

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/352072095>

Dynamics of changes in land use and estimation of CO₂ in mangroves in the Marismas Nacionales area, Mexico Dinámica de cambios de uso de suelo y estimación de CO₂ en manglares de...

Article in *Ciencias Marinas* · June 2021

DOI: 10.7773/cm.v47i2.3162

CITATIONS

8

READS

196

5 authors, including:



Wenseslao Plata Rocha

Autonomous University of Sinaloa

55 PUBLICATIONS 354 CITATIONS

SEE PROFILE



Sergio Monjardin

Autonomous University of Sinaloa

39 PUBLICATIONS 286 CITATIONS

SEE PROFILE



Vicente Olimón-Andalón

Autonomous University of Sinaloa

22 PUBLICATIONS 143 CITATIONS

SEE PROFILE



Xanat Antonio Némiga

Autonomous University of Mexico State

61 PUBLICATIONS 363 CITATIONS

SEE PROFILE

Dynamics of changes in land use and estimation of CO₂ in mangroves in the Marismas Nacionales area, Mexico

Dinámica de cambios de uso de suelo y estimación de CO₂ en manglares de la zona Marismas Nacionales, México

Alejandra Quintero-Morales¹, Wenseslao Plata-Rocha^{1,2*}, Vicente Olimón-Andalon¹, Sergio Monjardín-Armenta², Xanath Nemiga-Antonio

¹ Facultad de Biología, Universidad Autónoma de Sinaloa, 80007 Culiacán, Sinaloa, Mexico.

² Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio, Universidad Autónoma de Sinaloa, 80007 Culiacán, Sinaloa, Mexico.

³ Facultad de Geografía, Universidad Autónoma del Estado de México, 50110 Toluca de Lerdo, Mexico.

* Corresponding author. E-mail: wenses@uas.edu.mx

ABSTRACT. In recent years, 20% of mangroves have been lost to deforestation worldwide. Mexico is one of the countries with the greatest loss in mangrove surface area, contributing to CO₂ emissions and promoting climate change. However, knowledge about the factors that influence the loss and gain in mangroves, CO₂ emissions, and the dynamics of land use and vegetation cover at local and regional scales is lacking. Therefore, the objectives of this study were to analyze land use dynamics in the Marismas Nacionales area (Mexico) from 1981 to 2015, to determine the rate of mangrove deforestation and annual degradation, and to estimate the CO₂ emissions derived from these processes using geographic information system techniques. To determine land use changes, we used the cross-tabulation matrix and obtained various change parameters that allowed generating an equation to estimate the rates of deforestation and degradation. We used data from the National Inventory of Emissions of Greenhouse Gases and Compounds (Mexico) to estimate CO₂ emissions and absorptions (equivalent, CO₂e) prompted by mangrove deforestation, degradation, reforestation, and natural recovery. For the 1981–2005 period, the emissions estimate was 432.50 Gg of CO₂e due to the annual mangrove deforestation rate of 0.77%, and degradation was 27.16 Gg of CO₂e, with an annual rate of 7.64%. For the 2005–2015 period, the emissions estimate was 145.21 Gg of CO₂e due to an annual deforestation rate of 0.44%, and degradation was 24.80 Gg of CO₂e, with an annual rate of 4.94%. The greatest mangrove loss was due to transformation into land in the agricultural-livestock and anthropic development categories. Degradation was due to natural phenomena and anthropogenic activities.

Key words: mangrove, deforestation rate, degradation, CO₂ emission.

RESUMEN. En los últimos años, se ha deforestado el 20% de manglar a nivel mundial. México es de los países con mayor pérdida de superficie de mangle, algo que contribuye a las emisiones de CO₂ e impulsa el cambio climático. Sin embargo, falta conocimiento sobre los factores que influyen en la pérdida y la ganancia del manglar, las emisiones de CO₂, y la dinámica de usos de suelo y cobertura vegetal a escala local y regional. Por tanto, los objetivos de este estudio fueron analizar la dinámica de uso de suelo en la zona de Marismas Nacionales (México) durante el periodo 1981–2015, determinar la tasa de deforestación y degradación anual del manglar y estimar las emisiones de CO₂ derivadas de estos procesos utilizando técnicas de información geográfica. Para determinar los cambios de uso de suelo, con la matriz de tabulación cruzada, se adquirieron diversos parámetros de cambio que permitieron generar una ecuación para estimar la tasa de deforestación y degradación. Con los datos del Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (México), se estimaron las emisiones y las absorciones de CO₂ (equivalente, CO₂e) promovidas por deforestación, degradación, reforestación y recuperación natural de manglares. Para el periodo 1981–2005, la emisión estimada fue de 432.50 Gg de CO₂e debido a una tasa anual de deforestación del 0.77%, y la degradación fue de 27.16 Gg de CO₂e a una tasa anual del 7.64%. Para el periodo 2005–2015, la emisión fue de 145.21 Gg de CO₂e debido a una tasa anual de deforestación del 0.44%, y la degradación fue de 24.80 Gg de CO₂e a una tasa anual del 4.94%. La mayor pérdida de manglar se debió a la transformación a suelos con categorías de agrícola-pecuario y desarrollo antrópico. La degradación sucedió por fenómenos naturales y actividades antropogénicas.

Palabras clave: manglar, tasa de deforestación, degradación, emisión de CO₂.

INTRODUCTION

Mangroves, which are found in tropical and subtropical coastlines, fulfill various ecological and socio-economic functions, such as protecting artisanal and offshore fisheries, controlling soil erosion, acting as biological corridors, and providing optimal conditions for aquaculture

INTRODUCCIÓN

Los manglares, que se encuentran en la franja costera de las zonas tropicales y subtropicales, cumplen diversas funciones ecológicas y socioeconómicas, tales como proteger las pesquerías ribereñas y de altamar, controlar la erosión del suelo, ser un corredor biológico, y brindar las condiciones

activities, tourism, and ecotourism (Yáñez-Arancibia et al. 1998, CONABIO 2009, Valdez-Hernández et al. 2009, CONAFOR 2013, MARN 2013, Rodríguez-Zúñiga et al. 2013, Osorio et al. 2017, Sippo et al. 2018, Arifanti et al. 2019, Lagomasino et al. 2020). They are also important carbon reservoirs (Lovelock 2008, Nellemann et al. 2009, Bouillon 2011, Sasmito et al. 2020) because they store carbon in living biomass and, predominantly (up to 95%), in the soil, with roots functioning as biological filters (Boone-Kauffman and Donato 2012, Adame et al. 2018, Sippo et al. 2019). Mangroves, therefore, help mitigate climate change by absorbing atmospheric carbon dioxide (CO₂) during photosynthesis (Zhong and Qiguo 2001, FAO 2010, Adame et al. 2018, Sasmito et al. 2020) and by releasing oxygen. However, when changes in land use occur, like deforestation, CO₂ is emitted into the atmosphere because of the decomposition of organic matter, in addition to the CO₂ contributions induced by high temperatures in the environment; this accelerates plant respiration (Donato et al. 2011, Troxler et al. 2015, Arellano and Andrade 2016) and contributes to climate change (Lovelock et al. 2017; Adame et al. 2018; Alongi 2018; Sippo et al. 2018, 2019; Adams and Rajkaran 2020; Sasmito et al. 2020).

Regarding mangrove coverage, 3.6 million hectares were lost worldwide between 1980 and 2005, which is equivalent to 20% of the global cover (FAO 2007, Rossi et al. 2020). Specifically, Mexico is one of the countries with the highest loss of mangrove cover, with 80,850 ha lost from 1970 to 2015; moreover, it also showed an increase in disturbed mangrove areas (corresponding to dead or regenerating mangroves), with 17,140 ha disturbed in 2015 compared with 1,192 ha in 1970 (FAO 2010, Valderrama-Landeros et al. 2017). The data are alarming since Mexico is one of the 5 countries with the largest extension of mangroves in the world with 775,555 ha (Valderrama-Landeros et al. 2017).

Marismas Nacionales is a mangrove ecosystem in Mexico that constitutes an important carbon sink and functions as a protective barrier against natural phenomena that could put the local human population at risk. In addition, Marismas Nacionales contributes to the local and regional economy in northwestern Mexico, since 32% of marine species in the Gulf of California depend on these mangroves, generating an annual average value of \$37,500 US dollars per hectare of mangrove (Aburto-Oropeza et al. 2008). Specifically, mangroves in Marismas Nacionales promote the growth and development of 23 fish species, 2 crustaceans, and 2 bivalve mollusks that are economically important and, together, contribute \$80 million pesos per year to the economy, which represents \$6.5 million US dollars at a local level and \$13.5 million US dollars at a regional level (CONANP 2016). However, the natural resources in this ecosystem have been exploited to such a degree that the National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO, for its acronym in Spanish; Mexico) has declared Marismas Nacionales a site of biological relevance and in need of ecological rehabilitation (Valdez-Hernández et al. 2009).

óptimas para las actividades acuícolas, el turismo y el ecoturismo (Yáñez-Arancibia et al. 1998, CONABIO 2009, Valdez-Hernández et al. 2009, CONAFOR 2013, MARN 2013, Rodríguez-Zúñiga et al. 2013, Osorio et al. 2017, Sippo et al. 2018, Arifanti et al. 2019, Lagomasino et al. 2020). También son importantes reservorios de carbono (Lovelock 2008, Nellemann et al. 2009, Bouillon 2011, Sasmito et al. 2020), ya que lo almacenan en biomasa viva y, la mayor parte (hasta el 95%), en el suelo al funcionar las raíces como filtro biológico (Boone-Kauffman y Donato 2012, Adame et al. 2018, Sippo et al. 2019). Por tanto, los manglares participan en la mitigación del cambio climático absorbiendo dióxido de carbono (CO₂) atmosférico mediante el proceso de fotosíntesis (Zhong y Qiguo 2001, FAO 2010, Adame et al. 2018, Sasmito et al. 2020) y liberando oxígeno. Sin embargo, cuando ocurre un cambio de uso de suelo, como la deforestación, se emite CO₂ a la atmósfera por la descomposición de materia orgánica, además de que las altas temperaturas en el ambiente contribuyen a la emisión de este gas; esto acelera la respiración de las plantas (Donato et al. 2011, Troxler et al. 2015, Arellano y Andrade 2016) y contribuye al cambio climático (Lovelock et al. 2017; Adame et al. 2018; Alongi 2018; Sippo et al. 2018, 2019; Adams y Rajkaran 2020; Sasmito et al. 2020).

En lo que concierne a la superficie de manglar, durante los años de 1980 a 2005, se han perdido 3.6 millones de hectáreas a nivel mundial, equivalente al 20% del área global (FAO 2007, Rossi et al. 2020). Por su parte, México es de los países que ha presentado mayor pérdida de esta cobertura, con 80,850 ha perdidas desde 1970 hasta 2015; al mismo tiempo, también presentó un aumento en superficie de manglar perturbado (correspondiente a manglar muerto o en regeneración), con 17,140 ha perturbadas en 2015 respecto a las 1,192 ha en 1970 (FAO 2010, Valderrama-Landeros et al. 2017). Los datos son alarmantes al ser México uno de los 5 países con mayor extensión de manglar a nivel mundial con 775,555 ha (Valderrama-Landeros et al. 2017).

En México, se encuentra Marismas Nacionales, un ecosistema de manglares que constituye un importante sumidero de carbono y funciona como barrera protectora en contra de fenómenos naturales que podrían poner en riesgo a la población humana local. Por otra parte, Marismas Nacionales contribuye a la economía local y regional en el noroeste de México, debido a que el 32% de especies marinas en el golfo de California depende de estos manglares, generando un valor medio anual de \$37,500 dólares por cada hectárea de manglar (Aburto-Oropeza et al. 2008). Particularmente, los manglares de Marismas Nacionales permiten el crecimiento y desarrollo de 23 especies de peces, 2 de crustáceos y 2 de moluscos bivalvos de importancia económica que, en conjunto, aportan \$80 millones de pesos al año, lo cual representa \$6.5 millones de dólares a nivel local y \$13.5 millones de dólares a nivel regional (CONANP 2016). No obstante, los recursos naturales de

Acknowledging the importance of mangroves, CONABIO implemented a mangrove monitoring system with which it has generated information on the location and extension of this ecosystem in the Mexican territory over the past 40 years. However, knowledge on the factors that influence the loss, gain, or disturbance of mangrove areas and on the dynamics of land use and vegetation cover at local and regional levels is needed in order to know if the protection programs and actions carried out in recent years have favored the ecosystem and to understand which are the best rehabilitation practices for disturbed areas (Valderrama-Landeros et al. 2017).

With the foregoing, the main objective of this work is to analyze the dynamics of changes in land use and vegetation cover in the Marismas Nacionales area in the 1981–2005 and 2005–2015 periods using official CONABIO cartography and a cross-tabulation matrix, and to estimate losses, gains, net change, total change, and transitions. With these data, this study also aims to estimate the annual rate of deforestation and degradation (disturbed mangrove) for the mangrove forest, as well as estimating the CO₂ emissions and absorptions produced by these forest processes, natural recovery, and reforestation using geographic information techniques and methods.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Marismas Nacionales is the most extensive mangrove ecosystem in the eastern Pacific. It is inhabited by 99 endemic species and 73 threatened or endangered species and it shelters migratory birds (Cárdenas-Guzmán 2011). Located on the Pacific coast of Mexico, it has a population of 56,349 inhabitants (INEGI 2015) and a land area of 220,000 ha, which are distributed into the municipalities of Escuinapa, in the state of Sinaloa, and Acaponeta, Rosamorada, Santiago Ixcuintla, San Blas, Tecuala, and Tuxpan, in the state of Nayarit (Fig. 1). It has a predominantly warm-subhumid climate, with annual temperature rising over 22 °C, and its main water contributions come from the Bejuco River, the Cañas River, the Acaponeta River, the Ruíz River, the San Pedro River, and the Pacific Ocean (Valdez-Hernández et al. 2009).

Vegetation is composed of mainly mangroves, predominantly red mangrove (*Rhizophora mangle*), black mangrove (*Avicennia germinans*), white mangrove (*Laguncularia racemosa*), and buttonwood mangrove (*Conocarpus erectus*) (Rodríguez-Zúñiga et al. 2013). These mangrove species are categorized as threatened species according to NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010). Halophytic vegetation, tropical deciduous forest, tropical thorn deciduous forest, and medium sub-deciduous forest also coexist (Valdez-Hernández et al. 2009).

este ecosistema han sido aprovechados a tal grado que Marismas Nacionales ha sido registrada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, México) como un sitio con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica (Valdez-Hernández et al. 2009).

Reconociendo la importancia de los manglares, CONABIO realiza un sistema de monitoreo de manglares con el cual ha generado información sobre la ubicación y la extensión de este ecosistema en el territorio mexicano en los últimos 40 años. No obstante, hace falta conocimiento sobre los factores que influyen en la pérdida, la ganancia o la perturbación de la superficie de manglar y sobre la dinámica de uso de suelo y cobertura vegetal a nivel local y regional para saber si los programas y las acciones de protección realizados en los últimos años han favorecido al ecosistema, además de entender cuáles son las mejores prácticas de rehabilitación en áreas perturbadas (Valderrama-Landeros et al. 2017).

Con lo anterior expuesto, el objetivo principal de este trabajo es analizar la dinámica de cambios de uso de suelo y cobertura vegetal en la zona de Marismas Nacionales en los periodos 1981–2005 y 2005–2015 utilizando la cartografía oficial de CONABIO, mediante una matriz de tabulación cruzada, y conocer las pérdidas, las ganancias, el cambio neto, el cambio total y las transiciones. A partir de estos datos, este estudio también pretende estimar la tasa de deforestación y degradación (manglar perturbado) anual del manglar, así como las emisiones y las absorciones de CO₂ provocadas por estos procesos forestales, por la recuperación natural y por la reforestación, mediante técnicas y métodos de información geográfica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Marismas Nacionales es el ecosistema de manglares más extenso del Pacífico oriental, y en él habitan 99 especies endémicas y 73 amenazadas o en vía de extinción y se albergan aves migratorias (Cárdenas-Guzmán 2011). Se encuentra en la zona costera mexicana del océano Pacífico y cuenta con una población de 56,349 habitantes (INEGI 2015) y una extensión territorial de 220,000 ha distribuida en los municipios de Escuinapa, en el estado de Sinaloa, y Acaponeta, Rosamorada, Santiago Ixcuintla, San Blas, Tecuala y Tuxpan, en el estado de Nayarit (Fig. 1). El clima predominante es cálido subhúmedo, con una temperatura anual superior a 22 °C; además, los principales aportes de agua al sistema son el río Bejuco, el río Cañas, el río Acaponeta, el río Ruíz, el río San Pedro y el océano Pacífico (Valdez-Hernández et al. 2009).

La vegetación es, principalmente, bosque de manglar, y predominan el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle negro (*Avicennia germinans*), el mangle

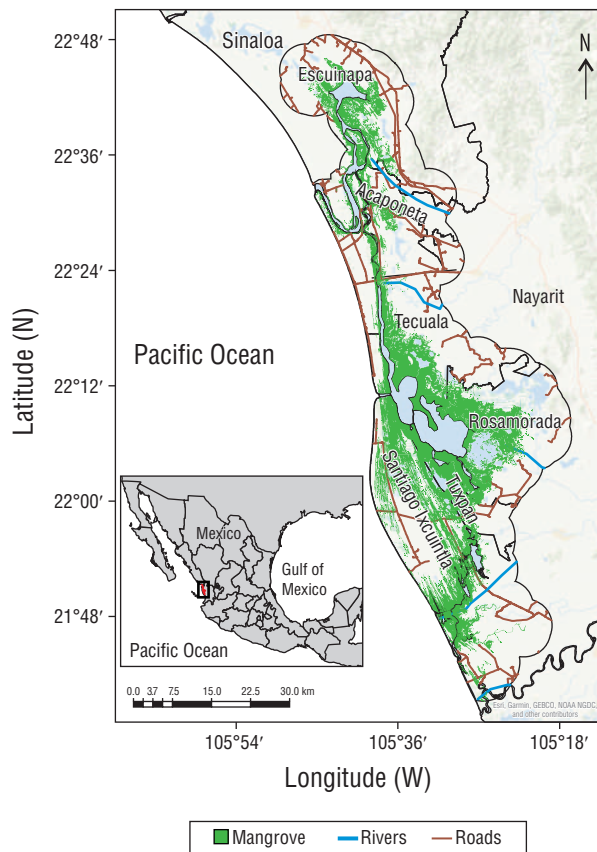


Figure 1. Study area at Marismas Nacionales, Mexico.

Figura 1. Área de estudio en Marismas Nacionales, México.

In 1995, Marismas Nacionales was identified and decreed a Ramsar site (wetland of international importance, No. 732) (CONANP–SEMARNAT 2013). In 1998 it was designated an Important Bird and Biodiversity Area and, given the various natural resources present in this ecosystem, in 2010 it was declared the Protected Natural Area Marismas Nacionales, Nayarit, Biosphere Reserve (CONANP–SEMARNAT 2013). However, marine species in this ecosystem have been used by people for both consumption and a market system built around aquaculture, while mangrove timber resources have been used to build fences and houses and as firewood (Peña-Messina 2009, Rubio-Cisneros and Aburto-Oropeza 2013). Tourism and ecotourism activities and production activities such as cattle ranching, mining, and agriculture are also carried out in this area (CONANP 2008, CONANP–SEMARNAT 2013). These dynamics led CONABIO to decree Marismas Nacionales a site of biological relevance and in need of ecological rehabilitation (Valdez-Hernández et al. 2009).

Data

To understand the dynamics of the mangrove forest, we used the land use and vegetation cartography published by

blanco (*Laguncularia racemosa*) y el mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) (Rodríguez-Zúñiga et al. 2013). Estas especies de mangle se encuentran en la categoría de especies amenazadas de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010). También coexiste vegetación halófila, selva baja caducifolia, selva baja espinosa caducifolia y selva mediana subcaducifolia (Valdez-Hernández et al. 2009).

En 1995 Marismas Nacionales fue identificada y decretada como sitio Ramsar (humedal de importancia internacional, No. 732) (CONANP–SEMARNAT 2013). En 1998 fue designada área importante para la conservación de las aves y, debido a los diversos recursos naturales presentes en este ecosistema, en 2010 fue decretada como Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit (CONANP–SEMARNAT 2013). Sin embargo, las especies marinas de este ecosistema han sido aprovechadas por la población humana tanto para consumo como para un sistema mercantil en torno a la acuicultura, mientras que el recurso maderable del manglar se ha utilizado para la construcción de cercas y casas y para leña como combustible (Peña-Messina 2009, Rubio-Cisneros y Aburto-Oropeza 2013). En esta zona también se realizan actividades de turismo y ecoturismo y actividades productivas como la ganadería, la minería y la agricultura (CONANP 2008, CONANP–SEMARNAT 2013). Esta dinámica llevó a Marismas Nacionales a ser decretada como un sitio con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica por CONABIO (Valdez-Hernández et al. 2009).

Datos

Para conocer la dinámica del manglar, se utilizó la cartografía de uso de suelo y vegetación publicada por CONABIO (2016), a una escala de 1:50,000, para los periodos de 1981–2005 y 2005–2015, la cual estuvo representada en una leyenda de 8 categorías con grado de validez con la realidad del 93% (Valderrama-Landeros et al. 2017). Los mapas fueron obtenidos a partir de un método de clasificación interdependiente basado en las regiones analizadas: manglar (*R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans* y *C. erectus*), manglar perturbado (manglar muerto o en regeneración), desarrollo antrópico (poblados, estanques acuícolas, granjas camaroneras, salineras, caminos y carreteras, y obras de infraestructura hidráulica que incluye canales), agrícola-pecuario (agricultura de temporal y riego, pastizales dedicados a la actividad pecuaria, coberturas antrópicas destinadas a la producción de alimentos, y áreas agrícolas en descanso), selvas bajas y mediana (selva baja caducifolia, selva baja espinosa caducifolia y selva mediana subcaducifolia), sin vegetación (áreas sin vegetación aparente y con erosión, dunas costeras de arena y playas), otros humedales (vegetación hidrófila de popal, tular, carrizal y pastizales inundables) y cuerpos de agua (océanos, bahías, esteros, lagunas, ríos, presas y cenotes) (CONABIO 2016).

CONABIO (2016), at a scale of 1:50,000, for the periods 1981–2005 and 2005–2015, which was represented in a legend of 8 categories with a degree of validity of 93% (Valderrama-Landeros et al. 2017). The maps were obtained using an interdependent classification method based on the analyzed regions: mangrove (*R. mangle*, *L. racemosa*, *A. germinans*, and *C. erectus*), disturbed mangrove (dead or regenerating mangrove), anthropic development (villages, aquaculture ponds, shrimp farms, salt mines, roads and highways, and hydraulic infrastructure works that include channels), livestock-agricultural (rainfed and irrigated agriculture, pastures for livestock activity, anthropic cover for food production, and resting agricultural areas), low and medium jungles (tropical deciduous forest, tropical thorny deciduous forest, and medium sub-deciduous forest), without vegetation (eroded areas without apparent vegetation, coastal sand dunes, and beaches), other wetlands (hydrophytic vegetation: popal, tular, reed beds, and flooded grasslands), and water (oceans, bays, estuaries, lagoons, rivers, dams, and cenotes) (CONABIO 2016).

Analysis of change in land use and vegetation cover

For the analysis of land use dynamics, we used the original cartography of land use and vegetation cover published by CONABIO (scale of 1:50,000) (CONABIO 2016). With the data from these charts, a cross-tabulation matrix was created (Pontius et al. 2004); this allowed us to calculate gains and losses in surface areas, net change, total change, exchange, and transitions between each of the categories in the assessed periods (Fig. 2). The columns of the matrix represent the area of each category for time 1 and the rows represent the area of each category for time 2. Row 6 and column 6 represent the total sum of the area of each category for the assessed periods, and the data on the diagonal formed by the matrix represent the persistence of each category between time 1 and time 2. Subsequently, from these data, the gain (G_{ij}), loss (L_{ij}), net change (D_j), exchange (S_j), and total change (DT_j) parameters were calculated as follows:

$$G_{ij} = P_{+j} - P_{jj} , \quad (1)$$

$$L_{ij} = P_{j+} - P_{jj} , \quad (2)$$

$$D_j = |L_{ij} - G_{ij}| , \quad (3)$$

$$S_j = 2 \times \text{MIN}(P_{j+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}) , \quad (4)$$

$$DT_j = |G_{ij} + L_{ij}| , \quad (5)$$

where P_{+j} is the sum of the column in question, P_{jj} is the value of the main diagonal of the column in question, P_{j+} is the sum of the row in question, and $2 \times \text{MIN}$ is twice the minimum value of gains or losses (Pontius et al. 2004).

Análisis de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal

Para el análisis de la dinámica de uso de suelo, se utilizó la cartografía original de uso de suelo y cobertura vegetal publicada por CONABIO (escala de 1:50,000) (CONABIO 2016). Con los datos de estas cartografías, se generó una matriz de tabulación cruzada (Pontius et al. 2004), la cual permite calcular las superficies de ganancias, las pérdidas, el cambio neto, el cambio total, los intercambios y las transiciones entre cada una de las categorías en los periodos evaluados (Fig. 2). Las columnas de la matriz representan la superficie de cada categoría del tiempo 1 y las filas representan la superficie de cada categoría del tiempo 2. La fila 6 y la columna 6 representan la suma total de la superficie de cada categoría para los periodos evaluados, y los datos de la diagonal que se forma en la matriz representan la persistencia de cada categoría entre el tiempo 1 y el tiempo 2. Posteriormente, a partir de estos datos, se calcularon los parámetros ganancias (G_{ij}), pérdidas (L_{ij}), cambio neto (D_j), intercambio (S_j) y cambio total (DT_j) como sigue:

$$G_{ij} = P_{+j} - P_{jj} , \quad (1)$$

$$L_{ij} = P_{j+} - P_{jj} , \quad (2)$$

$$D_j = |L_{ij} - G_{ij}| , \quad (3)$$

$$S_j = 2 \times \text{MIN}(P_{j+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}) , \quad (4)$$

$$DT_j = |G_{ij} + L_{ij}| , \quad (5)$$

donde P_{+j} es la sumatoria de la columna en cuestión, P_{jj} es el valor de la diagonal principal de la columna en cuestión, P_{j+} es la sumatoria de la fila en cuestión y $2 \times \text{MIN}$ es el doble del valor mínimo de las ganancias o pérdidas (Pontius et al. 2004).

Tasas de cambio

Una vez obtenido el total de las superficies y los cambios de cada categoría para las fechas evaluadas, se realizó la estimación de la tasa de cambio anual mediante la ecuación propuesta por FAO (1996), la cual permite conocer cuánto ha sido el cambio anual de la cobertura de manglar al inicio de cada año y se expresa como sigue:

$$r = 1 - \left(1 - \frac{D_j}{A_1}\right)^{1/t} , \quad (6)$$

donde r es la tasa de cambio (para expresar en porcentaje, se multiplica por 100), A_1 es la superficie en la fecha 1, D_j es el cambio neto y t es el número de años entre las 2 fechas. Esta ecuación es la más implementada para conocer los cambios anuales en el área forestal. Aunque también existen otras ecuaciones para conocer este cambio (e.g., Sader y Joyce

Change rates

Once total surface areas and changes in each category were obtained for the study periods, the annual change rate was estimated using the equation proposed by FAO (1996), which shows the annual change in mangrove cover at the beginning of each year and is expressed as follows:

$$r = 1 - \left(1 - \frac{D_j}{A_1}\right)^{1/t}, \quad (6)$$

where r is the rate of change (multiplied by 100 to express as a percentage), A_1 is the surface area on date 1, D_j is the net change, and t is the number of years between the 2 dates. This equation is the most widely used to calculate annual changes in forest area. Although there are other equations for calculating this change (e.g., Sader and Joyce 1988, FAO 1995, Puyravaud 2003), they estimate the net change value, that is, the absolute value of the difference in surface areas between time 1 and time 2 of the assessed period. In order to assess rates from different perspectives, the loss and net change rates were calculated with the values obtained from the cross-tabulation matrix. The equation in FAO (1996) was modified for this purpose. It should be noted that the modified equation is similar to the equation for net change rate, so when estimating loss, only this value was replaced in the following equation:

$$rp = 1 - \left(1 - \frac{P}{A_1}\right)^{1/t}, \quad (7)$$

where rp is the annual rate of change in loss of surface area and P corresponds to the loss in surface area between 2 dates.

CO₂ emission and absorption

To analyze CO₂ emissions and absorptions, land use transitions and vegetation cover were classified. Changes in vegetation were then taken as reference to estimate CO₂ emissions due to deforestation and degradation (disturbed mangrove in the process of regenerating or dying), and CO₂ absorption due to the natural recovery, reforestation, and permanence of mangrove, low and medium jungle, and other wetland covers; aerial and root biomass were used for this estimation.

According to the methodology agreed upon in the good practice guidance prepared by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) for the Land Use, Land-Use Change, and Forestry (LULUCF) sector, in order to estimate CO₂, the emission factor (EF) and absorption factor (AF) for the vegetation cover under study must be obtained (IPCC 2003). Therefore, we used the National Inventory of Greenhouse Gases and Compounds (INEGI, for its acronym in Spanish; Mexico) of the LULUCF sector prepared by the National Institute of Ecology and Climate Change (INECC, for its acronym in Spanish) and the Ministry of Environment

1988, FAO 1995, Puyravaud 2003), estas estiman el valor del cambio neto, es decir, el valor absoluto de la diferencia de las superficies del tiempo 1 y el tiempo 2 del periodo evaluado. Con el fin de valorar las tasas desde diferentes perspectivas, se calcularon la tasa de pérdida y la tasa de cambio neto con los valores obtenidos a través de la matriz de tabulación cruzada. Para ello, se modificó la ecuación de FAO (1996). Cabe destacar que la ecuación modificada es similar a la ecuación de la tasa de cambio neto, por lo que al estimar la pérdida, solo se reemplazó este valor en la siguiente ecuación:

$$rp = 1 - \left(1 - \frac{P}{A_1}\right)^{1/t}, \quad (7)$$

donde rp es la tasa de cambio de la pérdida de superficie anual y P corresponde a la pérdida de superficie entre 2 fechas.

Emisión y absorción de CO₂

Para analizar la emisión y la absorción de CO₂, se clasificaron las transiciones de los usos de suelo y las coberturas vegetales. Posteriormente, se tomaron como referencia los cambios en la vegetación para estimar, mediante la biomasa aérea y biomasa en raíces, las emisiones de CO₂ por deforestación y degradación (manglar perturbado en proceso de regeneración o mortalidad), y la absorción de CO₂ por recuperación natural, reforestación y permanencia de las coberturas de manglar, selvas bajas y mediana, y otros humedales.

De acuerdo con la metodología pactada en la guía de las buenas prácticas elaborada por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) para el sector Uso de suelo, Cambio de Uso de Suelo y Silvicultura (USCUSS), para realizar la estimación de CO₂, se debe obtener el factor de emisión (FE) y el factor de absorción (FA) de la cobertura vegetal a estimar (IPCC 2003). Por ello, se utilizó el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGI, México) del sector USCUSS elaborado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) con datos derivados del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS, México) (INECC-SEMARNAT 2015). El INFyS se apega a los lineamientos del IPCC y proporciona información sobre la superficie que ocupan los usos de suelo y las coberturas vegetales, así como datos dasométricos de cada vegetación. Estos datos fueron adquiridos por el INFyS a partir de muestreos por conglomerados en campo dividiendo el país en cuadrangulares de 5 × 5 km. Respecto a las coberturas vegetales estimadas en el presente trabajo, para manglar y selva mediana, se utilizaron los cuadrantes de 5 × 5 km del INFyS; para selvas bajas y otros humedales, se utilizaron los cuadrantes de 10 × 10 km.

En total, se obtuvieron 341 puntos de muestreo de cobertura de manglar, 2,302 de selva mediana, 1,518 de selva baja y 161 de otros humedales. De estos puntos de muestreo, se

		T_2						
		1	2	3	4	5	6	7
T_1	1		Class 1	Class 2	...	Class n	Sum T_1	Loss
	2	Class 1	P_{11}	P_{12}	...	P_{1n}	P_{1+}	$P_{1+} - P_{1j}$
	3	Class 2	P_{21}	P_{22}	...	P_{2n}	P_{2+}	$P_{2+} - P_{2j}$
	.	.	.	.	.	.	.	.
	.	.	.	.	.	.	.	.
	.	.	.	.	.	.	.	.
	4	.	.	.	.	.	.	.
	5	Class n	P_{n1}	P_{n2}	...	P_{nn}	P_{n+}	$P_{n+} - P_{nj}$
	6	Sum T_2	P_{+1}	P_{+2}	...	P_{+n}		
	7	Gain	$P_{+1} - P_{1j}$	$P_{+2} - P_{2j}$	...	$P_{+n} - P_{nj}$		

Figure 2. Change matrix. P is the value of the class obtained from the crossing of maps for the 2 evaluated dates (T_1 and T_2), and P_{ij} is the persistence of each category between T_1 and T_2 . Source: Pontius et al. (2004).

Figura 2. Matriz de cambios. P es el valor de la clase obtenido a través del cruce de mapas de las 2 fechas evaluadas (T_1 y T_2), y P_{ij} es la persistencia de cada categoría entre T_1 y T_2 . Fuente: Pontius et al. (2004).

and Natural Resources (SEMARNAT, for its acronym in Spanish) with data derived from the National Forest and Soil Inventory (INFyS, for its acronym in Spanish; Mexico) (INECC-SEMARNAT 2015). INFyS adheres to the IPCC guidelines and provides information on the surface areas occupied by the different land uses and vegetation covers, as well as providing forest and tree measurement data for each vegetation. Data were obtained by INFyS from cluster samples in the field after dividing the country into 5×5 -km quadrants. With respect to plant covers estimated in the present study, the 5×5 -km INFyS quadrants were used for the mangrove and medium jungle categories; the 10×10 -km quadrants were used for low jungles and other wetlands.

In total, we obtained 341 sampling points for mangrove cover, 2,302 for medium jungle, 1,518 for low jungle, and 161 for other wetlands. We used the sampling subsites and measurement transects from these sampling points to obtain the tree and forest measurements, so that, in subsites with a surface area of 400 m², tree diameter was equal to or greater than 7.50 cm with respect to the diameter at breast height, which is approximately 1.30 m starting on the ground surface. On the other hand, in subsites measuring 12.56 m², the frequency of plants or trees measuring at least 25.00 cm high and 7.50 cm in diameter were recorded, and the qualitative variables of natural regeneration were taken as references (CONAFOR 2012).

INECC and SEMARNAT estimated EF for vegetation covers in the country using the “stock change” method

obtuvieron subsitios de muestreo y transectos de medición para obtener la información dasométrica, de manera que en los subsitios con superficie de 400 m², el arbolado medía un diámetro igual o mayor que 7.50 cm respecto a la altura de diámetro de pecho, que es aproximadamente 1.30 m iniciando sobre la superficie del suelo. Por otra parte, en los subsitios que medían 12.56 m², se registró la frecuencia de plantas o árboles con un mínimo de altura de 25.00 cm y un diámetro de 7.50 cm, y se tomaron de referencia las variables cualitativas de regeneración natural (CONAFOR 2012).

El INECC y la SEMARNAT estimaron el FE de las coberturas vegetales del país con el método de “cambios de existencia” (“*stock change*”) implementando la ecuación propuesta en las directrices del IPCC, la cual mide el cambio en la existencia de carbono (ΔC) en 2 tiempos como sigue:

$$\Delta C = \sum_{ijk} (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1)_{ijk} \quad , \quad (8)$$

donde i corresponde al tipo de clima, j corresponde al tipo de bosque, k corresponde al uso de la tierra, C_{t_1} es la existencia del sumidero de carbono en el tiempo 1 (en toneladas de carbono) y C_{t_2} es la existencia del sumidero de carbono en el tiempo 2 (en toneladas de carbono) (IPCC 2003). Para obtener el FA, el INECC y la SEMARNAT utilizaron el método de “ganancia-pérdida de carbono” (“*gain/loss*”). También estimaron el ΔC en función de las tasas de pérdida o

with the equation proposed in the IPCC guidelines, which measures carbon stock change (ΔC) at 2 points in time as follows:

$$\Delta C = \sum_{ijk} (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1)_{ijk} \quad , \quad (8)$$

where i corresponds to the type of climate, j corresponds to the type of forest, k corresponds to land use, C_{t_1} is sink carbon stock at time 1 (in tons of carbon), and C_{t_2} is sink carbon stock at time 2 (in tons of carbon) (IPCC 2003). To obtain AF, INECC and SEMARNAT used the “gain/loss” method. They also estimated ΔC as a function of loss or gain rates for the area of land use with regard to the activity data (AD) as follows:

$$\Delta C = \sum_{ijk} [A_{ijk} \times (C_i - CL)_{ijk}] \quad , \quad (9)$$

where A is the area of the land use, C_i is the rate of carbon gain (in tons per year), and CL is the rate of carbon loss (in tons per year) (IPCC 2003). AD were obtained by INECC and SEMARNAT considering the changes that occurred in both plant covers and land uses from 1993 to 2011 (IPCC 2003, INECC-SEMARNAT 2015). Considering this, they produced the INEGI with the EF and AF data for the vegetation covers in the country, which allows estimating CO_2 at a local or regional level. Since AD refer to the changes in land use that occurred in a specific area during an assessed period, for the present study, AD were acquired using data produced by the cross-tabulation matrix. For the CO_2 emission estimate (E), the following equation was used:

$$E = EF \times AD \quad , \quad (10)$$

and for the absorption of CO_2 (A), the following equation was used:

$$A = AF \times AD \quad , \quad (11)$$

both being stipulated by the IPCC guidelines (IPCC 2003).

RESULTS

Analysis of change in land use and vegetation cover

The analysis of the spatiotemporal dynamics of the 8 categories for Marismas Nacionales showed that in 1981 mangrove was the predominant cover (80,071 ha, 26.96%), followed by the livestock-agricultural land use (71,235 ha, 23.98%), other wetlands (48,901 ha, 16.46%), water (46,614 ha, 15.69%), low and medium jungles (45,822 ha, 15.43%), anthropic development (2,505 ha, 0.84%), without vegetation (1,030 ha, 0.34%), and disturbed mangrove (766 ha, 0.25%) (Table 1). However, over the years, 9,207 ha of mangrove cover were lost to deforestation, while the livestock-agricultural category

ganancia de la superficie de uso de suelo referido a los datos de actividad (DA) como sigue:

$$\Delta C = \sum_{ijk} [A_{ijk} \times (C_i - CL)_{ijk}] \quad , \quad (9)$$

donde A es el área del uso del suelo, C_i es la tasa de ganancia de carbono (en toneladas al año) y CL es la tasa de pérdida de carbono (en toneladas al año) (IPCC 2003). Los DA los obtuvieron el INECC y la SEMARNAT a través de los cambios ocurridos tanto entre coberturas vegetales como en los usos de suelos durante los años de 1993 a 2011 (IPCC 2003, INECC-SEMARNAT 2015). De esta manera, generaron el INEGI con los datos de FE y FA de las coberturas vegetales del país, lo que permite estimar el CO_2 a nivel local o regional. Como los DA son referidos a los cambios de uso de suelo ocurridos en un área específica durante un periodo evaluado, para el presente estudio, los DA se adquirieron a través de los datos generados por la matriz de tabulación cruzada. Para conocer la estimativa de emisión de CO_2 (E), se utilizó la siguiente ecuación:

$$E = FE \times DA \quad , \quad (10)$$

y para conocer la absorción de CO_2 (A), se utilizó la siguiente ecuación:

$$A = FA \times DA \quad , \quad (11)$$

ambas estipuladas por las directrices del IPCC (IPCC 2003).

RESULTADOS

Análisis de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal

Del análisis de la dinámica espaciotemporal de las 8 categorías evaluadas en Marismas Nacionales, se observó que la cobertura predominante en 1981 fue manglar (80,071 ha, 26.96%), seguido del uso de suelo agrícola-pecuario (71,235 ha, 23.98%), otros humedales (48,901 ha, 16.46%), cuerpos de agua (46,614 ha, 15.69%), selvas bajas y mediana (45,822 ha, 15.43%), desarrollo antrópico (2,505 ha, 0.84%), sin vegetación (1,030 ha, 0.34%) y manglar perturbado (766 ha, 0.25%) (Tabla 1). Sin embargo, en el transcurso de los años se deforestaron 9,207 ha de manglar, mientras que la categoría agrícola-pecuario incrementó 17,065 ha, transformándose en el suelo predominante para el año 2015 con 88,300 ha (Tabla 1).

