

Economic value of aboveground mangrove biomass carbon storage in Sonora, Mexico

Valor económico del almacén de carbono en biomasa aérea de manglares de Sonora, México

Mayra Mendoza-Cariño¹; Ana L. Bautista-Olivas^{2*}; Héctor F. Duarte-Tagles³; Hernán Celaya-Michel¹

¹Universidad 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.

²Universidad de Sonora. Carretera Bahía Kino km 21. A. P. 305. Hermosillo, Sonora, México.

³Universidad de Sonora. Av. Luis Donaldo Colosio y calle Reforma, edificio 7C. C. P. 83000. Hermosillo, Sonora, México.

*Corresponding author: abautistaolivas@gmail.com; tel.: +52 662 425 3220.

Abstract

Introduction: Mangroves provide environmental goods and services that mitigate climate change.

Objective: To estimate the economic value of the carbon stock in the aboveground biomass of mangroves in Bahía del Tóbari (BT) and El Sargento in Sonora.

Materials and methods: Field research were conducted in 2014 and 2015 in 16 plots (10 x 10 m). Biomass of *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn, *Rhizophora mangle* L. and *Avicennia germinans* (L.) L. was determined with specific allometric equations. Carbon stocks and avoided CO₂e emissions were estimated with conversion factors 0.5 and 3.7, respectively; these data represented the 2015 baseline. The 2020 estimates included changes in mangrove cover. The economic value was determined using the marginal carbon abatement cost method.

Results and discussion: The 2015 baseline indicated reserves of 52.1 MgC·ha⁻¹ and 191.2 tCO₂e·ha⁻¹ for BT, and 71.7 MgC·ha⁻¹ and 263.2 tCO₂e·ha⁻¹ for El Sargento. By 2020 avoided emissions of 69368.2 tCO₂e·TA⁻¹ (TA = 362.79 ha) were estimated for BT and 116696 tCO₂e·TA⁻¹ (TA = 468.32 ha) for El Sargento. Economic values of these emissions were 131799.5 USD (World Bank) and 180357.2 USD (voluntary carbon market) for BT and 221722.2 USD (World Bank) and 303409.4 USD (voluntary carbon market) for El Sargento.

Conclusions: The highest estimates of C reserves and economic value were recorded at El Sargento. Compared to other studies in the region, both sites had higher avoided CO₂e emissions.

Resumen

Introducción: Los manglares proporcionan bienes y servicios ambientales que mitigan el cambio climático.

Objetivo: Estimar el valor económico de la reserva de carbono en la biomasa aérea de los manglares de Bahía del Tóbari (BT) y El Sargento en Sonora.

Materiales y métodos: Los trabajos de campo se efectuaron en 2014 y 2015 en 16 parcelas (10 x 10 m). La biomasa de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn, *Rhizophora mangle* L. y *Avicennia germinans* (L.) L. se determinó con ecuaciones alométricas específicas. Las reservas de carbono y las emisiones de CO₂e evitadas se estimaron con los factores de conversión 0.5 y 3.7, respectivamente; estos datos constituyeron la línea base 2015. Las estimaciones del 2020 incluyeron las modificaciones en la cobertura del manglar. El valor económico se determinó con el método costo marginal de reducción del carbono.

Resultados y discusión: La línea base 2015 indicó reservas de 52.1 MgC·ha⁻¹ y 191.2 tCO₂e·ha⁻¹ para BT, y 71.7 MgC·ha⁻¹ y 263.2 tCO₂e·ha⁻¹ para El Sargento. Para 2020 se estimaron emisiones evitadas de 69368.2 tCO₂e·AT⁻¹ (AT = 362.79 ha) en BT y 116696 tCO₂e·AT⁻¹ (AT = 468.32 ha) en El Sargento. Los valores económicos de dichas emisiones fueron 131799.5 USD (Banco Mundial) y 180357.2 USD (mercado voluntario) en BT y 221722.2 USD (Banco Mundial) y 303409.4 USD (mercado voluntario) en El Sargento.

Conclusiones: Las mayores estimaciones de reservas de C y valor económico se registraron en El Sargento. Con respecto a otros estudios de la región, ambos sitios tuvieron emisiones evitadas de CO₂e superiores.

Keywords: *Laguncularia racemosa*; *Rhizophora mangle*; *Avicennia germinans*; blue carbon; ecosystem services.

Palabras clave: *Laguncularia racemosa*; *Rhizophora mangle*; *Avicennia germinans*; carbono azul; servicios ecosistémicos.

Introduction

Coastal ecosystems such as mangroves provide several ecosystem services, including carbon (C) storage (Mehvar, Filatova, Dastgheib, de Ruyter van Steveninck, & Ranasinghe, 2018). This is called blue C and accumulates in biomass and organic detritus in sediments (Herrera-Silveira, 2019), where it remains for millennia (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources [IUCN], 2021), contributing to mitigating global warming (Sasmith et al., 2020).

Mangroves have the largest C stocks (386 Mg·ha⁻¹) compared to other coastal ecosystems such as salt marshes (255 Mg·ha⁻¹) or seagrasses (108 Mg·ha⁻¹) (Howard, Hoyt, Isensee, Telszewski, & Pidgeon, 2014); however, the loss of mangroves decreases biomass and releases CO₂ and CH₄ to the atmosphere, which reverses their C sequestration capacity and transforms them into greenhouse gas (GHG) emitters (Troxler et al., 2015). Modifications in sedimentation rate, soil erosion, and vegetation loss also cause mangroves to emit GHGs at concentrations of 66.3 % MgCO₂e·ha⁻¹ (Kauffman, Hernández-Trejo, García, Heider, & Contreras, 2016).

From 1980 to 2005, 35 600 km² of mangroves were destroyed (Hernández-Blanco, Costanza, & Cifuentes-Jara, 2018) on a global scale; that is, 20 % of the global area (Rossi, Archer, Giri, & Layman, 2020). In Mexico, mangrove loss is estimated at an annual rate of 2 % for the Pacific slope and 2.8 % for the Gulf of Mexico (Hernández et al., 2016). Even so, Mexico is the fifth country with the largest mangrove area (775555 ha), which represents 5 % of the global coverage (Valderrama-Landeros et al., 2017) and 0.4 % of the national area (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2017). Therefore, it is important to quantify the C stock in mangroves and to use its economic value (EV) as a conservation strategy (Guerra-Cano, Guerra-Martínez, Urrea-Mariño, & Romero, 2020).

EV is defined as the availability of payment for goods or services or to compensate for their loss and is measured as the total EV (value of the ecosystem service in the area occupied by the ecosystem in a given period), the average value of the ecosystem by area or time, and the marginal value (value gained or lost by increases in the provision of ecosystem services) (Mehvar et al., 2018).

The EV of the C store includes replacement cost techniques (it is evaluated according to what it would cost to replace that service) and avoided costs (value of the ecosystem service that avoids expenditures

Introducción

Los ecosistemas costeros como los manglares proporcionan diversos servicios ecosistémicos, entre ellos el almacenamiento de carbono (C) (Mehvar, Filatova, Dastgheib, de Ruyter van Steveninck, & Ranasinghe, 2018). Este se denomina C azul y se acumula en la biomasa y en el detritus orgánico de los sedimentos (Herrera-Silveira, 2019), donde permanece por milenios (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales [UICN], 2021), por lo que contribuye a mitigar el calentamiento global (Sasmith et al., 2020).

Los manglares tienen las mayores reservas de C (386 Mg·ha⁻¹) en comparación con otros ecosistemas costeros como las marismas (255 Mg·ha⁻¹) o pastos marinos (108 Mg·ha⁻¹) (Howard, Hoyt, Isensee, Telszewski, & Pidgeon, 2014); sin embargo, la pérdida de los manglares disminuye la biomasa y libera CO₂ y CH₄ a la atmósfera, lo que revierte su capacidad de captura de C y los transforma en emisores de gases de efecto invernadero (GEI) (Troxler et al., 2015). Las modificaciones en la tasa de sedimentación, la erosión del suelo y la pérdida vegetal también ocasionan que los manglares emitan GEI en concentraciones de 66.3 % MgCO₂e·ha⁻¹ (Kauffman, Hernández-Trejo, García, Heider, & Contreras, 2016).

De 1980 a 2005 se eliminaron 35 600 km² de manglares (Hernández-Blanco, Costanza, & Cifuentes-Jara, 2018) a escala mundial; es decir, 20 % del área global (Rossi, Archer, Giri, & Layman, 2020). En México, la pérdida de manglar se estima en una tasa anual de 2 % para la vertiente del Pacífico y 2.8 % para el golfo de México (Hernández et al., 2016). Aun así, México es el quinto país con mayor superficie de manglar (775555 ha), lo que representa 5 % de la cobertura mundial (Valderrama-Landeros et al., 2017) y 0.4 % de la superficie nacional (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2017). Por ello, es importante cuantificar la reserva de C en los manglares y utilizar su valor económico (VE) como estrategia de conservación (Guerra-Cano, Guerra-Martínez, Urrea-Mariño, & Romero, 2020).

El VE se define como la disponibilidad de pago por bienes o servicios o para compensar su pérdida, y se mide como el VE total (valor del servicio ecosistémico en el área ocupada por el ecosistema en un periodo determinado), el valor promedio del ecosistema por área o tiempo, y el valor marginal (valor obtenido o perdido por incrementos en la provisión de servicios ecosistémicos) (Mehvar et al., 2018).

El VE del almacén de C incluye técnicas de costos de reemplazo (se evalúa según lo que costaría reemplazar

for prevention and mitigation concepts) (Hernández-Blanco et al., 2018). In this context, mangroves have an ecosystem value that, expressed in economic terms, represents an incentive for their conservation (blue C). This can be obtained through international guidelines of the United Nations Framework Convention on Climate Change or national guidelines such as the National Strategy for Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (ENAREDD+) for forests and rainforests (Commission for Environmental Cooperation [CEC], 2017). In this regard, there are two types of market for C sequestration: mandatory (regulated) and voluntary (VM), in which the purchase of GHG emission rights occurs in tons of CO₂ equivalent (tCO₂e) (CEC, 2017); each tCO₂e is a credit (currency) of C (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2010) and represents the CO₂ stored in biomass and soil (avoided emissions in the atmosphere).

