNAM.
- Herrera-Silveira, J. A. (1994). Spatial heterogeneity and seasonal patterns in a tropical coastal lagoon. *Journal of Coastal Research*, 10(3), 738-746. <https://www.jstor.org/stable/4298266>
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., y Telszewski, M. (Eds.). (2014). Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Arlington, Virginia, USA: Conservation International/Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO/International Union for Conservation of Nature.
- Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81-251. doi: 10.1016/S0065-2881(01)40003-4
- Kauffman, J. B., & Donato, D. (2012). *Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest*. Working Paper 86. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Kauffman, J. B., Donato, D., & Adame, M. F. (2013). *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Lee, S. Y. (1990). Primary productivity and particulate organic matter flow in an estuarine mangrove-wetland in Hong Kong. *Marine Biology*, 106(3), 453-463. doi: 10.1007/BF01344326
- Li, T., & Ye, Y. (2014). Dynamics of decomposition and nutrient release of leaf litter in *Kandelia obovata* mangrove forests with different ages in Jiulongjiang Estuary, China. *Ecological Engineering*, 73, 454-460. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.102
- Mackey, A. P., & Smail, G. (1996). The decomposition of mangrove litter in a subtropical mangrove forest. *Hydrobiologia*, 332(2), 93-98. doi: 10.1007/BF00016688
- Méndez-Alonso, R., López-Portillo, J., & Rivera-Monroy, V. H. (2008). Latitudinal variation in leaf and tree traits of the mangrove *Avicennia germinans* (Avicenniaceae) in the central region of the Gulf of Mexico. *Biotropica*, 40(4), 449-456. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00397.x
- Mfilinge, P., Atta, N., & Tsuchiya, M. (2002). Nutrient dynamics and leaf litter decomposition in a subtropical mangrove forest at Oura Bay, Okinawa, Japan. *Trees*, 16(2-3), 172-180. doi: 10.1007/s00468-001-0156-0
- Middleton, B. A., & McKee, K. L. (2001). Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology*, 89(5), 818-828. doi: 10.1046/j.0022-0477.2001.00602.x
- Perry, E., Marín, L., McClain, J., & Velázquez, G. (1995). Ring of cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology*, 23(1),

- 17–20 doi: 10.1130/0091-7613(1995)023<0017:ROCSN
Y>2.3.CO;2
- Pool, D. J., Snedaker, S. C., & Lugo, A. E. (1977). Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica*, 9(3), 195-212. doi: 10.2307/2387881
- Prescott, C. E. (2010). Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, 101, 133–149. doi: 10.1007/s10533-010-9439-0
- Robertson, A. I., & Duke, N. C. (1987). Insect herbivory on mangrove leaves in North Queensland. *Austral Ecology*, 12(1), 1-7. doi: 10.1111/j.1442-9993.1987.tb00921.x
- Santini, N. S., Reef, R., Lockington, D. A., & Lovelock, C. E. (2015). The use of fresh and saline water sources by the mangrove *Avicennia marina*. *Hydrobiologia*, 745(1), 59-68. doi: 10.1007/s10750-014-2091-2
- Shunula, J. P., & Whittick, A. (1999). Aspects of litter production in mangroves from Unguja Island, Zanzibar, Tanzania. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49(1), 51–54. doi: 10.1016/S0272-7714(99)80008-0
- Teutli-Hernández, C. (2017). *Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar*. Tesis de doctorado, Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- Twilley, R. R. (1985). The exchange of organic carbon in basin mangrove forests in a southwest Florida estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20(5), 543-557. doi: 10.1016/0272-7714(85)90106-4
- Twilley, R. R. (1995). Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. Chapter 7. En Charles A. S. Hall, (Ed.), *Maximum power: The ideas and Applications of H. T. Odum*. (pp. 43-62). Colorado: University Press of Colorado.
- Twilley, R. R., & Chen, R. (1998). A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Marine and Freshwater Research*, 49(4), 309-323. doi: 10.1071/MF97220
- Twilley, R. R., & Day, J. W. (1999). The productivity and nutrient cycling of mangrove, ecosystem. En A. Yáñez-Arancibia, & A. L. Lara-Domínguez (Eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pp. 127-152). USA: Instituto de Ecología/UICN/ORMA/NOAA/NMFS.
- Utrera-López, M. E., & Moreno-Casasola, P. (2008). Mangrove litter dynamics in la Mancha Lagoon, Veracruz, Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 16(1), 11-22. doi: 10.1007/s11273-007-9042-x
- Woodroffe, C. D. (1983). Development of mangrove forests from a geological perspective. En H. J. Teas (Ed.), *Biology and ecology of mangroves* (pp. 1-17). Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-94-017-0914-9_1

Manuscrito recibido el 28 de agosto de 2018

Aceptado el 20 de octubre de 2020

Publicado el 29 de octubre de 2021

Este documento se debe citar como:

Camacho-Rico, A., Herrera-Silveira, J., Caamal-Sosa, J. P., & Teutli-Hernández, C. (2021). Influencia de la salinidad en el almacén y flujos de carbono en manglares de franja de una zona cárstica. *Madera y Bosques*, 27(4), 2742426. doi:10.21829/myb.2021.2742426



Madera y Bosques, por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional.