

Above-ground biomass and carbon sequestration in mangroves in the arid area of the northwest of Mexico: Bahía del Tóbari and Estero El Sargento, Sonora

Biomasa aérea y captura de carbono en manglares de la zona árida del noroeste de México: Bahía del Tóbari y estero El Sargento, Sonora

Ana L. Bautista-Olivas¹; Mayra Mendoza-Cariño^{2*}; Julio Cesar-Rodriguez¹; Christian E. Colado-Amador¹; Carlos A. Robles-Zazueta¹; Alf E. Meling-López³

¹Universidad de Sonora, Departamento de Agricultura y Ganadería. Carretera Bahía de Kino km 21. A. P. 305. Hermosillo, Sonora, México.

²Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Batalla 5 de mayo s/n esquina Fuerte de Loreto, col. Ejército de Oriente. C. P. 09230. Iztapalapa, Ciudad de México, México.

³Universidad de Sonora, Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Rosales y bulevar Luis Donaldo Colosio M., col. Centro. C. P. 83000. Hermosillo, Sonora, México.

*Corresponding author: maymc_zaragoza@yahoo.com.mx, tel.: +52 (55) 5623 0754.

Abstract

Introduction: Mangroves are the largest carbon sinks and contribute to mitigate the effects of global climate change.

Objective: To estimate the above-ground biomass (AB) of El Sargento estuary and Bahía del Tóbari, to compare the carbon stocks between both places.

Materials and methods: Measurements were taken from May 2014 to November 2015. The species were identified, and tree diameter, height and canopy cover were measured in 16 plots of 10 x 10 m. The AB was estimated with allometric equations and was related to the carbon content by the factor 0.5. The statistically significant differences between the carbon contents of both study sites were detected with the *T* test for independent samples.

Results and discussion: The AB in El Sargento estuary was estimated between 108.1 and 316.78 Mg·ha⁻¹ with predominance of *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (60 %); in Bahía del Tóbari, the AB varied between 72.12 and 130 Mg·ha⁻¹, prevailing *Avicennia germinans* (L.) L. (83.4 %). In both sites *Rhizophora mangle* L. was found marginally. Total carbon storage was greater in El Sargento (with a range of 54.1 to 158.4 Mg C·ha⁻¹) compared to Bahía del Tóbari (36.1 to 65.5 Mg C·ha⁻¹); the difference was statistically significant (*F* = 0.01; *P* = 0.02).

Conclusion: The difference in the carbon reserves of the study sites is related to the good species development and diversity of a pristine environment (El Sargento), compared to another severely impacted environment (Bahía del Tóbari).

Keywords: *Avicennia germinans*; *Laguncularia racemosa*; *Rhizophora mangle*; greenhouse gases, carbon sink.

Resumen

Introducción: Los manglares son los mayores sumideros de carbono y contribuyen a mitigar los efectos del cambio climático global.

Objetivo: Estimar la biomasa aérea (BA) del estero El Sargento y de la Bahía del Tóbari, para comparar los almacenes de carbono entre ambos lugares.

Materiales y métodos: Las mediciones se realizaron en mayo de 2014 a noviembre de 2015. Las especies se identificaron, y el diámetro de árboles, altura y cobertura del dosel se midieron en 16 parcelas de 10 x 10 m. La BA se estimó con ecuaciones alométricas y se relacionó con el contenido de carbono mediante el factor 0.5. Las diferencias estadísticamente significativas entre los contenidos de carbono de ambos sitios de estudio se detectaron con la prueba *t* para muestras independientes.

Resultados y discusión: La BA en el estero El Sargento se estimó entre 108.1 y 316.78 Mg·ha⁻¹ con predominancia de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (60 %); en Bahía del Tóbari, la BA varió entre 72.12 y 130 Mg·ha⁻¹, prevaleciendo *Avicennia germinans* (L.) L. (83.4 %). En los dos sitios se encontró *Rhizophora mangle* L. de manera marginal. El almacén total de carbono fue mayor en El Sargento (con un rango de 54.1 a 158.4 Mg C·ha⁻¹) que en Bahía del Tóbari (36.1 a 65.5 Mg C·ha⁻¹); la diferencia fue estadísticamente significativa (*F* = 0.01; *P* = 0.02).

Conclusión: La diferencia en las reservas de carbono de los lugares de estudio se relaciona con el buen desarrollo y diversidad de especies de un medio ambiente prístino (El Sargento), en comparación con otro severamente impactado (Bahía del Tóbari).

Palabras clave: *Avicennia germinans*; *Laguncularia racemosa*; *Rhizophora mangle*; gases de efecto invernadero; sumidero de carbono.

Introduction

Human activities emit significant amounts of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) into the atmosphere, contributing to the increase in the concentration of greenhouse gases (GHG) with consequences on global climate change (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2013). This situation worries scientists and society as a whole, since GHGs increased since the industrial era began in 1750: CO₂ increased 30 %; CH₄, 100 %; and N₂O, 15 % (Olivo & Soto-Olivo, 2010). The use of natural resources has elevated the concentrations of CO₂ in the atmosphere. In 2000, a total of 23.5 Gt were estimated worldwide; 60 % from stationary sources (World Meteorological Organization-United Nations Environment Program [WMO-UNEP], 2005). In 2004, emissions were attributed to the energy sector (25.9 %), industrial sector (19.4 %), forestry sector (17.4 %) and agricultural sector (13.5 %) (IPCC, 2007).

Wetlands store 40 % of the carbon generated on the planet (Moya, Hernández, & Borrell, 2005). The most representative are mangroves, submerged grasses, deltaic floodplains, estuaries, lakes and low flood forests (Yáñez-Arancibia & Day, 2010); together, they occupy between 4 and 6 % of the world's territory (Mistch & Gosselink, 2000). At a global scale there are 13.8 million ha of mangrove distributed in Asia (34 to 42 %), Indonesia (23 %), Africa (20 %), North and Central America (15 %), Oceania (12 %), South America (11 %) and Australia (7 %) (Kauffman, Heider, Norfolk, & Payton, 2014). According to Kauffman et al. (2013), 64 % of mangroves are concentrated in 10 countries: 42 % in Indonesia, Brazil, Australia and Mexico; the most diverse are located in Asia. Indonesia ranks first with 2 986 496 ha and Mexico ranks fifth with 964 438 ha (Hutchison, Manica, Swetnam, Balmford, & Spalding, 2014). In 2015, the Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) reported 775 555 ha.

In comparison with other ecosystems, mangroves have a potential impact on the global carbon flux (Dittmar, Hertkorn, Kattner, & Lara, 2006), because mangroves have the highest carbon sequestration rate (Bevrik & Homburg, 2004): up to 1.023 Mg·ha⁻¹ in soil (Donato et al., 2011) and 7.4 Mg·ha⁻¹ in biomass (Lema & Polanía, 2006). In Mexico, the reserve of carbon in the wetlands has been estimated at 282 Mg·ha⁻¹, of which 223 Mg·ha⁻¹ correspond to biomass and 105 Mg·ha⁻¹ are found in soil, dead trees and fallen branches, while the rest is part of the decomposing matter, forest products and fossil fuels (Masera, Cerón, & Ordóñez, 2001). Recently, in Mexico, the total reserve of organic carbon in soil has been estimated at 2.21 Pg (Cartus et al., 2014), 30 % higher than the 1.69 Pg reported by the FAO (Food and Agriculture Organization) in 2010.

Introducción

Las actividades humanas emiten cantidades importantes de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nítrico (N₂O) a la atmósfera, contribuyendo al incremento en la concentración de los gases de efecto invernadero (GEI) con repercusiones en el cambio climático global (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2013). Esta situación preocupa a los científicos y a la sociedad en general, ya que los GEI aumentaron desde que la era industrial inició en 1750: el CO₂ incrementó 30 %; el CH₄, 100 %; y el N₂O, 15 % (Olivo & Soto-Olivo, 2010). El uso de los recursos naturales ha elevado las concentraciones de CO₂ en la atmósfera. En el año 2000 se estimaron 23.5 Gt a escala mundial; 60 % proveniente de fuentes estacionarias (Organización Meteorológica Mundial-Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [OMM-PNUMA], 2005). En el 2004, las emisiones se atribuyeron a los sectores energético (25.9 %), industrial (19.4 %), silvícola (17.4 %) y agrícola (13.5 %) (IPCC, 2007).

Los humedales almacenan 40 % del carbono generado en el planeta (Moya, Hernández, & Borrell, 2005). Los más representativos son los manglares, los pastos sumergidos, las llanuras de inundación deltaicas, los estuarios, lagos y selvas bajas inundables (Yáñez-Arancibia & Day, 2010); en conjunto, ocupan entre 4 y 6 % del territorio mundial (Mistch & Gosselink, 2000). A escala global existen 13.8 millones de ha de manglar distribuidas en Asia (34 a 42 %), Indonesia (23 %), África (20 %), Norte y Centroamérica (15 %), Oceanía (12 %), Sudamérica (11 %) y Australia (7 %) (Kauffman, Heider, Norfolk, & Payton, 2014). De acuerdo con Kauffman et al. (2013), 64 % de los manglares se concentra en 10 países: 42 % en Indonesia, Brasil, Australia y México; los más diversos se encuentran en Asia. Indonesia ocupa el primer lugar con 2 986 496 ha y México ocupa el quinto con 964 438 ha (Hutchison, Manica, Swetnam, Balmford, & Spalding, 2014). En 2015, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) reportó 775 555 ha.

En comparación con otros ecosistemas, los manglares tienen un impacto potencial en el flujo global de carbono (Dittmar, Hertkorn, Kattner, & Lara, 2006), ya que presentan la mayor tasa de captura (Bevrik & Homburg, 2004): hasta 1.023 Mg·ha⁻¹ en suelo (Donato et al., 2011) y 7.4 Mg·ha⁻¹ en biomasa (Lema & Polanía, 2006). En México, la reserva de carbono en los humedales se ha estimado en 282 Mg·ha⁻¹, de los cuales, 223 Mg·ha⁻¹ corresponden a la biomasa y 105 Mg·ha⁻¹ se encuentran en el suelo, árboles muertos y ramas caídas, mientras que el resto forma parte de la materia en descomposición, productos forestales y combustibles fósiles (Masera, Cerón, & Ordóñez, 2001). Recientemente, en México, la reserva forestal total de carbono orgánico en el suelo se ha estimado en 2.21 Pg

Mangrove coverage in Mexico decreased 10 % in the 25 years prior to 2014 (Valderrama et al., 2014) with an annual deforestation rate of 2.5 % (Instituto Nacional de Ecología [INE], 2005). The deterioration of mangroves in the last half century (30 to 50 %) allowed to estimate the loss of their functionality in only 100 years (Duke et al., 2007), because, when intervening, they become vulnerable to methanogenesis (production of CH₄ by microorganisms) (Purvaja & Ramesh, 2001); because logging decreases biomass and releases CO₂ and CH₄, mangroves reverse their carbon sequestration capacity and become GHG emitters (Troxler et al., 2015).

In Mexico, little has been studied about the dynamics of CO₂ and CH₄ exchange, and carbon accumulation in wetland soils (Hernandez, 2009), therefore studies are required to determine global flows with precision (Betancourt-Portela, Parra, & Villamil, 2013). For the above, the objectives of this study were: i) to estimate the above-ground biomass and carbon content in live trees from El Sargento and Bahía del Tóbari in Sonora, using allometric equations, and ii) to compare carbon stocks of both mangroves. The hypothesis establishes that carbon stock in the above-ground biomass is greater in El Sargento, because it presents natural conditions that favor the development of biomass and carbon sequestration.

Materials and methods

Study area

The present study was carried out in the estuary El Sargento and Bahía del Tóbari in Sonora, in the arid zone of northern Mexico. The areas have a different degree of anthropogenic pressure, but similar atmospheric conditions: very dry and warm climate, mean annual temperature greater than 22 °C, warm summer and intermediate rainfall regime between summer and winter (BW[h']hw) (García & CONABIO, 1998).

El Sargento is located between the coordinates 29° 19' - 29° 34' NL and 112.3°-112° 22' WL (Figure 1), covers 717 ha and 7 km long (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). The estuary represents a pristine zone of the Gulf of California (López-Medellín, Acosta-Velázquez, & Vázquez-Lule, 2009), where white mangrove species (*Laguncularia racemosa* [L.] Gaertn), black mangrove species (*Avicennia germinans* [L.] L.) and red mangrove species (*Rhizophora mangle* L.) are housed, which are considered under threat in the NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010).

The Bahía del Tóbari is located between the coordinates 27° 01' - 27° 07' NL and 109° 54' - 110° 03' 18" WL (Figure 1), it occupies 16 700 ha and is part of the Protection Area of Flora and Fauna "Islas del Golfo de

(Cartus et al., 2014), cantidad 30 % mayor con respecto a los 1.69 Pg reportados por la FAO (Food and Agriculture Organization) en 2010.

La cobertura de manglar en México disminuyó 10 % en los 25 años previos a 2014 (Valderrama et al., 2014) con una tasa de deforestación anual de 2.5 % (Instituto Nacional de Ecología [INE], 2005). El deterioro de los manglares en el último medio siglo (30 a 50 %) permitió estimar la pérdida de su funcionalidad en solo 100 años (Duke et al., 2007), ya que, al intervenir en ellos, se tornan vulnerables a la metanogénesis (producción de CH₄ por microorganismos) (Purvaja & Ramesh, 2001); debido a que la tala disminuye la biomasa y libera CO₂ y CH₄, los manglares revierten su capacidad de captura de carbono y se transforman en emisores de GEI (Troxler et al., 2015).

En México, poco se ha estudiado sobre la dinámica de intercambio de CO₂ y CH₄, y la acumulación de carbono en suelos de humedales (Hernández, 2009), por lo que se requieren investigaciones para determinar los flujos globales con precisión (Betancourt-Portela, Parra, & Villamil, 2013). Por lo anterior, los objetivos de este trabajo fueron: i) estimar la biomasa aérea y el contenido de carbono en árboles vivos de El Sargento y de la Bahía del Tóbari en Sonora, mediante ecuaciones alométricas, y ii) comparar las reservas de carbono de ambos manglares. La hipótesis establece que el almacén de carbono en el componente aéreo es mayor en El Sargento, por presentar condiciones naturales que favorecen el desarrollo de la biomasa y de la captura de carbono.

Materiales y métodos

Área de estudio

La investigación se realizó en el estero El Sargento y en la Bahía del Tóbari en Sonora, en la zona árida del norte de México. Las áreas tienen grado distinto de presión antropogénica, pero condiciones atmosféricas similares: clima muy seco y cálido, temperatura media anual mayor de 22 °C, verano cálido y régimen de lluvias intermedio entre verano e invierno (BW[h']hw) (García & CONABIO, 1998).

El Sargento se ubica entre las coordenadas 29° 19' - 29° 34' LN y 112.3°-112° 22' LO (Figura 1), abarca 717 ha y 7 km de longitud (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). El estero representa una zona prístina del golfo de California (López-Medellín, Acosta-Velázquez, & Vázquez-Lule, 2009), donde albergan especies de mangle blanco (*Laguncularia racemosa* [L.] Gaertn), negro (*Avicennia germinans* [L.] L.) y rojo (*Rhizophora mangle* L.), consideradas bajo amenaza en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2010).

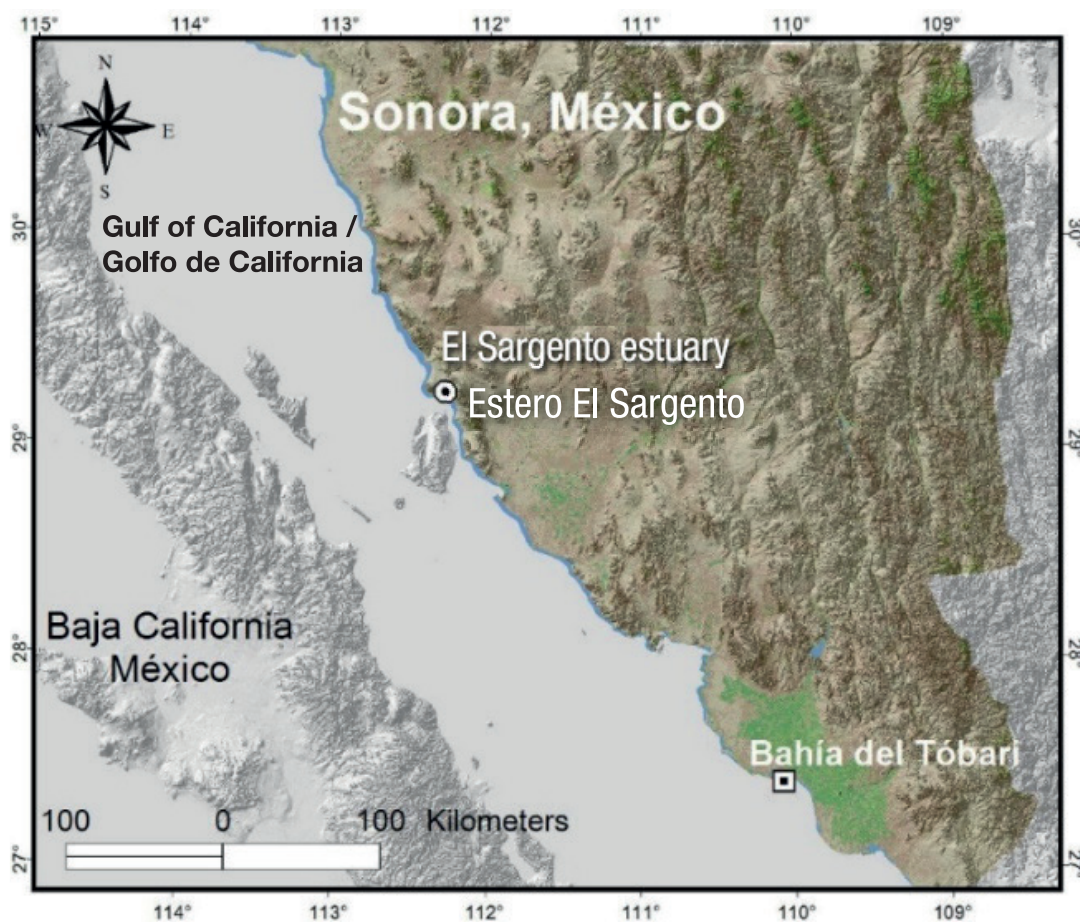


Figure 1. Location of El Sargento estuary and Bahía del Tóbari in Sonora, México.

Figura 1. Localización del estero El Sargento y Bahía del Tóbari en Sonora, México.

California” (Carmona et al., 2015). The body of water has deteriorated due to the construction of the road to Huivulai Island, pollution and sedimentation, which together modify the natural hydrodynamic circulation and interrupt the natural marine cleaning and vent streams (Domínguez, 2010).

Field research

The measurements were made from May 2014 to November 2015. In both study sites, an arrangement of 16 plots of 10 x 10 m was drawn. In each plot, two subplots of 4 x 4 m were established (Figure 2). In the plots of 100 m², the mangrove species were identified; live trees were counted; trees with a diameter at breast height (DBH; 1.3 m) greater than 5 cm were measured with a measuring tape; height and width of canopy were obtained with the technique of Kauffman et al. (2013). In *R. mangle*, DBH was measured based on the highest root. In subplots of 16 m², DBH trees < 5 cm were measured with the same technique.

La Bahía del Tóbari se localiza entre las coordenadas 27° 01' - 27° 07' LN y 109° 54' - 110° 03' 18" LO (Figura 1), ocupa 16 700 ha y forma parte del Área de Protección de Flora y Fauna “Islas del Golfo de California” (Carmona et al., 2015). El cuerpo de agua se ha deteriorado a causa de la construcción del camino a la Isla Huivulai, la contaminación y el azolvamiento, que en conjunto modifican la circulación hidrodinámica natural e interrumpen las corrientes marinas naturales de limpieza y desfogue (Domínguez, 2010).

Trabajo de campo

Las mediciones se realizaron de mayo de 2014 a noviembre de 2015. En ambos sitios de estudio se trazó un arreglo de 16 parcelas de 10 x 10 m y en cada una, se establecieron dos subparcelas de 4 x 4 m (Figura 2). En las parcelas de 100 m² se identificaron las especies de mangle; se contaron los árboles vivos; los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP; 1.3 m) mayor de 5 cm se midieron con una cinta métrica; y la altura y ancho del dosel se obtuvieron con la técnica de

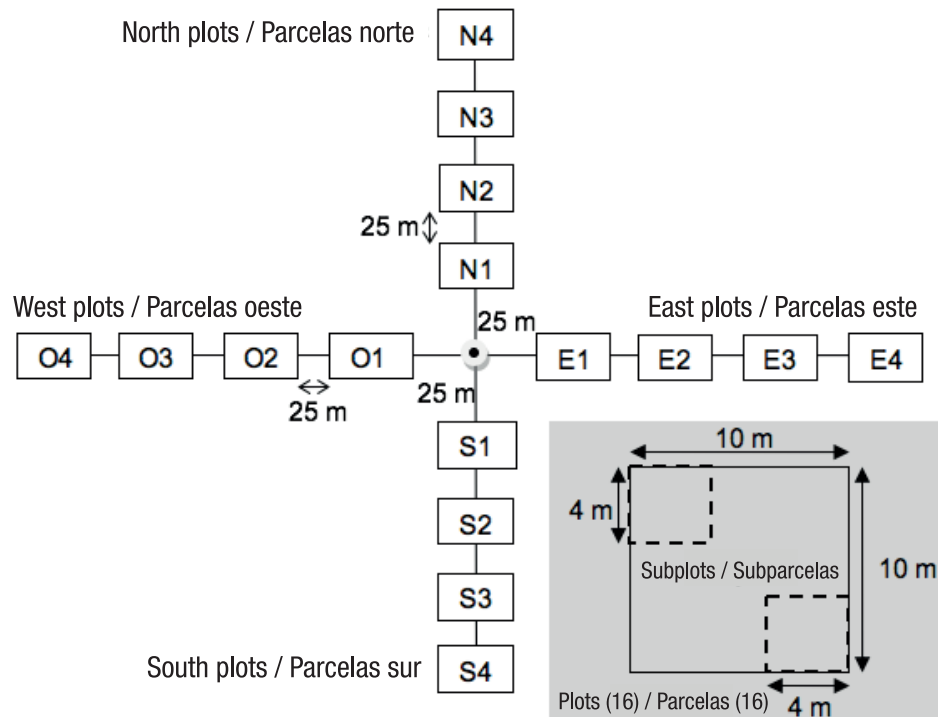


Figure 2. Distribution of plots and sampling design in mangroves of El Sargento estuary and Bahía del Tóbari in Sonora.

Figura 2. Distribución de parcelas y diseño de muestreo en manglares del estero El Sargento y Bahía del Tóbari en Sonora.

Live above-ground biomass and carbon content

The AB was determined with allometric equations (Table 1) and was related to the estimation of carbon content by the factor 0.5 recommended by the IPCC (2013). The total above-ground biomass (TAB) was estimated by adding the average values of AB in correspondence with the species percentage.

Statistical analysis

The statistically significant differences between the means of carbon contents of both study sites, with respect to each mangrove species and global stocks, were detected with the *t* test for independent samples. The homoscedasticity of the data was determined by the *F* test with significance level of 0.05. Analyzes were carried out using the Excel program of Windows 10.

Results and discussion

Table 2 shows the characteristics of the species that make up the mangroves in El Sargento estuary and Bahía del Tóbari in Sonora. Based on the total number

Kauffman et al. (2013). En *R. mangle*, el DAP se midió teniendo como base la raíz más alta. En las subparcelas de 16 m², los árboles de DAP < 5 cm se midieron con la misma técnica.

Biomasa aérea viva y contenido de carbono

La BA se determinó con ecuaciones alométricas (Cuadro 1) y se relacionó con el cálculo del contenido de carbono mediante el factor 0.5 que el IPCC (2013) recomienda. La biomasa aérea total (BAT) se estimó mediante la suma de valores medios de BA en correspondencia con el porcentaje de las especies.

Análisis estadístico

Las diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los contenidos de carbono de ambos sitios de estudio, con respecto a cada especie de mangle y a los almacenes globales, se detectaron con la prueba *t* para muestras independientes. La homoscedasticidad de los datos se determinó mediante la prueba *F* con nivel de significancia de 0.05. Los análisis se realizaron en el programa Excel de Windows 10.

Table 1. Allometric equations to determine the total above-ground biomass in mangrove species of El Sargento estuary and Bahía del Tóbari in Sonora.**Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para determinar la biomasa aérea total en especies de manglar del estero El Sargento y Bahía del Tóbari en Sonora.**

Source/ Fuente	Mangrove species/ Especie de mangle	Allometric equation/ Ecuación alométrica
Day, Conner, Ley-Lou, Day, and Navarro (1987)	Lr	AB = Exp [2.192 * (NL(DBH)) - 1.591]/ BA = Exp [2.192 * (LN(DAP)) - 1.591]
	Ag	AB = Exp [2.302 * (NL(DBH)) - 1.585]/ BA = Exp (2.302 * (LN(DAP)) - 1.585]
	Rm	AB = Exp (2.507 * (NL(DR)) - 1.560]/ BA = Exp (2.507 * (LN(DR)) - 1.560]
Smith and Whelan (2006)	Lr	AB = 10 [^] [1.930 * (LOG ₁₀ (DBH)) - 0.441]/ BA = 10 [^] [1.930 * (LOG ₁₀ (DAP)) - 0.441]
	Ag	AB = 10 [^] [1.934 * (LOG ₁₀ (DBH)) - 0.395]/ BA = 10 [^] [1.934 * (LOG ₁₀ (DAP)) - 0.395]
	Rm	AB = 10 [^] [1.731 * (LOG ₁₀ (DBH)) - 0.112]/ BA = 10 [^] [1.731 * (LOG ₁₀ (DAP)) - 0.112]
	Lr	AB = 0.1023 * (DBH [^] 2.50)/BA = 0.1023 * (DAP [^] 2.50)
Fromard et al. (1998)	Ag	AB = 0.14 * (DBH [^] 2.40)/BA = 0.14 * (DAP [^] 2.40)
	Rm	AB = 0.1282 * (DBH [^] 2.6)/BA = 0.1282 * (DAP [^] 2.6)
	Lr	AB = 0.209 * (DBH [^] 2.24)/BA = 0.209 * (DAP [^] 2.24)
Imbert and Roller (1989)	Ag	AB = 0.0942 * (DBH [^] 2.54)/BA = 0.0942 * (DAP [^] 2.54)
	Rm	AB = 0.178 * (DBH [^] 2.47)/BA = 0.178 * (DAP [^] 2.47)
Chave et al. (2005)	Common equation/ Ecuación común	AB = 0.168 * ρ * (D [^] 2.47)/BA = 0.168 * ρ * (D [^] 2.47)
Komiyama, Pongparn, and Kato (2005)	Common equation/ Ecuación común	AB = 0.251 * ρ * (D [^] 2.46)/BA = 0.251 * ρ * (D [^] 2.46)

Ag = *Avicennia germinans*; Lr = *Laguncularia racemosa*; Rm = *Rhizophora mangle*. AB: above-ground biomass, NL: natural logarithm, DBH: diameter at breast height (cm), ρ: density of wood (Ag = 0.759, Lr = 0.762 [Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales, 1994]; Rm = 0.80 [Richter & Dallwitz, 2000]).

Ag = *Avicennia germinans*; Lr = *Laguncularia racemosa*; Rm = *Rhizophora mangle*. BA: biomasa aérea, LN: logaritmo natural, DAP: diámetro a la altura del pecho (cm), ρ: densidad de la madera (Ag = 0.759, Lr = 0.762 [Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales, 1994]; Rm = 0.80 [Richter & Dallwitz, 2000]).

of trees sampled, a density of 4 406 trees·ha⁻¹ was estimated in El Sargento. The most abundant species was *L. racemosa*, followed by *A. germinans* and *R. mangle*. The *R. mangle* species had the lowest development: DBH of 1.3 cm, trunk height (TH) of 1 m, and canopy width of 0.4 m.

In the Bahía del Tóbari, density was 3 162 trees·ha⁻¹; *A. germinans* predominated over *R. mangle* (Table 2). The latter showed greater development and composition in Bahía del Tóbari (DBH = 8.24 cm, 16.6 %) than in El Sargento (DBH = 1.3 cm, 5.82 %), which suggests the adaptability of the species to the anthropic modifications of the site.

Resultados y discusión

El Cuadro 2 muestra las características de las especies que conforman los manglares en el estero El Sargento y Bahía del Tóbari en Sonora. Con base en el número total de árboles muestreados, en El Sargento se estimó una densidad de 4 406 árboles·ha⁻¹. La especie más abundante fue *L. racemosa*, seguida por *A. germinans* y *R. mangle*. La especie *R. mangle* mostró el menor desarrollo: DAP de 1.3 cm, altura del tronco (AT) de 1 m, y ancho de dosel de 0.4 m.

En la Bahía del Tóbari, la densidad fue de 3 162 árboles·ha⁻¹; *A. germinans* predominó sobre *R. mangle*

Table 2. Characteristics of the species under study in the mangroves of El Sargento and Bahía del Tóbari in Sonora.**Cuadro 2. Características de las especies bajo estudio en los manglares del estero El Sargento y Bahía del Tóbari en Sonora.**

Species/ Especie	DBH (cm)/ DAP (cm)	Trunk height (m)/ Altura de tronco (m)	Canopy width (m)/ Ancho dosel (m)	Canopy height (m)/ Altura dosel (m)	Density (tree·ha ⁻¹)/ Densidad (árbol·ha ⁻¹)	Composition (%)/ Composición (%)
El Sargento						
Lr	8.3 ± 1.3	2.3 ± 0.2	1.1 ± 0.1	1.5 ± 0.1	2 650	60.14
Ag	7.0 ± 1.4	2.1 ± 0.2	1.3 ± 0.3	1.5 ± 0.2	1 500	34.04
Rm	1.3 ± 0.3	1.1 ± 0.3	0.6 ± 0.1	0.4 ± 0.1	256	5.82
Total density (trees·ha ⁻¹)/ Densidad total (árboles·ha ⁻¹)					4 406	100
Bahía del Tóbari						
Ag	4.8 ± 0.5	1.6 ± 0.2	0.9 ± 0.4	1.0 ± 0.4	2 637	83.4
Rm	8.24 ± 1.5	1.8 ± 0.8	0.8 ± 0.3	0.7 ± 0.3	525	16.6
Total density (trees·ha ⁻¹)/ Densidad total (árboles·ha ⁻¹)					3 162	100

Ag = *Avicennia germinans*; Lr = *Laguncularia racemosa*; Rm = *Rhizophora mangle*. DBH: diameter at breast height. ± Standard error of the mean with 95 % confidence interval.

Ag = *Avicennia germinans*; Lr = *Laguncularia racemosa*; Rm = *Rhizophora mangle*. DAP: diámetro a la altura del pecho. ± Error estándar de la media con intervalo de confianza de 95 %.

Determination of the mangrove above-ground biomass

Figure 3 illustrates, graphically, the estimate of AB of the species that make up the mangrove of El Sargento estuary, by means of different allometric equations. In El Sargento, the AB of *L. racemosa* varied between 81.5 (equation of Smith & Whelan, 2006) and 268.8 Mg·ha⁻¹ (equation of Komiyama et al., 2005); in *A. germinans*, between 26.6 (equation of Smith & Whelan, 2006) and 47.9 Mg·ha⁻¹ (equation of Komiyama et al., 2005); and in *R. mangle*, between 0.0064 (equation of Chave et al., 2005) and 0.038 Mg·ha⁻¹ (equation of Smith & Whelan, 2006). The rest of the equations produced intermediate values of those intervals.

In Bahía del Tóbari, the AB of *A. germinans* varied between 60 (equation of Smith & Whelan, 2006) and 104.4 Mg·ha⁻¹ (equation of Komiyama et al., 2005), while in *R. mangle* the AB varied between 12.1 (equation of Smith & Whelan, 2006) and 32.3 Mg·ha⁻¹ (equation of Chave et al., 2005). The other equations provided intermediate values (Figure 4).

In the Atasta peninsula in Campeche, Guerra-Santos et al. (2014) reported AB of 206.07 Mg·ha⁻¹ for *L. racemosa*,

(Cuadro 2). Esta última exhibió mayor desarrollo y composición en Bahía del Tóbari (DAP = 8.24 cm; 16.6 %) que en El Sargento (DAP = 1.3 cm; 5.82 %), lo que sugiere la adaptabilidad de la especie a las modificaciones antrópicas del sitio.

Determinación de biomasa aérea del manglar

La Figura 3 ilustra, gráficamente, la estimación de BA de las especies que conforman el manglar del estero El Sargento, mediante diferentes ecuaciones alométricas. En El Sargento, la BA de *L. racemosa* varió entre 81.5 (ecuación de Smith & Whelan, 2006) y 268.8 Mg·ha⁻¹ (ecuación de Komiyama et al., 2005); en *A. germinans*, entre 26.6 (ecuación de Smith & Whelan, 2006) y 47.9 Mg·ha⁻¹ (ecuación de Komiyama et al., 2005); y en *R. mangle*, entre 0.0064 (ecuación de Chave et al., 2005) y 0.038 Mg·ha⁻¹ (ecuación Smith & Whelan, 2006). El resto de las ecuaciones produjeron valores intermedios de dichos intervalos.

En Bahía del Tóbari, la BA de *A. germinans* varió entre 60 (ecuación Smith & Whelan, 2006) y 104.4 Mg·ha⁻¹ (ecuación Komiyama et al., 2005), mientras que en *R. mangle* varió entre 12.1 (ecuación Smith & Whelan, 2006) y 32.3 Mg·ha⁻¹ (ecuación Chave et al., 2005). Las

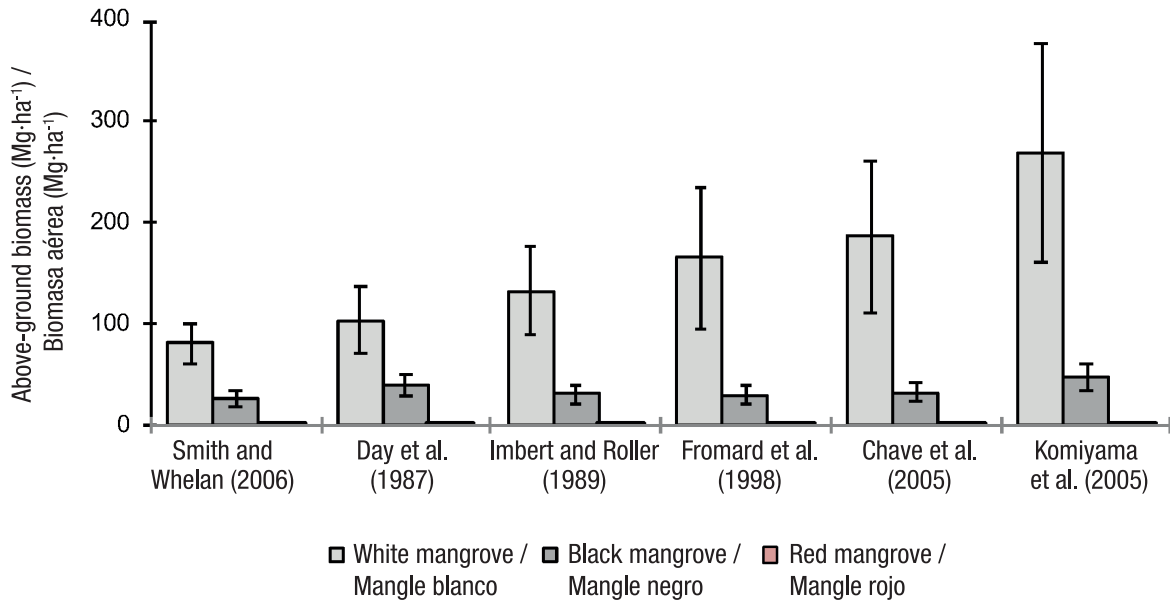


Figure 3. Above-ground biomass of El Sargento mangrove, Sonora, estimated with different allometric equations. The biomass of red mangrove (*Rhizophora mangle*) is lower in comparison with the white mangrove (*Laguncularia racemosa*) and the black mangrove (*Avicennia germinans*). The standard error of the mean with 95 % confidence interval is represented on the bars.

Figura 3. Biomasa aérea del manglar El Sargento, Sonora, estimada con diferentes ecuaciones alométricas. La biomasa de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) es menor en comparación con el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y negro (*Avicennia germinans*). Sobre las barras se representa el error estándar de la media con intervalo de confianza de 95 %.

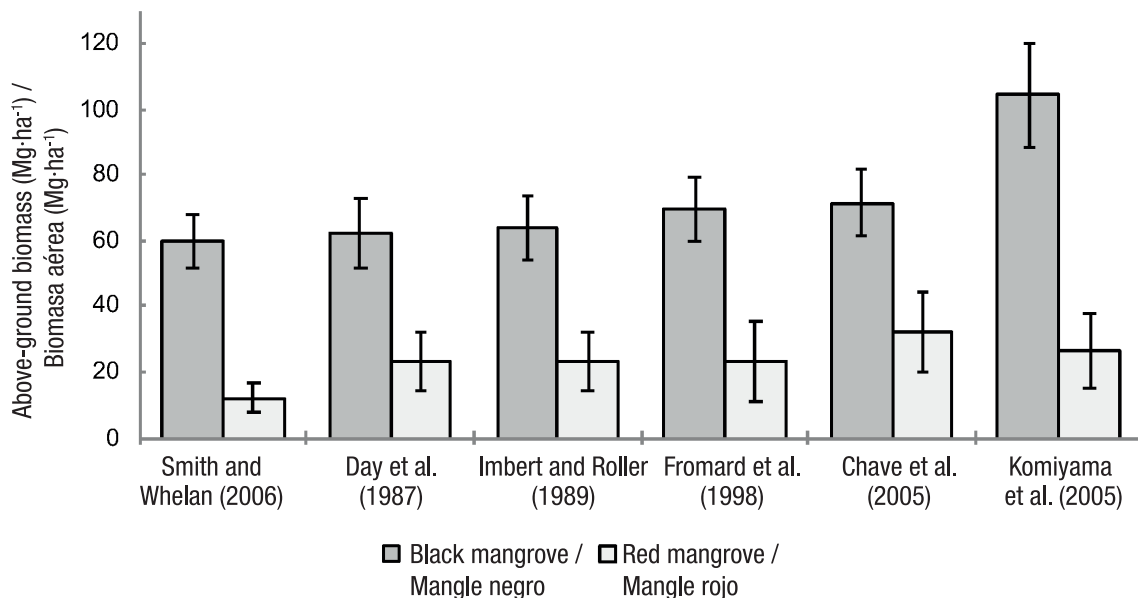


Figure 4. Above-ground biomass of the black mangrove (*Avicennia germinans*) and red mangrove (*Rhizophora mangle*) in Bahía del Tóbari, Sonora, estimated with different allometric equations. The standard error of the mean with 95 % confidence interval is represented on the bars.

Figura 4. Biomasa aérea del mangle negro (*Avicennia germinans*) y rojo (*Rhizophora mangle*) en Bahía del Tóbari, Sonora, estimada con diferentes ecuaciones alométricas. Sobre las barras se representa el error estándar de la media con intervalo de confianza de 95 %.

161.93 Mg·ha⁻¹ for *A. germinans* and 181.70 Mg·ha⁻¹ in *R. mangle*. In the Yucatan Peninsula, Adame et al., (2013) reported 5.3 Mg·ha⁻¹ for *R. mangle* enano. On the other hand, in French Guiana, Fromard et al. (1998) estimated 31.5 Mg·ha⁻¹ for *L. racemosa* from two to three years of age, and 315 Mg·ha⁻¹ for *A. germinans* and *R. mangle* from 60 to 70 years; while in Africa, Fatoyinbo and Simard (2013) found 76 (in Benin) and 178 Mg·ha⁻¹ (in Congo) as the average of the biomass of several species, among them *A. germinans*, *L. racemosa* and *R. mangle*. The differences of these values with respect to those obtained in the present study are justified by the typical environmental conditions of the ecoregions, the particular characteristics of the species and the different degree of deterioration by human activities.

Figure 5 shows the TAB estimates in the mangroves of El Sargento and Bahía del Tóbari. In El Sargento, the TAB varied between 108.1 and 316.78 Mg·ha⁻¹, while in Bahía del Tóbari, the TAB was estimated between 72.12 and 130 Mg·ha⁻¹. In both sites, the largest estimates derived from the equation of Komiyama et al. (2005), and the lower estimates by Smith and Whelan (2006). In El Sargento, the values estimated with the equation of Komiyama et al. (2005) equals 2.93 times those calculated with the equation of Smith and Whelan (2006); the same was observed in Bahía del Tóbari, whose relation was 1.81 times greater. The equation of Chave et al. (2005) generated lower values with respect to that of Komiyama et al. (2005), but higher to the rest; this was also reported by Komiyama, Ong, and Pongparn (2008), using the same value for density of wood in both equations.

otras ecuaciones proporcionaron valores intermedios (Figura 4).

En la península de Atasta en Campeche, Guerra-Santos et al. (2014) reportaron BA de 206.07 Mg·ha⁻¹ para *L. racemosa*, 161.93 Mg·ha⁻¹ para *A. germinans* y 181.70 Mg·ha⁻¹ en *R. mangle*. En la península de Yucatán, Adame et al. (2013) reportaron 5.3 Mg·ha⁻¹ para *R. mangle* enano. Por otra parte, en Guyana Francesa, Fromard et al. (1998) estimaron 31.5 Mg·ha⁻¹ para *L. racemosa* de dos a tres años de edad, y 315 Mg·ha⁻¹ para *A. germinans* y *R. mangle* de 60 a 70 años; mientras que en África, Fatoyinbo y Simard (2013) encontraron 76 (en Benín) y 178 Mg·ha⁻¹ (en Congo) como promedio de la biomasa de diversas especies, entre ellas *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*. Las diferencias de estos valores con respecto a los obtenidos en el presente estudio se justifican por las condiciones ambientales típicas de las ecorregiones, las características particulares de las especies y el distinto grado de deterioro por las actividades humanas.

La Figura 5 muestra las estimaciones de la BAT en los manglares de El Sargento y Bahía del Tóbari. En El Sargento, la BAT varió entre 108.1 y 316.78 Mg·ha⁻¹, mientras que en Bahía del Tóbari, la BAT se estimó entre 72.12 y 130 Mg·ha⁻¹. En ambos sitios, las estimaciones mayores derivaron de la ecuación de Komiyama et al. (2005), y las menores, de Smith y Whelan (2006). En El Sargento, los valores estimados con la ecuación de Komiyama et al. (2005) equivalen a 2.93 veces los calculados con la ecuación de Smith y Whelan (2006); lo mismo se observó en Bahía del Tóbari, cuya relación fue 1.81 veces mayor. La ecuación de Chave et al.

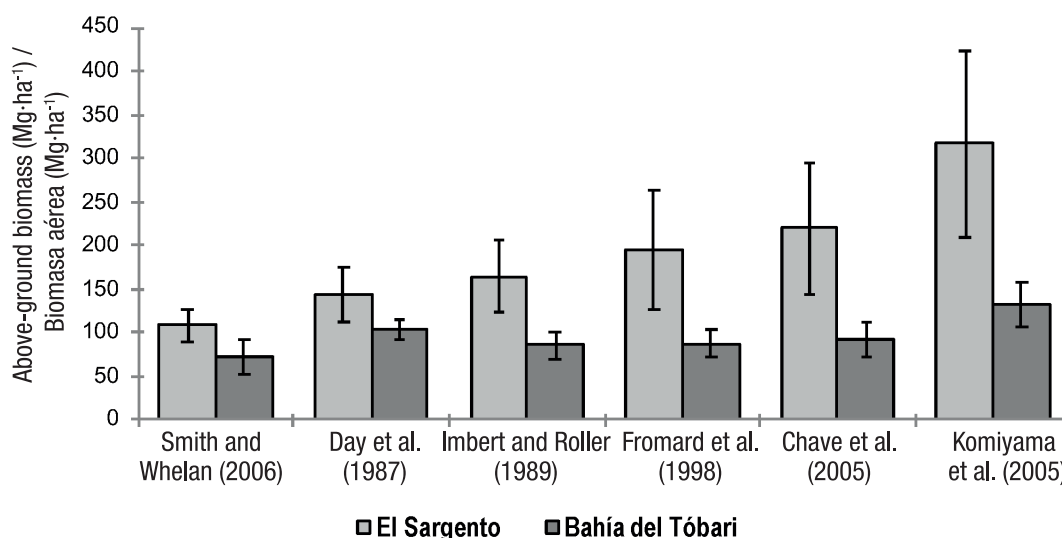


Figure 5. Estimates of total above-ground biomass in the mangroves of El Sargento and Bahía del Tóbari, Sonora, using different allometric equations. The standard error of the mean with 95 % confidence interval is represented on the bars.

Figura 5. Estimaciones de biomasa aérea total en los manglares de El Sargento y Bahía del Tóbari, Sonora, mediante diferentes ecuaciones alométricas. Sobre las barras se representa el error estándar de la media con intervalo de confianza de 95 %.

The differences between AB calculated were attributed to the specificity or generality of the equations used, since the highest values correspond to those commonly used in the forest area (equations of Komiyama et al., 2005 and Chave et al., 2005); and the lower values, to those of particular use of each species. For some scientists, it is still controversial to state whether the allometry of a mangrove species is specific to a particular location (Komiyama et al., 2008); however, others determined similar equations for the same species at different sites, this is the case of *Rhizophora apiculata* Blume (Ong, Gong, & Wong, 2004). Komiyama et al. (2008) compared the AB of *Rhizophora* species and found that the equation of Komiyama et al. (2005) had a relative error of -5.81 to -4.94 % in the estimate with respect to Imbert and Rollet (1989), and -8.44 to 6.79 % with respect to the equation of Fromard et al. (1998); in *Avicennia*, the relative error was -4.05 to -10.8 % for the equation of Imbert and Rollet (1989), and -11.7 to 3.99 for the equation of Fromard et al. (1998). This indicated that the estimate of AB with the commonly used equation of Komiyama et al. (2005) has a relative error of less than 10 %, which suggests that the allometric relationships of the same mangrove species do not differ between sites, and that the density of the wood can be the determining factor (Komiyama et al., 2008).

El Sargento had greater TAB (between 108.1 and 316 Mg·ha⁻¹) compared to Bahía del Tóbari (72.1 and 130 Mg·ha⁻¹) (Figure 5). In this interval, we found AB values reported by Hutchison et al. (2014) for North, Central America and the Caribbean (145.3 Mg·ha⁻¹), who also pointed out that the highest global averages come from the Pacific Islands (233.3 Mg·ha⁻¹) and Southeast Asia (230.9 Mg·ha⁻¹), while the lower averages are from East Asia (107.2 Mg·ha⁻¹).

Total above-ground biomass and carbon stock

There is a statistically significant difference in the average values of the carbon content of *A. germinans* ($F = 0.12$, $P = 0.0004$), *R. mangle* ($F = 1.95^{13}$; $P = 0.0003$) and the global ($F = 0.01$; $P = 0.02$) between both study sites. *Laguncularia racemosa* was excluded from the analysis because it was only found in El Sargento.

Table 3 indicates the carbon stock in the above-ground biomass of the mangroves of El Sargento and Bahía del Tóbari. In El Sargento, the carbon estimates in the AB of *L. racemosa* ranged between 40.7 and 134.44 Mg C·ha⁻¹; in *A. germinans*, from 13.3 to 24 Mg C·ha⁻¹; and in *R. mangle*, from 0.003 to 0.019 Mg C·ha⁻¹. In Bahía del Tóbari, the carbon stock in the AB of *A. germinans* varied between 30 and 52.2 Mg C·ha⁻¹; and in *R. mangle*, from 6 to 16.2 Mg C·ha⁻¹. The total carbon stock in the AB of El Sargento was estimated between 54.1 and 158.4 Mg C·ha⁻¹, while in Bahía del Tóbari it

(2005) generó valores menores con respecto a la de Komiyama et al. (2005), pero superiores al resto; esto también lo reportaron Komiyama, Ong, y Pongparn (2008), al emplear el mismo valor de densidad leñosa en ambas ecuaciones.

Las diferencias entre las BA calculadas se atribuyeron a la especificidad o generalidad de las ecuaciones utilizadas, ya que los valores más altos corresponden a las de uso común en el área forestal (ecuaciones de Komiyama et al., 2005 y Chave et al., 2005); y los menores, a las de uso particular de cada especie. Para algunos científicos, aún es controversial declarar si la alometría de una especie de manglar es específica para un lugar en particular (Komiyama et al., 2008); sin embargo, otros determinaron ecuaciones similares para la misma especie en diferentes sitios, tal es el caso de *Rhizophora apiculata* Blume (Ong, Gong, & Wong, 2004). Komiyama et al. (2008) compararon la BA de especies de *Rhizophora* y encontraron que la ecuación de Komiyama et al. (2005) tuvo un error relativo de -5.81 a -4.94 % en la estimación con respecto a la de Imbert y Rollet (1989), y de -8.44 a 6.79 % respecto a la de Fromard et al. (1998); en *Avicennia*, el error relativo fue -4.05 a -10.8 % para la ecuación de Imbert y Rollet (1989), y de -11.7 a 3.99 para la de Fromard et al. (1998). Esto indicó que la estimación de BA con la ecuación de uso común de Komiyama et al. (2005) tiene un error relativo menor de 10 %, lo cual sugiere que las relaciones alométricas de una misma especie de manglar no difieren entre sitios, y que la densidad de la madera puede ser el factor determinante (Komiyama et al., 2008).

El Sargento tuvo mayor BAT (entre 108.1 y 316 Mg·ha⁻¹) que Bahía del Tóbari (72.1 y 130 Mg·ha⁻¹) (Figura 5). En ese intervalo se encontraron valores de BA reportados por Hutchison et al. (2014) para el Norte, Centroamérica y el Caribe (145.3 Mg·ha⁻¹), quienes también señalaron que los promedios más altos a escala mundial proceden de las islas del Pacífico (233.3 Mg·ha⁻¹) y del sureste asiático (230.9 Mg·ha⁻¹), mientras que los menores son del este de Asia (107.2 Mg·ha⁻¹).

Biomasa aérea total y su reserva de carbono

Existe diferencia estadísticamente significativa en los valores promedio del contenido de carbono de *A. germinans* ($F = 0.12$; $P = 0.0004$), *R. mangle* ($F = 1.95^{13}$; $P = 0.0003$) y el global ($F = 0.01$; $P = 0.02$) entre ambos sitios de estudio. *Laguncularia racemosa* se excluyó del análisis por encontrarse solo en El Sargento.

El Cuadro 3 indica la reserva de carbono en la biomasa aérea de los manglares de El Sargento y de la Bahía del Tóbari. En El Sargento, las estimaciones de carbono en la BA de *L. racemosa* fluctuaron entre 40.7 y 134.44 Mg C·ha⁻¹; en *A. germinans*, de 13.3 a 24 Mg C·ha⁻¹;

ranged from 36.1 to 65.5 Mg C·ha⁻¹.

Research in Mexico on AB of mangrove and its carbon content is scarce; however, estimates have been made for some regions, which are shown in Table 4. In the Gulf of Mexico and the central Pacific, 137.32 and 101.75 Mg C·ha⁻¹ are recorded, respectively (Herrera et al., 2016); in the Yucatan Peninsula, the carbon content varies between 2.5 and 84.6 Mg C·ha⁻¹ (Adame et al., 2013); the North Pacific, where the study sites are located, has an average of 42 Mg C·ha⁻¹, where the Agua Brava de Nayarit Lagoon (162.41 Mg C·ha⁻¹) and Bahía del Tóbari (3.4 Mg C·ha⁻¹) had the extreme values (Herrera et al., 2016). When comparing the previous data with those of this study, the minor stocks of El Sargento (54.1 Mg C·ha⁻¹) and of Bahía del Tóbari (36.1 Mg C·ha⁻¹) are close to the estimates of the North Pacific region (42 Mg C·ha⁻¹), although there is contrast with respect to Bahía

y en *R. mangle*, de 0.003 a 0.019 Mg C·ha⁻¹. En Bahía del Tóbari, la reserva de carbono BA de *A. germinans* varió entre 30 y 52.2 Mg C·ha⁻¹; y en *R. mangle*, de 6 a 16.2 Mg C·ha⁻¹. El almacén de carbono total en la BA de El Sargento se estimó entre 54.1 y 158.4 Mg C·ha⁻¹, mientras que en Bahía del Tóbari varió de 36.1 a 65.5 Mg C·ha⁻¹.

La investigación en México sobre BA de manglar y su contenido de carbono es escasa; no obstante, se han hecho estimaciones para algunas regiones, las cuales se indican en el Cuadro 4. En el golfo de México y Pacífico centro se registran 137.32 y 101.75 Mg C·ha⁻¹, respectivamente (Herrera et al., 2016); en la península de Yucatán, el contenido de carbono varía entre 2.5 y 84.6 Mg C·ha⁻¹ (Adame et al., 2013); el Pacífico norte, donde se ubican los sitios de estudio, posee en promedio 42 Mg C·ha⁻¹, donde la Laguna Agua Brava de Nayarit (162.41

Table 3. Carbon stock in the above-ground biomass of the mangroves of El Sargento and Bahía del Tóbari in Sonora. Cuadro 3. Reserva de carbono en la biomasa aérea de los manglares de El Sargento y de la Bahía del Tóbari en Sonora.

Carbon in above-ground biomass (Mg C·ha ⁻¹)/Carbono en biomasa aérea (Mg C·ha ⁻¹)				Estimation equation/ Ecuación de estimación
<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Rhizophora mangle</i>	Total	
El Sargento				
40.7 ± 9.8	13.3 ± 3.5	0.019 ± 0.014	54.1 ± 9.3	Smith and Whelan (2006)
52.1 ± 16.1	19.6 ± 5.1	0.011 ± 0.009	71.7 ± 16.0	Day et al. (1987)
66.7 ± 21.3	15.5 ± 4.2	0.006 ± 0.005	82.2 ± 21.0	Imbert and Roller (1989)
82.7 ± 34.8	15.1 ± 4.1	0.005 ± 0.004	97.8 ± 34.2	Fromard et al. (1998)
93.3 ± 37.9	16.5 ± 4.5	0.003 ± 0.002	109.8 ± 37.4	Chave et al. (2005)
134.4 ± 54.1	24.0 ± 6.6	0.005 ± 0.004	158.4 ± 53.3	Komiyama et al. (2005)
Bahía del Tóbari				
	30.0 ± 3.9	6.0 ± 2.2	36.1 ± 5.6	Smith and Whelan (2006)
	31.3 ± 5.2	11.7 ± 4.4	42.9 ± 8.2	Imbert and Roller (1989)
	32.1 ± 4.9	11.8 ± 4.5	43.9 ± 8.1	Fromard et al. (1998)
	34.9 ± 4.9	11.6 ± 6.0	46.5 ± 10.0	Chave et al. (2005)
	35.9 ± 5.1	16.2 ± 6.1	52.0 ± 9.5	Day et al. (1987)
	52.2 ± 7.9	13.3 ± 5.6	65.5 ± 12.8	Komiyama et al. (2005)

± Standard error of the mean with 95 % confidence interval.

± error estándar de la media con intervalo de confianza de 95 %.

del Tóbari, where the comparison is complicated by the lack of information.

Despite the environmental differences between ecoregions, the Yucatan peninsula (Sian Ka'an) records AB (176.2 Mg·ha⁻¹) and intermediate carbon stocks (84.6 Mg·ha⁻¹) (Adame et al., 2013), with respect to the interval estimated in El Sargento (AB = 108.1-316 Mg·ha⁻¹ and C = 54.1-158.4 Mg·ha⁻¹) (Table 4). Different sites of the Atasta peninsula reported stocks from 36.8 to 235.77 Mg C·ha⁻¹ in *R. mangle*, and in Bahía de Cispatá (Colombia), of 64.85 Mg C·ha⁻¹ (Yepes et al., 2016). Approximations of the amounts previously reported with respect to El Sargento were attributed to *L. racemosa* being the dominant species in Sian Ka'an, although of moderate presence in Atasta.

The differences or similarities of the AB between the study sites are justified by the diversity and abundance of

Mg C ha⁻¹) y Bahía del Tóbari (3.4 Mg C·ha⁻¹) presentan los valores extremos (Herrera et al., 2016). Al comparar los datos anteriores con los de este estudio, los almacenes menores de El Sargento (54.1 Mg C·ha⁻¹) y de la Bahía del Tóbari (36.1 Mg C·ha⁻¹) se aproximan a las estimaciones de la región Pacífico norte (42 Mg C·ha⁻¹), aunque hay contraste con respecto a Bahía del Tóbari, donde la comparación se dificulta por la falta de información.

A pesar de las diferencias ambientales entre ecorregiones, la península de Yucatán (Sian Ka'an) registra BA (176.2 Mg·ha⁻¹) y almacenes de carbono (84.6 Mg C·ha⁻¹) intermedios (Adame et al., 2013), con respecto al intervalo calculado en El Sargento (BA = 108.1-316 Mg·ha⁻¹ y C = 54.1-158.4 Mg·ha⁻¹) (Cuadro 4). En diversos sitios de la península de Atasta se reportaron reservas de 36.8 a 235.77 Mg C·ha⁻¹ en *R. mangle*, y en la Bahía de Cispatá (Colombia), de 64.85

Table 4. Above-ground biomass and organic carbon in different mangrove forests.

Cuadro 4. Biomasa aérea y carbono orgánico en distintos bosques de manglar.

Study site / Sitio de estudio	Dominant species / Especie dominante	Mangrove characteristics / Características del manglar		Above-ground biomass (Mg·ha ⁻¹) / Biomasa aérea (Mg·ha ⁻¹)	Carbon (Mg·ha ⁻¹) / Carbono (Mg·ha ⁻¹)	Source / Fuente
		Height (m) / Altura (m)	DBH (cm) / DAP (cm)			
Mexico						
El Sargento, Sonora	<i>Ag y Lr</i>			108.1-316	54.1-158.4	Present study / Este estudio
Bahía del Tóbari, Sonora	<i>Ag y Rm</i>			72.12-130	36.1-65.5	
Sian Ka'an, Yucatán	<i>Lr</i>			176.2	84.6	Adame et al. (2013)
	<i>Rm</i>	> 5		144.9	69.6	
	<i>Rm</i>	3-5		114.2	54.8	
	<i>Rm</i>	<1.5		5.3	2.5	
Reserva de la Biósfera La Encrucijada, Chiapas	<i>Ag, Lr y Rm</i>	20-40	8-11	421.1	215	Adame et al. (2015)
North Pacific / Pacífico norte					42.09	Herrera et al. (2016)
Central Pacific / Pacífico centro					101.75	
Gulf of México / Golfo de México					137.32	
South Pacific / Pacífico sur					139.65	

Table 4. Above-ground biomass and organic carbon in different mangrove forests.(cont.)
Cuadro 4. Biomasa aérea y carbono orgánico en distintos bosques de manglar. (cont.)

Study site / Sitio de estudio	Dominant species / Especie dominante	Mangrove characteristics / Características del manglar		Above-ground biomass (Mg·ha ⁻¹) / Biomasa aérea (Mg·ha ⁻¹)	Carbon (Mg·ha ⁻¹) / Carbono (Mg·ha ⁻¹)	Source / Fuente
		Height (m) / Altura (m)	DBH (cm) / DAP (cm)			
French Guyana / Guyana Francesa	<i>Lr</i> (Age = 2-3 years old) / (Edad = 2-3 años)			31.5		Fromard et al. (1998)
	<i>Ag</i> (age = 50 years old) / (edad = 50 años)			180		
	<i>Ag y Rm</i> (age = 60-70 years old) / (edad = 60- 70 años)			315		
Dominican Republic / República Dominicana	<i>Rm</i>	<3		11.9	10	Kauffman et al. (2014)
	<i>Lr and Rm</i>	3-10		54.2	47	
	<i>Rm</i>	>10		240.7	161	
Colombia						
Bahía de Cispatá	<i>Rm</i>			129.69	64.85	Yepes et al. (2016)
Delta del Río Atrato	<i>Rm</i>		>15	165.9	82.9	Blanco- Libreros, Ortiz-Acevedo, y Urrego (2015)
Ensenada de Rionegro	<i>Rm</i>		<2	115.6	57.8	
Puerto César- Punta	<i>Ag, Lr and Rm</i>		5-16.5	85.4	42.7	
Turbo	<i>Ag, Lr and Rm</i>		< 5	75.8	37.9	
USA (East Coast of Florida) / EUA (Costa oriente de Florida)	<i>Ag, Lr and Rm</i>	> 2		114	55	Doughty et al. (2016)

Ag = *Avicennia germinans*, *Lr* = *Laguncularia racemosa*, *Rm* = *Rhizophora mangle*. DBH: Diameter at breast height (1.3 m).

Ag = *Avicennia germinans*, *Lr* = *Laguncularia racemosa*, *Rm* = *Rhizophora mangle*. DAP: Diámetro a la altura del pecho (1.3 m).

the species. Environmental components, management practices and disturbances in hydrological regimes also influence the AB development. Height decreases as latitude increases, a pattern that produces small amounts of AB and decreases carbon sequestration (Morrisey et al., 2010). In contrast, primary or mature mangroves have higher AB (lower in temperate zones) at lower latitudes, which is associated with climatic conditions (temperature, solar radiation, precipitation and frequency of storms) (Komiya et al., 2008).

The structural characteristics of the vegetation provide a certain tolerance of the species to the effects of global climate change (Doughty et al., 2016). The properties and nutrient condition of the soil affect the biomass growth rate and carbon sequestration capacity (Komiya et al., 2008). This correlates with the size of trees and the potential carbon sequestration in *R. mangle*: Adame et al., (2013) indicated that trees smaller than 1.5 m store 2.5 Mg C·ha⁻¹ and greater than 5 m store 69.6 Mg C·ha⁻¹. Kauffman et al. (2014) coincide with the above: trees smaller than 3 m capture 10 Mg C·ha⁻¹ and greater than 10 m capture up to 161 Mg C·ha⁻¹.

Conclusions

El Sargento is a pristine environment which recorded higher amounts of above-ground biomass and carbon reserves compared to Bahía del Tóbari, whose mangrove has anthropic impacts. The storage of carbon in natural habitats is essential to mitigate the effects of global climate change. Mangrove conservation and management policies are required at the national level, to favor their protection and maintain their ecological and environmental functions.

Acknowledgments

The authors thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) for the financing granted to the first author, through the project "Behavior of greenhouse gases (GHG) in the El Sargento estuary and Bahía del Tóbari mangroves, in Sonora and its relation with hydroclimatology". They also thank the University of Sonora, for the facilities provided for the field trips; to the inhabitants of El Sargento and Tóbari communities, for allowing access to the study sites; and they also thank Jorge Luis Rodríguez Ibarra, for his support in the field.

End of English version

References / Referencias

Mg C·ha⁻¹ (Yepes et al., 2016). Las aproximaciones de las cantidades previamente reportadas con respecto a El Sargento se atribuyeron a que *L. racemosa* es la especie dominante en Sian Ka'an, aunque de presencia moderada en Atasta.

Las diferencias o similitudes de las BA entre los sitios de estudio se justifican por la diversidad y abundancia de las especies. Los componentes ambientales, las prácticas de manejo y disturbios en los regímenes hidrológicos también influyen en el desarrollo de la BA. La altura decrece conforme la latitud aumenta, un patrón que produce pequeñas cantidades de BA y disminuye la captura de carbono (Morrisey et al., 2010). En contraste, los manglares primarios o maduros tienen mayor BA (menor en zonas templadas) en latitudes bajas, lo que se asocia con las condiciones climáticas (temperatura, radiación solar, precipitación y frecuencia de tormentas) (Komiya et al., 2008).

Las características estructurales de la vegetación prevén cierta tolerancia de las especies a los efectos del cambio climático global (Doughty et al., 2016). Las propiedades y el estado nutricional del suelo inciden en la tasa de crecimiento de biomasa y en la capacidad de secuestro de carbono (Komiya et al., 2008). Esto se correlaciona con la talla de los árboles y el potencial secuestro de carbono en *R. mangle*: Adame et al., (2013) indicaron que los árboles menores de 1.5 m almacenan 2.5 Mg C·ha⁻¹ y mayores de 5 m almacenan 69.6 Mg C·ha⁻¹. Kauffman et al. (2014) coinciden con lo anterior: árboles menores de 3 m capturan 10 Mg C·ha⁻¹ y mayores de 10 m capturan hasta 161 Mg C·ha⁻¹.

Conclusiones

El Sargento es un medio ambiente prístino que registró mayores cantidades de biomasa aérea y reservas de carbono que Bahía del Tóbari, cuyo manglar presenta impactos antrópicos. El almacenamiento de carbono en los hábitats naturales es elemental para mitigar los efectos del cambio climático global. Se requieren políticas de conservación y manejo de manglares a nivel nacional, para favorecer su protección y mantener sus funciones ecológicas y ambientales.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento otorgado al primer autor, a través del proyecto "Comportamiento de los gases de efecto invernadero (GEI) en los manglares estero El Sargento y Bahía del Tóbari, en Sonora y su relación con la hidroclimatología". A la Universidad de Sonora, por las facilidades brindadas para los recorridos de campo; a los pobladores de las comunidades del Sargento y del Tóbari, por permitir el acceso a los sitios de estudio; y

- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., ...Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLOS ONE*, 8(2), e56569. doi: 10.1371/journal.pone.0056569
- 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. doi: 10.5194/bg-12-3805-2015
- Betancourt-Portela, J. M., Parra, J. P., & Villamil, C. (2013). Emisión de metano y óxido nitroso de los sedimentos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 42(1), 131–152. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0122-97612013000100008
- Blanco-Libreros, J. F., Ortiz-Acevedo, L. F., & Urrego, L. E. (2015). Reservorios de biomasa aérea y de carbono en los manglares del golfo de Urabá (Caribe colombiano). *Actualidades Biológicas*, 37(103), 131–141. doi: 10.17533/udea.acbi.v37n103a02
- Brevik, E. C., & Homburg, J. A. (2004). A 5000 years record of carbon sequestration from a coastal lagoon and wetland complex, Southern California, USA. *CATENA*, 57(3), 221–232. doi: 10.1016/j.catena.2003.12.001
- Carmona, R., Arce, N., Ayala, P., V., Mendoza, L. F. Hernández, A., & Cruz, M. A. (2015). Importancia del noroeste de México para la migración e internación de las aves playeras. *Biodiversitas*, 121, 6–11. Retrieved from <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/7539.pdf>
- Cartus, O., Kellndorfer, J., Walker, W., Franco, C., Bishop, J., Santos, L., & Michel, F. J. M. (2014). A national, detailed map of forest aboveground carbon stocks in Mexico. *Remote Sensing*, 6(6), 5559–5588. doi: 10.3390/rs6065559
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., ...Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87–99. doi: 10.1007/s00442-005-0100-x
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2010). Biodiversidad mexicana. Retrieved October 8, 2017, from <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/manglares.html>
- Day, J. W., Conner, W. H., Ley-Lou, F., Day, R. H., & Navarro, A. M. (1987). The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Términos, Mexico. *Aquatic Botany*, 27(3), 267–284. doi: 10.1016/0304-3770(87)90046-5
- Dittmar, T., Hertkorn, N., Kattner, G., & Lara, R. J. (2006). Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, 20(1), GB1012. doi: 10.1029/2005GB002570
- Domínguez, S. L. (2010). Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental, a Jorge Luis Rodríguez Ibarra, por su apoyo en la etapa de campo.
- Fin de la versión en español*
-
- detectada en el área de influencia del campo pesquero el paredón colorado y el paredoncio, Bahía del Tóbari, municipio de Benito Juárez, Sonora, para el establecimiento de infraestructura pesquera. *Revista Sistemas Ambientales*, 3(2), 18–61.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, 293–297. doi: 10.1038/ngeo1123
- Doughty, C. L., Langley, J. A., Walker, W. S., Feller, I. C., Schaub, R., & Chapman, S. K. (2016). Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. *Estuaries and Coasts*, 39(2), 385–396. doi: 10.1007/s12237-015-9993-8
- Duke, N. C., Meynecke, J. O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., ...Dahdouh-Guebas, F. (2007). A world without mangroves? *Science*, 317(5834), 41–42. doi: 10.1126/science.317.5834.41b
- Fatoyinbo, T. E., & Simard, M. (2013). Height and biomass of mangroves in Africa from ICESat/GLAS and SRTM. *International Journal of Remote Sensing*, 34(2), 668–681. doi: 10.1080/01431161.2012.712224
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2010). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010-Informe nacional México. Roma, Italia: Autor. Retrieved from <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=sibe01.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=028592>
- Fromard, F., Puig, H., Mougín, E., Marty, G., Betoulle, J. L., & Cadamuro, L. (1998). Structure, above ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: New data from French Guiana. *Oecologia*, 115(1), 39–53. doi: 10.1007/s004420050489
- García, E., & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (1998). *Climas Escala 1:1 000 000*. México: CONABIO.
- Guerra-Santos, J. J., Cerón-Bretón, R. M., Cerón-Bretón, J. G., Damián-Hernández, D. L., Sánchez-Junco, R. C., & Guevara, C. (2014). Estimation of the carbon pool in soil and above-ground biomass within mangrove forests in Southeast Mexico using allometric equations. *Journal of Forestry Research*, 25(1), 129–134. doi: 10.1007/s11676-014-0437-2
- Hernández, E. (2009). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*, 28(2), 139–147. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792010000200005&script=sci_arttext
- Herrera, S. J. A., Camacho, R. A., Pech, E., Pech, M., Ramírez, R. J., & Teutli, H. C. (2016). Dinámica del carbono

- (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 61–72. Retrieved from <http://www.redalyc.org/html/573/57344471004/>
- Hutchison, J., Manica, A., Swetnam, R., Balmford, A., & Spalding, M. (2014). Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Wiley Periodicals*, 7(3), 233–240. doi: 10.1111/conl.12060
- Imbert, D., & Rollet, B. (1989). Phytomasse aerielle et production primaire dans la mangrove du Grand Cul-de-sac Marine (Guadeloupe, Antilles francaises). *Bulletin d'écologie*, 20, 27–39.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). (2005). *Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México*. México: Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas. Retrieved from http://www.inecc.gob.mx/descargas/con_eco/informe_manglar.pdf
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). *Climate change 2007: Synthesis report*. Geneva, Switzerland: Author. Retrieved from https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_full_report.pdf
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2013). Resumen para responsables de políticas. In T. F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, ... P. M. Midgley (Eds.), *Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del grupo de trabajo I al quinto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático*. UK & USA: Cambridge University Press. Retrieved from https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_SPM_brochure_es.pdf
- Kauffman, J. B., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). Retrieved from http://webdoc.sub.gwdg.de/ebook/serien/yo/CIFOR_WP/117.pdf
- 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. doi: 10.1890/13-0640.1
- Komiyama, A., Ong, J. E., & Pongparn, S. (2008). Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 128–137. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.12.006
- Komiyama, A., Pongparn, S., & Kato, S. (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology*, 21(4), 471–477. doi: 10.1017/S0266467405002476
- Lema, V., & Polanía, J. (2006). Estructura y dinámica del manglar del delta del río Ranchería, Caribe colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 11–21. Retrieved from http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442007000100003
- López-Medellín, X. J., Acosta-Velázquez, J., & Vázquez-Lule, A. D. (2009). *Caracterización del sitio de manglar estero El Sargento–Isla Tiburón. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Retrieved from http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/PN04_Estero_El_Sargento_Isla_Tiburon_caracterizacion.pdf
- Masera, O. R., Cerón, A. D., & Ordóñez, A. (2001). Forestry mitigation options for Mexico: Finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 6(3-4), 291–312. doi: 10.1023/A:1013327019175
- Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales. (1994). Plan de manejo de la cooperativa Pedro Joaquín Chamorro Cardenal. Proyecto de protección del bosque. Managua, Nicaragua: Proyecto Nandarola/ MARENA-DED.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands* (3rd edition). New York, USA: John Wiley & Sons. doi: 10.1002/rrr.637
- Morrisey, D. J., Swales, A., Dittmann, S., Morrison, M. A., Lovelock, C. E., & Beard, C. M. (2010). The ecology and management of temperate mangroves. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 48, 43–160. doi: 10.1201/EBK1439821169-c2
- Moya, B. V., Hernández, A. E., & Borrell, H. E. (2005). Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones Geográficas*, 37, 127–132. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=17612746005>
- Olivo, M. D. L., & Soto-Olivo, A. (2010). Comportamiento de los gases de efecto invernadero y las temperaturas atmosféricas con sus escenarios de incremento potencial. *Universidad, Ciencia y Tecnología*, 14(57), 221–230. Retrieved from http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1316-48212010000400002
- Ong, J. E., Gong, W. K., & Wong, C. H. (2004). Allometry and partitioning of the mangrove, *Rhizophora apiculata*. *Forest Ecology and Management*, 188(1-3), 395–408. doi: 10.1016/j.foreco.2003.08.002
- Organización Meteorológica Mundial & Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (OMM & PNUMA). (2005). *La captación y el almacenamiento de dióxido de carbono*. Génova, Suiza: Intergovernmental Panel on Climate Change. Retrieved from https://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srccs/srccs_spm_ts_sp.pdf
- Purvaja, R., & Ramesh, R. (2001). Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India. *Environmental Management*, 27(4), 547–557. doi: 10.1007/s002670010169
- Richter, H. G., & Dallwitz, M. J. (2000). Commercial timbers: Descriptions, illustrations, identification and information retrieval. Retrieved July 25, 2017 from <http://www1.biologie.uni-hamburg.de/b-online/wood/english/intro.htm>
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez-Balderas, B.,

- Valderrama-Landeros, L., ...Galindo-Leal, C. (2013). *Manglares de México. Extensión, distribución y monitoreo*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Retrieved from http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/pdf/manglares_de_mexico_1.pdf
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. México: Autor. Retrieved from http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf
- Smith, T. J., & Whelan, K. R. T. (2006). Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management*, 14(5), 409–419. doi: 10.1007/s11273-005-6243-z
- Troxler, T. G., Barr, J. G., Fuentes, J. D., Engel, V., Anderson, G., Sanchez, C., ...Davis, S. E. (2015). Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213, 273–282. doi: 10.1016/j.agrformet.2014.12.012
- Valderrama, L., Troche, C., Rodríguez, M. T., Márquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S., ...Ressl, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands*, 34(4), 747–758. doi: 10.1007/s13157-014-0539-9
- Yáñez-Arancibia, A., & Day, J. W. (2010). La zona costera frente al cambio climático: vulnerabilidad de un sistema biocomplejo e implicaciones en el manejo costero. In E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeath, L. Alpuche, & G. J. Villalobo-Zapata (Eds.), *Cambio climático en México un enfoque costero-marino* (pp. 3-22). Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche CETYS-Universidad, Gobierno del Estado de Campeche. Retrieved from http://etzna.uacam.mx/epomex/publicaciones/Cambio_Climatico/CCMexico1B.pdf
- Yepes, A., Zapata, M., Bolivar, J., Monsalve, A., Espinosa, S. M., Sierra-Correa, P. C., & Sierra, A. (2016). Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista Biología Tropical*, 64(2), 913–926. doi: 10.15517/rbt.v64i2.18141