On the other hand, C offsets consist of financing projects to reduce CO₂ emissions through the purchase of C credits. These offsets have a constant price in the regulated market, but it is variable in the VM, where it is subject to the law of supply and demand (López-Toache, Romero-Amado, Toache-Berttolini, & García-Sánchez, 2016). Thus, the average prices of tCO₂e in the period 2014-2018 were 3.80, 3.26, 3.10, 3.17 and 3.01 USD (Ecosystem Marketplace, 2018). In the case of Latin America, the costs of forestry and land use change projects have been quoted between 0.1 and 70 USD·tCO₂e⁻¹ (Ecosystem Marketplace, 2018), indicating the opportunity for mangroves to access this type of funding.

The importance of the study of mangroves in Bahía del Tóbari (BT) and El Sargento (Sonora, Mexico) lies in the fact that BT is a site recognized regionally and internationally for hosting endangered species (Western Hemisphere Shorebird Reserve Network [WHSRN], 2019), while El Sargento is a pristine mangrove that maintains a high ichthyological diversity, in addition to providing a variety of ecosystem services (López-Medellín, Acosta-Velázquez, & Vázquez-Lule, 2009).

Therefore, the objective of this study was to estimate the EV of the C stocks of the aboveground biomass of the mangroves of BT and El Sargento, Sonora (Mexico), so that decision makers can implement management actions by considering the environmental values and evaluate the possibility of integrating them into financing mechanisms. This, together with Mexico's recent "unconditional" international commitments to reduce its GHG emissions by 210 million metric tons of CO₂e (MtCO₂e) by 2030, suggests that these mangroves can access C markets under biodiversity conservation and maintenance schemes.

ese servicio) y costos evitados (valor del servicio ecosistémico que evade los gastos por conceptos de prevención y mitigación) (Hernández-Blanco et al., 2018). En ese contexto, los manglares ostentan un valor ecosistémico que, expresado en términos económicos, representan un incentivo para su conservación (C azul). Este puede obtenerse a través de lineamientos internacionales de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático o nacionales como la Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (ENAREDD+) de bosques y selvas (Comisión para la Cooperación Ambiental [CCA], 2017). Al respecto, existen dos tipos de mercado para la captura de C: el obligatorio (regulado) y el voluntario (MV), en los que la compra de derechos de emisión de GEI ocurre en toneladas de CO₂ equivalente (tCO₂e) (CCA, 2017); cada tCO₂e es un crédito (moneda) de C (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2010) y representa el CO₂ almacenado en la biomasa y en el suelo (emisiones evitadas en la atmósfera).

Por otra parte, la compensación de C consiste en el financiamiento de proyectos para reducir las emisiones de CO₂ mediante la compra de créditos de C. Dichas compensaciones tienen precio constante en el mercado regulado, pero es variable en el MV, donde está sujeto a la ley de la oferta y la demanda (López-Toache, Romero-Amado, Toache-Berttolini, & García-Sánchez, 2016). De esta manera, los precios promedio de tCO₂e en el periodo 2014-2018 fueron 3.80, 3.26, 3.10, 3.17 y 3.01 USD (Ecosystem Marketplace, 2018). En el caso de América Latina, los costos de proyectos forestales y de cambio de uso de suelo se han cotizado entre 0.1 y 70 USD·tCO₂e⁻¹ (Ecosystem Marketplace, 2018), lo que señala la oportunidad de acceso de los manglares a este tipo de financiamientos.

La importancia del estudio de los manglares de Bahía del Tóbari (BT) y El Sargento (Sonora, México) radica en que BT es un sitio reconocido regional e internacionalmente por albergar especies en peligro de extinción (Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras [WHSRN], 2019), mientras que El Sargento es un manglar prístino que mantiene una alta diversidad ictiológica, además de prestar variedad de servicios ecosistémicos (López-Medellín, Acosta-Velázquez, & Vázquez-Lule, 2009).

Por ello, el objetivo de este trabajo fue estimar el VE de las reservas de C de la biomasa aérea de los manglares de BT y El Sargento, Sonora (México), para que los tomadores de decisiones implementen acciones de manejo al considerar los valores ambientales y se evalúe la posibilidad de integrarlos en mecanismos de financiamiento. Lo anterior, aunado a los recientes

Materials and methods

Study area

The study was conducted in the northern part of BT (Table 1; Figure 1) and in the El Sargento estuary (Figure 2) in Sonora, Mexico. For both sites, García and CONABIO (1998) report a BW(h')hw climate, very dry and warm with mean annual temperature >22 °C, warm summer and intermediate rainfall regime between summer and winter. White (*Laguncularia racemosa* [L.] Gaertn), red (*Rhizophora mangle* L.) and black (*Avicennia germinans* [L.] L.) mangrove species, listed as “threatened” in NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2019), are distributed in the area.

compromisos internacionales “no condicionados” de México para reducir sus emisiones GEI para 2030 en 210 millones de toneladas métricas de CO₂e (MtCO₂e), sugiere que dichos manglares pueden acceder a los mercados de C bajo esquemas de conservación y mantenimiento de la biodiversidad.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la parte norte de BT (Cuadro 1; Figura 1) y en el estero El Sargento (Figura 2) en Sonora, México. Para ambos sitios, García y CONABIO (1998) señalan un clima BW(h')hw, muy seco y cálido con temperatura media anual >22 °C, verano cálido y

Table 1. Characteristics of the study sites in Sonora, Mexico.

Cuadro 1. Características de los sitios de estudio en Sonora, México.

Mangrove/ Manglar	Location/ Ubicación	Total area (ha)/ Área total (ha)	Mangrove area 2015-2020 (ha)/ Área de manglar 2015-2020 (ha)	Acknowledgements/ Reconocimientos	Fuente
Bahía del Tóbari	27° 01'- 27° 07' LN 109° 54'-10° 03' LO	16700	362.79 - 431.57	Islands of the Gulf of California Flora and Fauna Protection Area/ Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California Priority Wetland for Migratory Waterfowl in Mexico / Humedal Prioritario para Aves Acuáticas Migratorias en México Priority Wetland for Shorebirds in Mexico/ Humedal Prioritario para Aves Playeras en México Important Bird Conservation Area, Priority Area for Marine and Coastal Conservation in Mexico/ Área de Importancia para la Conservación de las Aves, Área Prioritaria para la Conservación Marina y Costera en México Natural World Heritage Site/ Sitio Patrimonio Natural de la Humanidad	Carmona et al. (2015); WHSRN (2019)
El Sargento	29° 19'- 29° 34" LN 112.3° - 112° 22' LO	717	468.32 - 443.41	Gulf of California Pristine Area/ Zona prístina del golfo de California	López-Medellín et al. (2009)

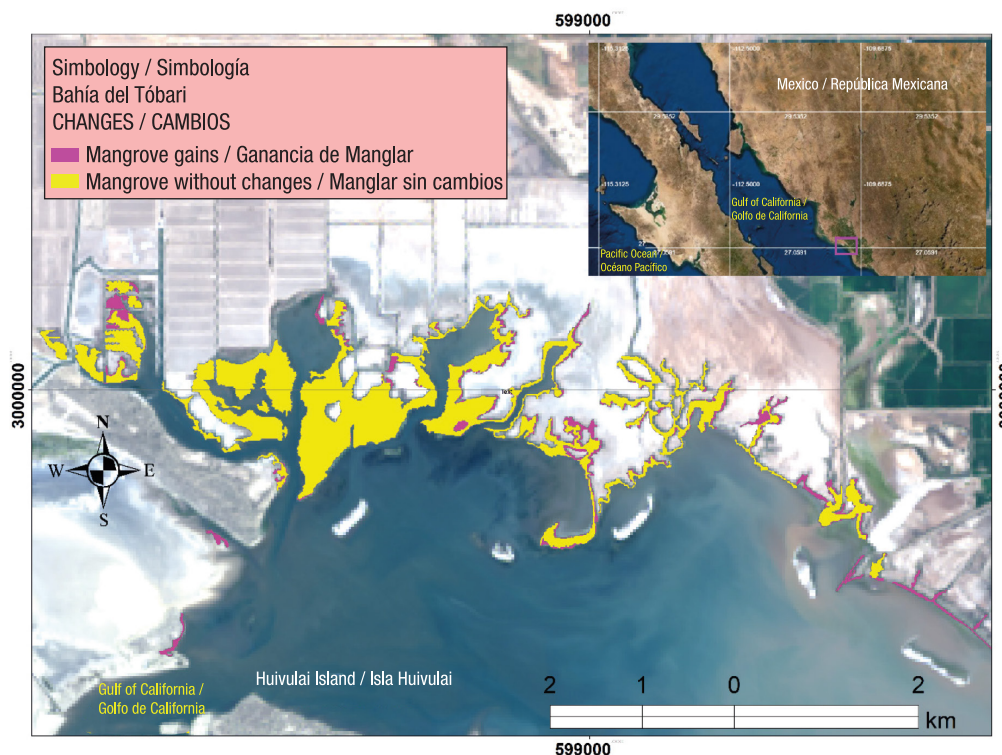


Figure 1. Location of Bahía del Tóbari (Sonora, Mexico) and changes in coverage 2015-2020. Source: compiled by the authors with information from CONABIO (2021).

Figura 1. Localización de Bahía del Tóbari (Sonora, México) y cambios de cobertura 2015-2020. Fuente: elaboración propia con información de CONABIO (2021).

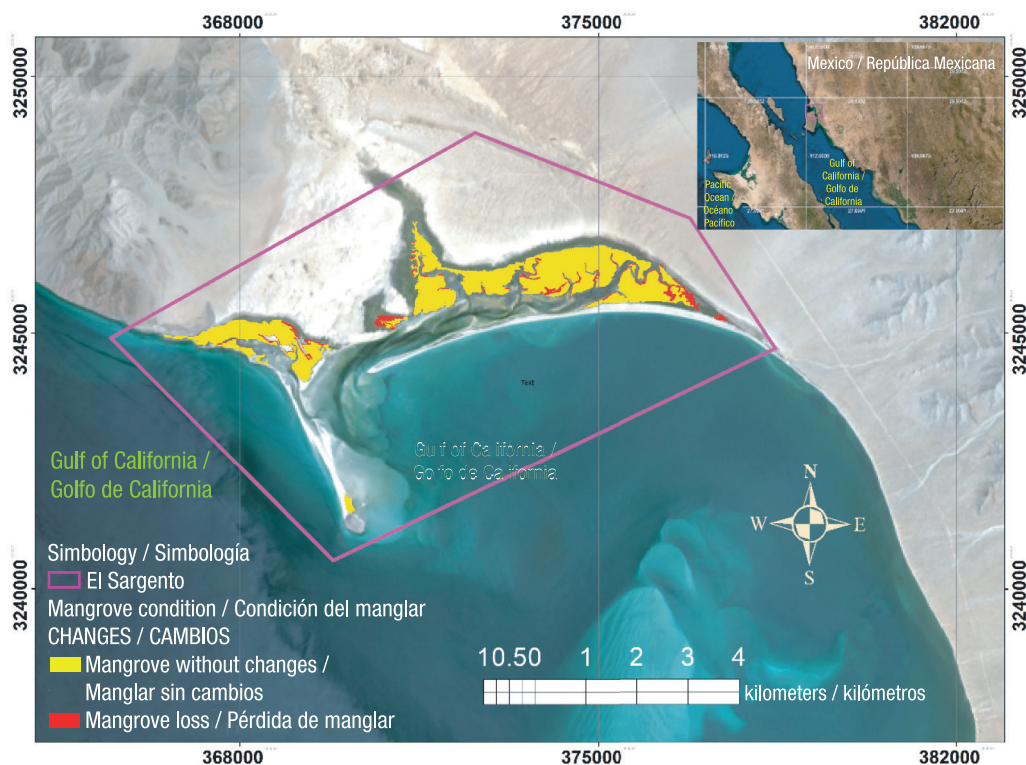


Figure 2. Location of El Sargento (Sonora, Mexico) and changes in coverage 2015-2020. Source: Compiled by the authors with information from CONABIO (2021).

Figura 2. Localización de El Sargento (Sonora, México) y cambios de cobertura 2015-2020. Fuente: elaboración propia con información de CONABIO (2021).

BT is characterized as a resting, refuge and breeding site for marine species, migratory and resident waterbirds (WHSRN, 2019). However, BT is deteriorating because its freshwater supply was channeled to irrigation district 041, while it receives untreated wastewater from agricultural and urban activities (containing phosphates, nitrates and nitrites) (Domínguez, 2010). In addition, El Sargento is a site for the development, reproduction and shelter of several biological species (López-Medellín et al., 2009), which shows deterioration due to contamination and siltation (Domínguez, 2010).

Biomass and carbon stock estimation defining the 2015 baseline

The study by Bautista-Olivas et al. (2018) describes in detail the field phase and estimates of aboveground biomass of BT and El Sargento, according to the technique of Kauffman, Donato, and Adame (2013) and the allometric equations of Day, Conner, Ley-Lou, Day, and Navarro (1987). At each site, the aboveground biomass of mangrove species was determined according to their density per unit area (ha), while the sum of their average values indicated the biomass per ha. This value was multiplied by the conversion factor 0.5 and thereby the C stock was obtained (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2013).

Estimates of biomass and C stock per ha for each site were extrapolated to their respective total areas covered by mangrove, determined by CONABIO (2016) and cross-checked in this study with Landsat 8 satellite images (United States Geological Survey [USGS], 2022) (Table 2). In this way, reference characteristics, which form part of the “baseline (2015)” for both sites, were established.

Estimation of aboveground biomass and carbon stock for 2020

The information reported by CONABIO (2021), which indicated gain, loss or unchanged permanence of

régimen de lluvias intermedio entre verano e invierno. En el área se distribuyen especies de mangle blanco (*Laguncularia racemosa* [L.] Gaertn), rojo (*Rhizophora mangle* L.) y negro (*Avicennia germinans* [L.] L.), catalogadas como “amenazadas” en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2019).

BT se caracteriza por ser un sitio de reposo, refugio y reproducción para especies marinas, aves acuáticas migratorias y residentes (WHSRN, 2019). No obstante, BT presenta deterioro porque su aporte de agua dulce se canalizó al distrito de riego 041, a la vez que recibe aguas residuales sin tratamiento, provenientes de actividades agropecuarias y urbanas (con fosfatos, nitratos y nitritos) (Domínguez, 2010). Por otra parte, El Sargento es un sitio de desarrollo, reproducción y resguardo de varias especies biológicas (López-Medellín et al., 2009), el cual muestra deterioro por contaminación y asolvamiento (Domínguez, 2010).

Estimación de la biomasa y reserva de carbono que definen la línea base 2015

El trabajo de Bautista-Olivas et al. (2018) describe con detalle la fase de campo y las estimaciones de biomasa aérea de BT y El Sargento, según la técnica de Kauffman, Donato, y Adame (2013) y las ecuaciones alométricas de Day, Conner, Ley-Lou, Day, y Navarro (1987). En cada sitio, la biomasa aérea de las especies de mangle se determinó según su densidad por unidad de área (ha), mientras que la suma de sus valores promedio indicó la biomasa por ha. Este valor se multiplicó por el factor de conversión 0.5 y con ello se obtuvo la reserva de C (Intergubernamental Panel on Climate Change [IPCC], 2013).

Las estimaciones de biomasa y de reserva de C por ha de cada sitio se extrapolaron a sus respectivas áreas totales cubiertas por manglar, determinadas por la CONABIO (2016) y cotejadas en este trabajo con imágenes satelitales Landsat 8 (Servicio Geológico de

Table 2. Characteristics of Landsat 8 satellite images used to estimate aboveground biomass and carbon stocks. Cuadro 2. Características de las imágenes satelitales Landsat 8 utilizadas en la estimación de biomasa aérea y reserva de carbono.

Site/Sitio	Date of purchase/ Fecha de adquisición	Code/Clave
El Sargento	09/02/2015	LC80360402015040LGN01
	07/02/2020	LC80360402020038LGN00
Bahía del Tóbari	10/01/2015	LC80340412015010LGN01
	25/02/2020	LC80340412020056LGN00

Source: USGS, 2022.
Fuente: USGS, 2022.

wetland, was used to know the behavior of the area covered by mangrove in both sites in 2020. These areas were compared with Landsat 8 satellite images (USGS, 2022) (Table 2). Based on this information and the baseline of 2015, the biomass and C stocks of 2020 were recalculated.

Avoided CO₂e emissions (2020) and economic valuation

As C sequestration has a market price in terms of tCO₂e, the determined C content was transformed into those units with the factor 3.7 (Howard et al., 2014), while the EV (USD) of the reserve was calculated with a direct method using the following formula (Valera & Carvajal, 2014):

$$VE = CO_2e * AT * Vc$$

where,

CO₂e = avoided emissions (t·ha⁻¹)

TA = total area covered by mangrove (ha)

Vc = marginal cost of reducing one tCO₂e (Hernández-Blanco et al., 2018).

World Bank (WB, 1.9 USD) (World Bank Group [WGB], 2019) and global VM (2.6 USD) (Ecosystem Marketplace, 2018) average prices were considered.

Statistical analysis

Statistically significant differences between the means of the C contents of both study sites, regarding each mangrove species and total stores, were estimated with the t-student test for independent samples. The homoscedasticity of the data was evaluated with the F-test ($P \leq 0.05$), to estimate heterogeneity in variances, using the Statistical Package for the Social Sciences software ver. 23.0 (IBM Corp. Released, 2015).

Results and Discussion

Biomass and carbon stock for the baseline for 2015

The areas covered by mangrove at BT and El Sargento are smaller than their geographic boundaries (Table 1). In BT, densities were 3162 trees·ha⁻¹ and 1147144.8 trees·TA⁻¹ (362.79 ha) with biomass of 104.1 ± 19.0 Mg·ha⁻¹ and 37756.7 ± 6901.6 Mg·TA⁻¹ and dominance of *A. germinans* (83.4 %) over *R. mangle* (16.6 %) (Table 3).

The densities at El Sargento were 4 406 trees·ha⁻¹ and 2 063 432 trees·TA⁻¹ (468.32 ha); i.e., 1.4 times more than BT (same ratio compared to mangrove area), which was attributed to its pristine character. The species *L. racemosa* dominated (60.1 %) over

Estados Unidos [USGS], 2022) (Cuadro 2). De esta forma se establecieron las características de referencia que forman parte de la “línea base (2015)” de ambos sitios.

Estimación de biomasa aérea y reserva de carbono para 2020

La información reportada por la CONABIO (2021), que indicó la ganancia, pérdida o permanencia sin cambios del humedal, se utilizó para conocer el comportamiento del área cubierta por el manglar en ambos sitios en 2020. Dichas áreas se cotejaron con imágenes satelitales Landsat 8 (USGS, 2022) (Cuadro 2). Con base en esa información y la línea base del 2015, se recalcularon la biomasa y las reservas de C de 2020.

Emisiones evitadas de CO₂e (2020) y valoración económica

Como la captura de C tiene un precio de mercado en términos de tCO₂e, el contenido de C determinado se transformó en esas unidades con el factor 3.7 (Howard et al., 2014), mientras que el VE (USD) de la reserva se calculó con un método directo a través de la fórmula siguiente (Valera & Carvajal, 2014):

$$VE = CO_2e * AT * Vc$$

donde,

CO₂e = emisiones evitadas (t·ha⁻¹)

AT = área total cubierta por el manglar (ha)

Vc = costo marginal de reducción de una tCO₂e (Hernández-Blanco et al., 2018).

Se consideraron los precios promedio del Banco Mundial (BM, 1.9 USD) (World Bank Group [WGB], 2019) y del MV global (2.6 USD) (Ecosystem Marketplace, 2018).

Análisis estadístico

Las diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los contenidos de C de ambos sitios de estudio, con respecto a cada especie de mangle y a los almacenes totales, se estimaron con la prueba *t-student* para muestras independientes. La homoscedasticidad de los datos se evaluó con la prueba *F* ($P \leq 0.05$), para estimar heterogeneidad en las varianzas, mediante el *software* Statistical Package for the Social Sciences ver. 23.0 (IBM Corp. Released, 2015).

Resultados y discusión

Biomasa y reserva de carbono para la línea base del 2015

Las áreas cubiertas por manglar en BT y en El Sargento son menores que sus límites geográficos (Cuadro 1).

Table 3. Baseline (2015): aboveground biomass (BA) and carbon sequestration in mangrove forest in Bahía del Tóbari and El Sargento, Sonora. Cuadro 3. Línea base (2015): biomasa aérea (BA) y captura de carbono en manglar de Bahía del Tóbari y El Sargento, Sonora.

Species/ Especie	Density (tree·ha ⁻¹)/ Densidad (árbol·ha ⁻¹)	Percentage (%)/ Proporción(%)	BA (Mg·ha ⁻¹)/ BA (Mg·ha ⁻¹)	Carbon in BA (MgC·ha ⁻¹)/ Carbono en BA (MgC·ha ⁻¹)	Density (tree·AT ⁻¹)/ Densidad (árbol·AT ⁻¹)	Biomass (Mg·AT ⁻¹)/ Biomasa (Mg·AT ⁻¹)	Carbono in BA (MgC·AT ⁻¹)/ Carbono en BA (MgC·AT ⁻¹)	t test / Prueba t
Bahía del Tóbari								
<i>Avicennia germinans</i>	2637	83.4	71.7 ± 10.3	35.9 ± 5.1	956679.6	26022.7 ± 3734.0	13024.2 ± 1850.2	a
<i>Rhizophora mangle</i>	525	16.6	32.3 ± 12.2	16.2 ± 6.1	190 465.2	11734.0 ± 4440.9	5877.2 ± 2213.0	a
Total	3162	100	104.1 ± 19.0	52.1 ± 9.5	1147144.8	37756.7 ± 6901.6	18901 ± 3446.5	a
El Sargento								
<i>A. germinans</i>	1500	34.04	39.2 ± 10.2	19.6 ± 5.1	702484.8	18350.1 ± 4788.5	9179.1 ± 2388.4	a
<i>Loguncularia racemosa</i>	2650	60.14	104.1 ± 32.3	52.1 ± 16.1	1241056.5	48758.9 ± 15118.8	24399.6 ± 7540.0	-
<i>R. mangle</i>	256	5.82	0.023 ± 0.02	0.01 ± 0.01	119890.7	10.6 ± 8.4	5.2 ± 4.2	b
Total	4406	100	143.3 ± 31.9	71.7 ± 16.0	2063432.0	67119.7 ± 14 948.4	33579 ± 7493.2	a

Source: Bautista-Olivas et al. (2018). AT is the total area covered by mangrove (Bahía del Tóbari, 362.79 ha; El Sargento, 468.32 ha). ± Standard error of the mean; 95 % confidence interval. Different letters indicate statistically significant differences (Student's t, P = 0.05) between the means of the C contents of both study sites, regarding each mangrove species and total stores.

Fuente: Bautista-Olivas et al. (2018). AT es el área total cubierta por el manglar (Bahía del Tóbari, 362.79 ha; El Sargento, 468.32 ha). ± Error estándar de la media; intervalo de confianza 95 %. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (t de Student, P = 0.05) entre las medias de los contenidos de C de ambos sitios de estudio, con respecto a cada especie de mangle y a los almacenes totales.

A. germinans (34.0 %) and *R. mangle* (5.8 %). Biomass was estimated at $143.3 \pm 31.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ and $67119.7 \pm 14948.4 \text{ Mg}\cdot\text{TA}^{-1}$.

When comparing the mangroves of Balandra, Zacatecas and Enfermería (Baja California Sur, Mexico), it was found that these had lower tree densities (12 924, 11 094 and 5 775 trees·ha⁻¹, respectively) and biomasses (68.7, 51.7 and 29.6 Mg·ha⁻¹ and 1 662.5, 931.32 and 56.24 Mg·TA⁻¹, respectively) than BT and El Sargento (Ochoa-Gómez et al., 2019), which was related to their respective areas and coverages (24.2 ha and 66 %; 18 ha and 77 %; 1.9 ha and 14 %).

C stores in BT were estimated at $52.1 \pm 9.5 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ and $71.7 \pm 16 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ in El Sargento, while TA recorded $18901 \pm 3446.5 \text{ MgC}$ and $33579 \pm 7493.2 \text{ MgC}$, respectively (Table 3). Like biomass, C stock in *A. germinans* was 2.2 times higher than in *R. mangle* in BT, and *L. racemosa* was 2.7 times higher than *A. germinans* at El Sargento

When contrasting the mean values of C content between BT and El Sargento, no statistically significant differences were found for total stores ($t = 1.41$; $P = 0.17$ and $F = 0.048$) and *A. germinans* ($t = -1.58$; $P = 0.12$ and $F = 0.82$). The opposite was observed for *R. mangle* ($t = -2.57$; $P = 0.02$ and $F = 9.4 \times 10^{-39}$), which was associated with the disproportionate abundance in BT (16.6 %) and El Sargento (5.82 %); *L. racemosa* was excluded from the analysis because it was only found in El Sargento.

Baseline (2015) – prediction for 2020

Mangrove cover changed from 2015 to 2020 in both study sites; in the case of BT there was an increase of 68.77 ha. Because atmospheric CO₂ fixation in mangrove depends on density, productivity, basal area, height and age of trees (Siteo, Commissario, & Guedes, 2014), and in the absence of such information to define concrete values of biomass and C stocks in the area gained in BT, this was excluded from the prediction for 2020; however, for the area that remained constant, a biomass of $37756.7 \pm 6901.6 \text{ Mg}\cdot\text{TA}^{-1}$ was reported and a C reserve of $18901.4 \pm 3447 \text{ Mg}\cdot\text{TA}^{-1}$ (Table 4). According to Kauffman et al. (2016), mangrove loss emits GHG amounts greater than 66.3 %.

Avoided CO₂e emissions and economic valuation (2015-2020)

In 2015, estimated avoided CO₂e emissions in BT were higher in *A. germinans* than in *R. mangle*, and together totaled $191.2 \pm 41.1 \text{ tCO}_2\text{e}\cdot\text{ha}^{-1}$ and $69368.2 \pm 14912.2 \text{ tCO}_2\text{e}\cdot\text{AT}^{-1}$ (Table 5). At El Sargento, emissions were higher for *L. racemosa* and lower for *R. mangle*;

En BT, las densidades fueron 3 162 árboles·ha⁻¹ y 1147144.8 árboles·AT⁻¹ (362.79 ha) con biomasa de $104.1 \pm 19.0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ y $37756.7 \pm 6901.6 \text{ Mg}\cdot\text{AT}^{-1}$ y dominancia de *A. germinans* (83.4 %) sobre *R. mangle* (16.6 %) (Cuadro 3).

En El Sargento, las densidades fueron 4 406 árboles·ha⁻¹ y 2 063 432 árboles·AT⁻¹ (468.32 ha); es decir, 1.4 veces más que BT (misma relación con respecto a la superficie del manglar), lo que se atribuyó a su carácter prístino. La especie *L. racemosa* dominó (60.1 %) sobre *A. germinans* (34.0 %) y *R. mangle* (5.8 %). La biomasa se estimó en $143.3 \pm 31.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ y $67119.7 \pm 14948.4 \text{ Mg}\cdot\text{AT}^{-1}$.

Al comparar los manglares de Balandra, Zacatecas y Enfermería (Baja California Sur, México) se encontró que estos presentaron densidades arbóreas (12924, 11094 y 5775 árboles·ha⁻¹, respectivamente) y biomasa menores (68.7, 51.7 y 29.6 Mg·ha⁻¹ y 1662.5, 931.32 y 56.24 Mg·AT⁻¹, respectivamente) que BT y El Sargento (Ochoa-Gómez et al., 2019), lo que se relacionó con sus áreas y coberturas respectivas (24.2 ha y 66 %; 18 ha y 77 %; 1.9 ha y 14 %).

Los almacenes de C en BT se estimaron en $52.1 \pm 9.5 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ y $71.7 \pm 16 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ en El Sargento, mientras que las AT registraron $18901 \pm 3446.5 \text{ MgC}$ y $33579 \pm 7493.2 \text{ MgC}$, respectivamente (Cuadro 3). Similar a la biomasa, la reserva de C en *A. germinans* fue 2.2 veces mayor que en *R. mangle* en BT, y *L. racemosa* fue 2.7 veces superior que *A. germinans* en El Sargento.

Al contrastar los valores promedio del contenido de C entre BT y El Sargento, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en los almacenes totales ($t = 1.41$; $P = 0.17$ y $F = 0.048$) y de *A. germinans* ($t = -1.58$; $P = 0.12$ y $F = 0.82$). Con *R. mangle* sucedió lo contrario ($t = -2.57$; $P = 0.02$ y $F = 9.4 \times 10^{-39}$), lo cual se asoció a la desproporción de su abundancia en BT (16.6 %) y El Sargento (5.82 %); *L. racemosa* se excluyó del análisis porque solo se encontró en El Sargento.

Línea base (2015) – pronóstico 2020

La cobertura de manglar se modificó de 2015 a 2020 en ambos sitios de estudio; en el caso de BT se registró un aumento de 68.77 ha. Debido a que la fijación del CO₂ atmosférico en el manglar depende de la densidad, productividad, área basal, altura y edad de los árboles (Siteo, Commissario, & Guedes, 2014), y ante la falta de dicha información para definir valores concretos de biomasa y de reservas de C en el área ganada en BT, esta se excluyó del pronóstico de 2020; sin embargo, para el área que permaneció constante se obtuvo una biomasa de $37756.7 \pm 6901.6 \text{ Mg}\cdot\text{AT}^{-1}$ y una reserva de C de $18901.4 \pm 3447 \text{ Mg}\cdot\text{AT}^{-1}$ (Cuadro 4). En lo que respecta a El Sargento, se registró la pérdida de 24.9 ha y reducciones

Table 4. Estimates of biomass and carbon sequestration in the mangrove of Bahía del Tóbari and El Sargento, Sonora, for the year 2020.**Cuadro 4. Estimaciones de biomasa y captura de carbono en el manglar de Bahía del Tóbari y El Sargento, Sonora, para el año 2020.**

	Density (tree·TA ⁻¹)/ Densidad (árbol·AT ⁻¹)	Biomass (Mg·TA ⁻¹)/ Biomasa (Mg·AT ⁻¹)	Carbon (MgC·TA ⁻¹)/ Carbono (MgC·AT ⁻¹)
Bahía del Tóbari			
<i>Avicennia germinans</i>	956 679.6	26 022.7 ± 3 734.0	13 024.2 ± 1 850.2
<i>Rhizophora mangle</i>	190 465.2	11 734.0 ± 4 440.9	5 877.2 ± 2 213.0
Total	1 147 144.8	37 756.7 ± 6 901.6	18 901.4 ± 3 447
El Sargento			
<i>A. germinans</i>	665 112.5	17 373.9 ± 4 533.7	8 690.8 ± 2 261.4
<i>Laguncularia racemosa</i>	1 175 032.0	46 165.0 ± 14 314.5	23 101.6 ± 7 138.9
<i>R. mangle</i>	113 512.5	10.1 ± 7.9	4.9 ± 4.0
Total	1 953 657.0	63 548.9 ± 14 153.1	31 792.4 ± 7 095

TA is to the total area covered by mangrove (Bahía del Tóbari, 362.79 ha; El Sargento, 443.4 ha). ±Standard error of the mean; 95 % confidence interval.

AT es al área total cubierta por el manglar (Bahía del Tóbari, 362.79 ha; El Sargento, 443.4 ha). ±Error estándar de la media; intervalo de confianza 95 %.

Table 5. Estimates of avoided CO₂e emissions in the mangroves of Bahía del Tóbari and El Sargento (Sonora) and economic valuation.**Cuadro 5. Estimaciones de CO₂e evitadas en los manglares de Bahía del Tóbari y El Sargento (Sonora) y valoración económica.**

Species/ Especie	CO ₂ e (tCO ₂ e·ha ⁻¹)	CO ₂ e (tCO ₂ e·TA ⁻¹)	CO ₂ e (tCO ₂ e·TA ⁻¹)	World Bank (1.9 USD·tCO ₂ e ⁻¹)/ Banco Mundial (1.9 USD·tCO ₂ e ⁻¹)	Voluntary carbon market (2.6 USD·tCO ₂ e ⁻¹)/ Mercado voluntario (2.6 USD·tCO ₂ e ⁻¹)
	2015	2015	2020	2020	2020
Bahía del Tóbari					
<i>Avicennia germinans</i>	131.8 ± 18.7	47 798.8 ± 6790.4	47 798.8 ± 6 790.4	90 817.7 ± 12 901.7	124 276.85 ± 17 654.9
<i>Rhizophora mangle</i>	59.5 ± 22.4	21 569.4 ± 8 121.8	21 569.4 ± 8 121.8	40 981.8 ± 15 431.4	56 080.36 ± 21 116.7
Total	191.2 ± 41.1	69 368.2 ± 14 912.2	69 368.2 ± 14 912.2	131 799.5 ± 28 333.1	180 357.21 ± 38 771.6
El Sargento					
<i>A. germinans</i>	71.9 ± 18.7	33 687.4 ± 8 765.6	31 895.2 ± 8 299.3	60 601.0 ± 15 768.6	82 927.6 ± 21 578.1
<i>Laguncularia racemosa</i>	191.2 ± 59.1	89 546.7 ± 27 671.8	84 782.8 ± 26 199.7	161 087.3 ± 49 779.4	220 435.2 ± 68 119.1
<i>R. mangle</i>	0.04 ± 0.03	18.9 ± 15.5	17.9 ± 14.6	34.0 ± 27.8	46.5 ± 38.1
Total	263.2 ± 77.8	123 253 ± 36 452.9	116 696 ± 34 513.6	221 722.2 ± 65 575.8	303 409.4 ± 89 735.3

Voluntary carbon market (Ecosystem Marketplace, 2018); World Bank (WBG, 2019). ± Standard error of the mean; 95 % confidence interval.

Mercado voluntario (Ecosystem Marketplace, 2018); Banco Mundial (WBG, 2019). ± Error estándar de la media; intervalo de confianza 95 %.

together they totaled 263.2 ± 77.8 tCO₂e·ha⁻¹ and 123253 ± 36452.9 tCO₂e·AT⁻¹. The highest amount of avoided CO₂e emissions placed Sargento above BT.

In 2020, the EV of avoided emissions of tCO₂e·ha⁻¹ in BT were 131799.5 ± 28333.1 USD (WB) and 180357.21 ± 38771.6 USD (VM) (Table 5); because of its abundance, *A. germinans* represented the largest economic contribution in both markets (Figures 3 and 4). For El Sargento (2020), EV were 221722.2 ± 65575.8 USD (WB) and 303409.4 ± 89735.3 USD (VM) (Table 5); by dominance, *L. racemosa* had the highest EV in both markets (Figures 3 and 4). As in 2015, BT achieved a lower price than El Sargento in both markets (Table 5), despite changes in TA.

Reduction of mangrove cover in El Sargento implied a C loss of 1786.4 ± 398.6 MgC·TA⁻¹, equivalent to emissions of 6556.1 tCO₂e·TA⁻¹ to the atmosphere, with an economic loss in C stock of 12458.5 ± 3684.7 USD according to the WB or 17048.4 ± 5042.2 USD according to the VM (Table 6).

Herrera et al. (2016) found that the C stored in the biomass of BT and El Sargento was 1.24 times higher (in both cases) compared to the overall assessment of the North Pacific mangroves. For comparison purposes, this study took the C reference values reported by Herrera et al. (2016) and estimated avoided CO₂e emissions. Thus, the North Pacific recorded 154.47 t·ha⁻¹, while the extreme values corresponded to the

de biomasa (63548.9 ± 14153.1 Mg·AT⁻¹) y reserva de C (31792.4 ± 7095 Mg·AT⁻¹) (Cuadro 4). Según Kauffman et al. (2016), la pérdida de manglar emite cantidades de GEI superiores a 66.3 %.

Emisiones evitadas de CO₂e y valoración económica (2015-2020)

En 2015, la estimación de las emisiones evitadas de CO₂e en BT fue mayor en *A. germinans* que en *R. mangle*, y en conjunto sumaron 191.2 ± 41.1 tCO₂e·ha⁻¹ y 69368.2 ± 14912.2 tCO₂e·AT⁻¹ (Cuadro 5). En El Sargento, las emisiones fueron superiores en *L. racemosa* y menores en *R. mangle*; en conjunto sumaron 263.2 ± 77.8 tCO₂e·ha⁻¹ y 123253 ± 36452.9 tCO₂e·AT⁻¹. La mayor cantidad de emisiones de CO₂e evitadas colocó al Sargento sobre BT.

En el 2020, los VE de las emisiones evitadas de tCO₂e·ha⁻¹ en BT fueron 131799.5 ± 28333.1 USD (BM) y 180357.21 ± 38771.6 USD (MV) (Cuadro 5); por su abundancia, *A. germinans* representó la mayor contribución económica en ambos mercados (Figuras 3 y 4). Para El Sargento (2020), los VE fueron 221722.2 ± 65575.8 USD (BM) y 303409.4 ± 89735.3 USD (MV) (Cuadro 5); por su dominio, *L. racemosa* obtuvo el mayor VE en ambos mercados (Figuras 3 y 4). Al igual que en el 2015, BT alcanzó un precio inferior que El Sargento en ambos mercados (Cuadro 5), pese a los cambios en las AT.

La reducción de la cubierta de manglar en El Sargento implicó una pérdida de C de 1786.4 ± 398.6 MgC·AT⁻¹, equivalentes a emisiones de 6556.1 tCO₂e·AT⁻¹ a la



Figure 3. Economic value of avoided CO₂e emissions in mangroves Bahía del Tóbari and El Sargento, Sonora (2020) based on World Bank price (1.9 USD·tCO₂e⁻¹). Bars indicate standard error of the mean; 95 % confidence interval.

Figura 3. Valor económico de las emisiones de CO₂e evitadas en los manglares Bahía del Tóbari y El Sargento, Sonora (2020) con base en el precio del Banco Mundial (1.9 USD·tCO₂e⁻¹). Las barras indican el error estándar de la media; intervalo de confianza 95 %.

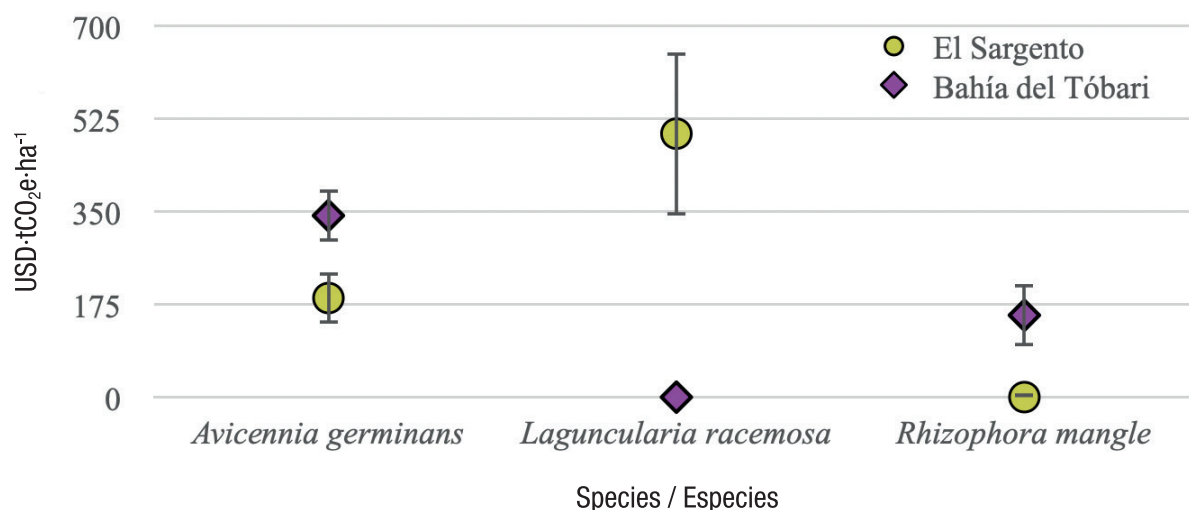


Figure 4. Economic value of CO₂e emissions avoided in the mangroves Bahía del Tóbari and El Sargento, Sonora (2020) based on the voluntary carbon market price (2.6 USD·tCO₂e⁻¹). Bars indicate standard error of the mean, 95 % confidence interval.

Figura 4. Valor económico de las emisiones de CO₂e evitadas en los manglares Bahía del Tóbari y El Sargento, Sonora (2020) con base en el precio del mercado voluntario (2.6 USD·tCO₂e⁻¹). Las barras indican el estándar de la media, intervalo de confianza 95 %.

Table 6. Losses of biomass, carbon and economic value of avoided CO₂e emissions in El Sargento, Sonora.

Cuadro 6. Pérdidas de biomasa, carbono y del valor económico de las emisiones de CO₂e evitado en El Sargento, Sonora.

Species / Especie	Density (tree·TA ⁻¹) / Densidad (árbol·AT ⁻¹)	Biomass (Mg·TA ⁻¹) / Biomasa (Mg·AT ⁻¹)	Carbon (MgC·TA ⁻¹) / Carbono (MgC·AT ⁻¹)	CO ₂ e (tCO ₂ e·AT ⁻¹)	World Bank (1.9 USD·tCO ₂ e ⁻¹) / Banco Mundial (1.9 USD·tCO ₂ e ⁻¹)	Voluntary carbon market (2.6 USD·tCO ₂ e ⁻¹) / Mercado voluntario (2.6 USD·tCO ₂ e ⁻¹)
<i>Avicennia germinans</i>	37 372.3	976.2 ± 254.7	488.33 ± 127.1	1 792.2 ± 466.3	3 405.1 ± 886.0	4 659.7 ± 1 212.5
<i>Laguncularia racemosa</i>	66 024.5	2 594.0 ± 804.3	1 298.07 ± 401.1	4 763.9 ± 1 472.1	9 051.4 ± 2 797.1	12 386.1 ± 3 827.6
<i>Rhizophora mangle</i>	6 378.2	0.6 ± 0.4	0.27 ± 0.2	1.0 ± 0.8	1.9 ± 1.6	2.6 ± 2.1
Total	109 775	3 570.8 ± 795.3	1 786.4 ± 398.6	6 556.1 ± 1 463.0	12 458.5 ± 3 684.7	17 048.4 ± 5 042.2

Yucatan Peninsula ($171.68 \text{ tCO}_2\text{e}\cdot\text{ha}^{-1}$) and the South Pacific ($512.52 \text{ tCO}_2\text{e}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Table 7). While the calculated EVs for the North Pacific were 401.6 USD (WB) and 293.5 tCO_2e USD (VM) (Table 7), the estimates for BT and El Sargento were 1.24 and 1.7 times higher. After the North Pacific region, the Yucatan Peninsula recorded the lowest EV ($446.4 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$ [VM]) and $326.2 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$ [WB]) and the South Pacific the highest.

In other North Pacific mangroves, such as the Marismas Nacionales Biosphere Reserve (Nayarit), aboveground biomass was estimated at 361 ± 296 and $43.83 \pm 21.39 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the northern and southern zones, respectively, with reserves of 159.9 ± 132.6 and $19.73 \pm 9.5 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the north and 586.30 ± 486.20 and $72.34 \pm 34.83 \text{ tCO}_2\cdot\text{ha}^{-1}$ in the south (Quintero-Morales, Plata-Rocha, Olimón-Andalon, Monjardín-Armenta, & Nemiga-Antonio, 2021). These biomasses are higher compared to BT ($104.1 \pm 19.0 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) and El Sargento ($143.3 \pm 31.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), even though the reserve experiences anthropogenic pressure and frequent hydrometeorological events. Biomass, C stocks and avoided CO_2 emissions were higher in the northern zone of that reserve, where *A. germinans* predominated; these results are contrary to those of the present study, since this species dominated in BT where the lowest values were recorded.

atmósfera, con una pérdida económica en la reserva de C de $12\,458.5 \pm 3684.7$ USD según el BM o de $17\,048.4 \pm 5\,042.2$ USD según el MV (Cuadro 6).

Herrera et al. (2016) determinaron que el C almacenado en la biomasa de BT y El Sargento fue 1.24 veces mayor (en ambos casos) con respecto a la evaluación general de los manglares del Pacífico norte. Con fines de comparación, en este trabajo se tomaron los valores de referencia de C reportados por Herrera et al. (2016) y se estimaron las emisiones de CO_2e evitadas. Así, el Pacífico Norte registró $154.47 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, mientras que los valores extremos correspondieron a la península de Yucatán ($171.68 \text{ tCO}_2\text{e}\cdot\text{ha}^{-1}$) y el Pacífico Sur ($512.52 \text{ tCO}_2\text{e}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Cuadro 7). En tanto que los VE calculados para el Pacífico Norte fueron 401.6 USD (BM) y 293.5 tCO_2e USD (MV) (Cuadro 7), las estimaciones para BT y El Sargento fueron 1.24 y 1.7 veces mayores. Después de la región del Pacífico Norte, la península de Yucatán registró los VE menores ($446.4 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$ [MV] y $326.2 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$ [BM]) y el Pacífico Sur los mayores.

En otros manglares del Pacífico norte, como la Reserva de la Biosfera de Marismas Nacionales (Nayarit), la biomasa aérea se estimó en 361 ± 296 y $43.83 \pm 21.39 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en las zonas norte y sur, respectivamente,

Table 7. Estimated avoided CO_2e emissions and economic value in the study mangroves and other regions of Mexico (values calculated in this study from Herrera et al., 2016[§]).

Cuadro 7. Estimación de emisiones evitadas de CO_2e y valor económico en los manglares de estudio y otras regiones de México (valores calculados en este trabajo a partir de Herrera et al., 2016[§]).

Mangrove/Region/ Manglar/Región	Carbon ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$)/ Carbono ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$)	CO_2e ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Voluntary carbon market ($2.6 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$)/ Mercado voluntario ($2.6 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$)	World Bank ($1.9 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$)/ Banco Mundial ($1.9 \text{ USD}\cdot\text{tCO}_2\text{e}^{-1}$)
Bahía del Tóbari	52.1	191.21	497.1	363.3
El Sargento	71.7	263.18	684.3	500.0
Pacific Center/ Pacífico Centro	101.75 [§]	373.42	970.9	709.5
North Pacific/ Pacífico Norte	42.09 [§]	154.47	401.6	293.5
South Pacific/ Pacífico Sur	139.65 [§]	512.52	1 332.5	973.8
Yucatan Peninsula/ Península de Yucatán	46.78 [§]	171.68	446.4	326.2
Gulf of Mexico/ Golfo de México	137.32 [§]	503.96	1 310.3	957.5

According to Agraz-Hernández et al. (2020), the EV of avoided CO₂ emissions in the reserve amounts to 4431,826.7 USD, based on a market price per tCO₂e of 5.5 USD and a TA of 3280 ha. This area is higher than that of BT (362.8 ha) and El Sargento (443.31 ha), as well as the tCO₂e price considered in this study (WB and VM, 1.9 and 2.6 USD, respectively).

The C stock of the mangrove biomass of the Nuevas Grandes-La Isleta Bay (in Cuba) was calculated at 13.27 t·ha⁻¹, and the VE of the TA (2 631.3 ha) at 1353372.55 Cuban pesos (Díaz, González, Pérez, & Reyes, 2018), without specifying the tCO₂e price. That C stock is lower than that recorded for BT and El Sargento (52.1 ± 9.5 and 71.7 ± 16 MgC·ha⁻¹ respectively).

Access to financial mechanisms

In order to access financing mechanisms, it is necessary to demonstrate that the C stock can be increased, and CO₂ emissions can be reduced with additional economic incentives in BT and El Sargento. Therefore, the C baseline is defined (Herold et al., 2011) and the amount of C stored in the area in a certain time, with and without project (conservation, maintenance, rehabilitation or recovery). The CEC (2017) highlights mangrove financing if linked to climate change mitigation and adaptation strategies (contemplated in the National Climate Change Strategy) and biodiversity (National Biodiversity Strategy), because of the importance and vulnerability of priority ecosystems and their role as biodiversity “aggregators”. Although the quantification of edaphic C stores is recommended to complement the present study, neither the type of reservoir nor the extension of the mangrove are limiting factors for requesting financing, since it can be managed under maintenance and conservation strategies as occurs with mangroves in other countries (Table 8).

Limitations of this study include the lack of annual field measurements to generate a continuous record of biomass and soil C increments and determine the annual sequestration rate, as well as the lack of standardized methods for carbon quantifications and EV. This topic is particularly important because it allows the establishment of a baseline and the determination of C sequestration over time that is comparable between regions.

This suggests the development of the following lines of research: (i) edaphic C baseline and continuous monitoring of C in biomass and soil, since considering all C stocks would provide an integral evaluation and, with it, a complete scenario of C stock and its trend over time; (ii) integral EV of C stocks (biomass and soil) that would increase their cost and facilitate their insertion

con reservas de 159.9 ± 132.6 y 19.73 ± 9.5 MgC·ha⁻¹ en el norte y 586.30 ± 486.20 y 72.34 ± 34.83 tCO₂·ha⁻¹ en el sur (Quintero-Morales, Plata-Rocha, Olimón-Andalon, Monjardín-Armenta, & Nemiga-Antonio, 2021). Dichas biomásas son superiores con respecto a BT (104.1 ± 19.0 Mg·ha⁻¹) y El Sargento (143.3 ± 31.9 Mg·ha⁻¹), pese a que la reserva experimenta presión antrópica y frecuentes eventos hidrometeorológicos. La biomasa, las reservas de C y las emisiones evitadas de CO₂ fueron mayores en la zona norte de dicha reserva, donde predominó *A. germinans*; dichos resultados son contrarios a los del presente estudio, ya que esta especie dominó en BT donde se registraron los valores menores.

Según Agraz-Hernández et al. (2020), el VE de las emisiones evitadas de CO₂ en la reserva asciende a 4431826.7 USD, con base en un precio de mercado de tCO₂e de 5.5 USD y un AT de 3 280 ha. Dicha superficie es superior a la de BT (362.8 ha) y El Sargento (443.31 ha), así como el precio de tCO₂e considerado en este trabajo (BM y MV, 1.9 y 2.6 USD, respectivamente).

El almacén de C de la biomasa del manglar de la Bahía de Nuevas Grandes-La Isleta (en Cuba) se calculó en 13.27 t·ha⁻¹, y el VE del AT (2 631.3 ha) en 1353372.55 pesos cubanos (Díaz, González, Pérez, & Reyes, 2018), sin especificar el precio de la tCO₂e. Esa reserva de C es menor que la registrada en BT y en El Sargento (52.1 ± 9.5 y 71.7 ± 16 MgC·ha⁻¹ respectivamente).

Acceso a mecanismos de financiamiento

Para acceder a mecanismos de financiamiento es necesario demostrar que se puede aumentar la reserva de C y disminuir las emisiones de CO₂ con incentivos económicos adicionales en BT y en El Sargento. Para ello, se define la línea base de C (Herold et al., 2011) y la cantidad de C almacenada en el área en cierto tiempo, con y sin proyecto (conservación, mantenimiento, rehabilitación o recuperación). La CCA (2017) destaca el financiamiento de manglares si se vincula con estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático (contemplados en la Estrategia Nacional de Cambio Climático) y de biodiversidad (Estrategia Nacional sobre Biodiversidad), por la importancia y vulnerabilidad de ecosistemas prioritarios y por su función como “agregadores” de biodiversidad. Aunque la cuantificación de los almacenes de C edáfico es recomendable para complementar el presente estudio, ni el tipo de reservorio ni la extensión del manglar, son limitantes para solicitar financiamiento, ya que se puede gestionar bajo estrategias de mantenimiento y conservación como ocurre con los manglares de otros países (Cuadro 8).

Las limitaciones de este trabajo incluyen la falta de mediciones anuales de campo para generar un registro

Table 8. Avoided CO₂e emissions in mangroves and financing mechanisms.**Cuadro 8. Emisiones evitadas de CO₂e en manglares y mecanismos de financiamiento.**

Mangrove/ Manglar	Country/ País	Area (ha)/ Superficie (ha)	Stock/ Almacén	CO ₂ e (t·ha ⁻¹)	CO ₂ e (t·yr ⁻¹)/ CO ₂ e (t·año ⁻¹)	CO ₂ e (t·TA ⁻¹)/ CO ₂ e (t·AT ⁻¹)	EV objective/ Objetivo VE	Source Fuente
Bahía del Tóbari	Mexico/ México	431.57	B	191.2	-	69 368.2	C	Present study/ Este estudio
El Sargento	Mexico/ México	443.41	B	263.2	-	116 695.92	C	Present study/ Este estudio
Manglares de México	Mexico/ México	-	B	1 336*	-	-	SV	Herrera et al. (2016)
Ciénaga Grande de Santa Marta	Colombia	29 800	B	393.8	-	-	SE	De la Peña, Rojas, and De la Peña (2010)
Ciénaga de la Virgen	Colombia	3 025	B	-	2 654.22	-	-	Carbal, Muñoz, and Solar (2015)
Batam City	Indonesia	115	B	-	-	114 623 ^b	CDM (A, R)/ MDL (A, R)	CDM and UNFCCC (2019)
Islas Bengkalis, Riau, Simeulue and Aceh	Indonesia	1 500 a 15 000	S, B	-	1 000-2 000 ^d	-	REDD+ (C)	Broadhead (2011)
Bahía Gazi	Kenya	117	S, B	-	2 023	-	VM (R)/ MV (R)	Broadhead (2011)
Manglares de Panamá	Panama	2 000	NE	-	-	885 791 [§]	CDM (C, R)/ MDL (C, R)	Broadhead (2011)
Sine Saloum and Casamance	Senegal	1 700	B	-	2 262	67 850.9 ^b	CDM (R)/ MDL (R)	CDM and UNFCCC (2019)

Stock: B = biomass, S = soil, NE = no specified. Economic value (EV): A = aforestation; C = conservation; CDM = clean development mechanism; R = reforestation; REDD+ = reducing emissions from deforestation and forest degradation program; VM = voluntary carbon market; SV = no economic valuation in 30^a, 25^a and 22^a years. *Average value.

Almacén: B = biomasa, S = suelo, SE = sin especificar. Valor económico (VE): A = aforestation; C = conservación; MDL = mecanismo de desarrollo limpio; R = reforestación; REDD+ = programa reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación forestal; MV = mercado voluntario; SV = sin valoración económica en 30^a, 25^a y 22^a años. [§]Valor promedio.

in the market; iii) standardized methodologies for the EV of this environmental service, which would avoid under- or overvaluation of the C stock and, consequently, favor an impartial market; and iv) development and implementation of strategies for accessing blue C financing mechanisms, which would benefit the conservation and maintenance of mangrove ecosystem services, including climate change.

Conclusions

For 2020, in Bahía del Tóbari, avoided emissions were estimated at 69368.2 tCO₂e in the total area (TA)

continuo de los incrementos de C en biomasa y suelo y determinar la tasa de captura anual, así como la falta de métodos estandarizados para las cuantificaciones de carbono y los VE. Este rubro cobra particular importancia porque permite el establecimiento de una línea base y la determinación de la captura de C en el tiempo que es comparable entre regiones.

Esto sugiere el desarrollo de las siguientes líneas de investigación: i) línea base de C edáfico y monitoreo continuo de C en biomasa y suelo, ya que al considerar todos los almacenes de C se tendría una evaluación integral y, con ello, un escenario completo de

with a value of 131799.5 USD according to the World Bank and 180357.21 USD according to the voluntary carbon market. For the case of El Sargento, avoided emissions of 116696 tCO₂e·AT⁻¹ were calculated with a price of 221722.25 USD in the World Bank and 303409.39 USD in the voluntary carbon market. This research establishes a first approximation of the economic value that the C stock represents in the mangroves studied. Although it is necessary to complement with other studies on edaphic carbon stocks and the annual capacity of the systems to maintain or increase the C content, it is estimated that Bahía del Tóbari and El Sargento can enter the carbon market or other payment schemes for environmental services to promote maintenance and conservation.

End of English version

References / Referencias

- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Chávez-Barrera, J., Osti-Sáenz, J., Expósito-Díaz, G., ...Rivera-Arriaga, E. (2020). Reserva de carbono en un ecosistema de manglar al norte de México: cambios ambientales durante 35 años. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e912910. doi: 10.22201/ib.20078706e.2020.91.2910
- Bautista-Olivas, A. L., Mendoza-Cariño, M., Rodríguez, J. C., Colado-Amador, C. E., Robles-Zazueta, C. A., & Meling-López, A. E. (2018). 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. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(3), 387-403. doi: 10.5154/r.rchscfa.2018.02.020
- Broadhead, J. S. (2011). *Reality check on the potential to generate income from mangroves through carbon credit sales and payments for environmental services*. Rome, Italy: FAO. Retrieved from www.fao.org/3/a-ar463e.pdf
- Carbal, H., Muñoz, C., & Solar, C. L. (2015). Valoración económica integral de los bienes y servicios ambientales ofertados por el ecosistema de manglar ubicado en la Ciénaga de la Virgen. Cartagena-Colombia. *Saber, Ciencia y Libertad*, 10(1), 125-145. doi: 10.18041/2382-3240/saber.2015v10n1.918
- 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>
- Clean Development Mechanism & The United Nations Framework Convention on Climate Change (CDM & UNFCCC). (2019). Project Search. Retrieved July 3, 2019 from <https://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2016). Retrieved February 2, 2021, from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2021). Retrieved February 2, 2021, from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2017). Conabio publica información histórica sobre la extensión de manglares en México. Retrieved February 2, 2021, from <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/conabio-publica-informacion-historica-sobre-la-extension-de-manglares-en-mexico-94496>
- Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). (2017). *Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de carbono azul en la política pública mexicana*. Montreal, Canada: Author. Retrieved from <http://www3.cec.org/islandora/es/item/11688-lisis-de-las-oportunidades-para-la-integracion-del-concepto-de-carbono-azul-en>
- reserva de C y su tendencia en el tiempo; ii) VE integral de las reservas de C (biomasa y suelo) que incrementaría su costo y facilitaría su inserción en el mercado; iii) metodologías estandarizadas para el VE de este servicio ambiental, que evitaría las sub o supervaloraciones de la reserva de C y, en consecuencia, favorecería un mercado imparcial; y iv) desarrollo y cumplimiento de estrategias para acceder a mecanismos de financiamiento de C azul, que beneficiaría la conservación y mantenimiento de los servicios ecosistémicos de los manglares, entre ellos, el cambio climático.

Conclusiones

Para el 2020, en Bahía del Tóbari se estimaron emisiones evitadas de 69 368.2 tCO₂e en el área total (AT) con un valor de 131 799.5 USD según el Banco Mundial y 180357.21 USD conforme el mercado voluntario. Para el caso de El Sargento se calcularon emisiones evitadas de 116 696 tCO₂e·AT⁻¹ con precio de 221722.25 USD en el Banco Mundial y 303 409.39 USD en el mercado voluntario. Este trabajo establece una primera aproximación al valor económico que la reserva de C representa en los manglares estudiados. Aunque es necesario complementar con otros estudios sobre las reservas de carbono edáfico y la capacidad anual de los sistemas para mantener o incrementar el contenido de C, se estima que Bahía del Tóbari y El Sargento pueden ingresar al mercado de carbono u otros esquemas de pago por servicios ambientales, para promover su mantenimiento y conservación.

Fin de la versión en español

February 2, 2021, from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2021). Retrieved February 2, 2021, from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (2017). Conabio publica información histórica sobre la extensión de manglares en México. Retrieved February 2, 2021, from <https://www.gob.mx/semarnat/prensa/conabio-publica-informacion-historica-sobre-la-extension-de-manglares-en-mexico-94496>

Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA). (2017). *Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de carbono azul en la política pública mexicana*. Montreal, Canada: Author. Retrieved from <http://www3.cec.org/islandora/es/item/11688-lisis-de-las-oportunidades-para-la-integracion-del-concepto-de-carbono-azul-en>

- 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
- De la Peña, A., Rojas, C. A., & De la Peña, M. (2010). Valoración económica del manglar por el almacenamiento de carbono, Ciénaga Grande de Santa Marta. *Clío América*, 4(7), 133–150. doi: 10.21676/23897848.400
- Díaz, A. D. M., González, M. Y., Pérez, F. R., & Reyes, G. A. (2018). Valoración económica de bienes y servicios ecosistémicos. Caso: Reserva Ecológica Bahía Nuevas Grandes La Isleta. Manati. Las Tunas. *Revista Académica de Investigación*, 9(27), 52–69. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7288122>
- Domínguez, S. L. (2010). Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental, detectada en el área de influencia del campo pesquero el paredón colorado y el paredoncito, Bahía del Tóbari, municipio de Benito Juárez, Sonora, para el establecimiento de infraestructura pesquera. *Revista Sistemas Ambientales*, 3(2), 18–61.
- Ecosystem Marketplace. (2018). Voluntary carbon markets insights: 2018 outlook and first-quarter trends. Retrieved from <https://www.forest-trends.org/publications/voluntary-carbon-markets/>
- García, E., & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (1998). *Climas Escala 1:1 000 000*. México: CONABIO.
- Guerra-Cano, L., Guerra-Martínez, F., Urrea-Mariño, U., & Romero, D. (2020). ¿Cuál es el valor económico del manglar ante el cambio climático? *Nuestra Tierra*, 6 10. doi: 10.13140/RG.2.2.32665.44646
- Hernández, G. I., Sol, Á., Ruíz, O., Valdez, J. I., López, J. C., & Reta, J. (2016). Diagnóstico del proceso de reforestación en manglares de la costa de Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(14), 2883–2894. Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342016001002883&lng=es&tlng=es
- Hernández-Blanco, M., Costanza, R., & Cifuentes-Jara, M. (2018). *Valoración económica de los servicios ecosistémicos provistos por los manglares del Golfo de Nicoya*. San José, Costa Rica: Conservación Internacional. Retrieved from http://www.sinac.go.cr/ES/docu/Inventario%20Nacional%20Humedales/Servicios%20Ecosist%C3%A9micos%20Manglar_2018.pdf
- Herold, M., Román-Cuesta, R. M., Mollicone, D., Hirata, Y., Laake, P. V., Asner, G. P., ...MacDicken, K. (2011). Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. *Carbon Balance Manage*, 6(1),13. doi: 10.1186/1750-0680-6-13
- 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.scielo.org.mx/pdf/tl/v34n1/2395-8030-tl-34-01-00061.pdf>
- Herrera-Silveira, J. (2019). Pastos marinos. In F. Paz-Pellat, J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos, & A. S. Velázquez-Rodríguez (Eds.), *Estado del ciclo del carbono: Agenda azul y verde* (pp.150–177). México. Programa Mexicano del Carbono. Retrieved from <http://cathi.uacj.mx/bitstream/handle/20.500.11961/16709/FLUJOS%20LATERALES%20TIERRA-OC%C3%89ANO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., & Pidgeon, E. (2014). *Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Virginia, USA: Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Retrieved from <https://www.cifor.org/knowledge/publication/5095/>
- IBM Corp. Released (2015). *IBM SPSS Statistics for Windows, version 23.0*. Armonk, NY, USA: Author.
- Intergubernamental 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*. Cambridge, UK: Author. 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: CIFOR. Retrieved from http://webdoc.sub.gwdg.de/ebook/serien/yo/CIFOR_WP/117.pdf
- Kauffman, J. B., Hernández-Trejo, H., García, J. C. M., Heider, C., & Contreras, W. M. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 24, 203–216. doi: 10.1007/s11273-015-9453-z
- López-Medellín, X. J., Acosta-Velázquez, & 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. Retrieved from http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/PN04_Estero_El_Sargento_Isla_Tiburon_caracterizacion.pdf
- López-Toache, V., Romero-Amado, J., Toache-Berttolini, G., & García-Sánchez, S. (2016). Bonos de carbono: financiarización del medioambiente en México. *Estudios Sociales*, 25(47), 189–214. Retrieved from <http://www.redalyc.org/jatsRepo/417/41744004008/html/index.html>
- Mehvar, S., Filatova, T., Dastgheib, A., de Ruyter van Steveninck, E., & Ranasinghe, R. (2018). Quantifying

- economic value of coastal ecosystem services: A review. *Journal of Marine Science and Engineering*, 6(1), 5. doi: 10.3390/jmse6010005
- Ochoa-Gómez, J., Lluch-Cota, S., Rivera-Monroy, V., Lluch-Cota, D., Troyo-Diéguéz, E., Oechelc, W., & Serviere-Zaragoza, E. (2019). Mangrove wetland productivity and carbon stocks in an arid zone of the Gulf of California (La Paz Bay, Mexico). *Forest Ecology and Management*, 442, 135–147. doi: 10.1016/j.foreco.2019.03.059
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2010). *Las posibilidades de financiación del carbono para la agricultura, la actividad forestal y otros proyectos de uso de la tierra en el contexto del pequeño agricultor*. Roma, Italia: Publicaciones de la División de Medio Ambiente, Cambio Climático y Energía. Retrieved from <http://www.fao.org/3/i1632s/i1632s00.pdf>
- Quintero-Morales, A., Plata-Rocha, W., Olimón-Andalon, V., Monjardín-Armenta, S., & Nemiga-Antonio, X. (2021). Dynamics of changes in land use and estimation of CO₂ in mangroves in the Marismas Nacionales area, Mexico. *Ciencias Marinas*, 47(2), 105–125. doi: 10.7773/cm.v47i2.3162
- Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (WHSRN). (2019). Bahía del Tóbari. Retrieved July 14, 2019, from https://whsrn.org/es/whsrn_sites/bahia-de-tobari/
- Rossi, R., Archer, S., Giri, C., & Layman, C. (2020). The role of multiple stressors in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle*) dieback. *Estuar Coast and Shelf Science*, 237, 106660. doi: 10.1016/j.ecss.2020.106660
- Sasmito, S., Sillanpää, M., Hayes, M., Bachri, S., Saragi-Sasmito, M., Sidik, F., ... Murdiyarso, D. (2020). Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Global Change Biology*, 26(5), 3028–3039. doi: 10.1111/gcb.15056
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2019). 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: DOF. Retrieved from https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019
- Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS). (2022). Earth Explorer. Retrieved from <https://earthexplorer.usgs.gov>
- Sitoe, A., Comissario, L., & Guedes, B. (2014). Biomass and carbon stocks of Sofala Bay mangrove forests. *Forests*, 5(8), 1967–1981. doi: 10.3390/f5081967
- 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
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN). (2021). *Manual para la creación de proyectos de carbono azul en Europa y en el Mediterráneo*. España: Author. Retrieved from https://life-bluenatura.eu/wp-content/uploads/2021/05/manualcarbonoazul_esp_lr.pdf
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya... Ressler, R. (2017). *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015*. México: CONABIO. Retrieved from <https://agua.org.mx/biblioteca/manglares-mexico-actualizacion-exploracion-los-datos-del-sistema-monitoreo-19701980-2015/>
- Valera, V., & Carvajal, N. (2014). Valoración económica del secuestro de carbono en un sector del Parque Nacional Waraira Repano (Caracas, Venezuela). *Anales de la Universidad Metropolitana*, 14(2), 241–264. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4994785>
- World Bank Group (WBG). (2019). *State and trends of carbon pricing 2019*. Washington, USA: Author. Retrieved from <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/31755>