Por su parte, otros humedales y selvas bajas y mediana presentaron una deforestación de 10,239 ha y 14,875 ha, respectivamente. Por lo tanto, durante los periodos evaluados, la deforestación de las coberturas vegetales fue de 34,321 ha, superficie que pasó a ser principalmente un uso de suelo debido al aumento de 27,291 ha. También, observamos que el manglar perturbado (manglar muerto o en regeneración) aumentó 10 veces su tamaño, 6,516 ha de manglar degradado (Tabla 1).

increased by 17,065 ha, becoming the predominant land use in 2015 with 88,300 ha (Table 1).

The categories other wetlands and low and medium jungles showed deforestation areas of 10,239 ha and 14,875 ha, respectively. Therefore, during the periods under assessment, 34,321 ha of vegetation covers were lost to deforestation; this surface area became mainly a land use given the increase of 27,291 ha. We also observed that the area for the disturbed-mangrove category (dead or regenerating mangrove) increased by 10 times, with 6,516 ha of degraded mangrove (Table 1).

When analyzing the cross-tabulation matrix to detect the changes that occurred in the first assessed period (1981–2005), we noticed the dominant persistence of land uses and vegetation covers in the landscape, since 79% (233,522 ha) of the Marismas Nacionales surface area did not experience change and only 63,422 ha experienced some form of change (Table 2). Comparing gains and losses of vegetation cover indicated higher deforestation at the end of the period due to decreases of 16.86% in mangrove, 41.45% in low and medium jungles, and 33.82% in other wetlands, compared with forestry gains of 9.34%, 18.69%, and 23.92%, respectively. Additionally, disturbed mangrove cover increased 5 times its original area (Table 2). The change indicators obtained with the data on gains and losses reflected a very dynamic period, since the exchange of vegetation cover exceeded the net change, which shows that these covers participated in almost 71% of both losses and gains in surface areas (Table 2). According to the change indicators, vegetation covers showed a low recovery process because the loss in surface area was nearly twice the gained area. In addition, the land uses that increased in surface area were livestock-agricultural, anthropic development, and disturbed mangrove, as they showed greater gains in surface area compared with losses (Table 2).

Al analizar la matriz de tabulación cruzada para detectar los cambios ocurridos en el primer periodo evaluado (1981–2005), percibimos la persistencia dominante de usos de suelo y cobertura vegetal en el paisaje, puesto que el 79% (233,522 ha) de la superficie de Marismas Nacionales no experimentó ningún cambio y solo 63,422 ha experimentaron algún tipo de cambio (Tabla 2). La comparación de las pérdidas y las ganancias de las coberturas vegetales indica una mayor deforestación al final del periodo debido a la disminución del 16.86% de manglar, 41.45% de selvas bajas y mediana y 33.82% de otros humedales, en comparación con la ganancia forestal de 9.34%, 18.69% y 23.92%, respectivamente. Aunado a esto, el manglar perturbado se amplió 5 veces más su superficie de origen (Tabla 2). Los indicadores de cambio obtenidos con los datos de pérdidas y ganancias reflejaron un periodo muy dinámico, puesto que el intercambio de las coberturas vegetales superó al cambio neto, lo que manifiesta que estas coberturas participaron casi en el 71% tanto de pérdidas como de ganancias de superficie (Tabla 2). De acuerdo con los indicadores de cambio, las coberturas vegetales presentaron un bajo proceso de recuperación debido a que la pérdida de superficie obtenida fue casi el doble de su tamaño de ganancia. Además, los usos de suelo que aumentaron su superficie fueron agrícola-pecuario, desarrollo antrópico y manglar perturbado, ya que presentaron mayor superficie ganada en comparación con la superficie perdida (Tabla 2).

Respecto al segundo periodo evaluado (2005–2015), observamos que persistió la deforestación con 7.93% en manglar, 8.29% en selvas bajas y mediana y 23.90% en otros humedales, aunque el incremento forestal fue del 3.63%, 3.13% y 11.65%, respectivamente. Por su parte, la degradación de manglar fue del 77.77% al aumentar la superficie de manglar perturbado (Tabla 2). Estos valores nos indicaron

Table 1. Temporal space of the evaluated categories in Marismas Nacionales, Mexico. Bold font indicates categories with most surface area changes.

Tabla 1. Espacio temporal de las categorías evaluadas en Marismas Nacionales, México. La fuente negrita indica las categorías con más cambios en la superficie.

Categories	Total in 1981 (ha)	%	Total in 2005 (ha)	%	Total in 2015 (ha)	%
Anthropic development	2,505	0.84	7,960	2.68	12,402	4.17
Livestock-agricultural	71,235	23.98	86,153	29.01	88,300	29.73
Low and medium jungles	45,822	15.43	35,392	11.91	30,947	10.42
Without vegetation	1,030	0.34	783	0.26	701	0.23
Mangrove	80,071	26.96	74,047	24.93	70,864	23.86
Disturbed mangrove	766	0.25	4,498	1.51	7,282	2.45
Other wetlands	48,901	16.46	44,057	14.83	38,662	13.01
Water	46,614	15.69	44,054	14.83	47,786	16.09
TOTAL	296,944	100	296,944	100	296,944	100

Table 2. Indicators of changes in Marismas Nacionales during the periods 1981–2005 and 2005–2015.**Tabla 2.** Indicadores de cambios en Marismas Nacionales durante los periodos 1981–2005 y 2005–2015.

Period	Categories	Losses (ha)	Gains (ha)	Net change (ha)	Total change (ha)	Exchange (ha)	Persistence (ha)
1981–2005	Anthropic development	135	5,590	5,455	5,725	270	2,370
	Livestock-agricultural	7,280	22,198	14,918	29,478	14,560	63,955
	Low and medium jungle	18,992	8,562	10,430	27,554	17,124	26,830
	Without vegetation	534	287	247	821	574	496
	Mangrove	13,503	7,479	6,024	20,982	14,958	66,568
	Disturbed mangrove	83	3,815	3,732	3,898	166	683
	Other wetlands	16,540	11,696	4,844	28,236	23,392	32,361
	Water	6,355	3,795	2,560	10,150	7,590	40,259
2005–2015	Anthropic development	266	4,708	4,442	4,974	532	7,694
	Livestock-agricultural	3,844	5,991	2,147	9,835	7,688	82,309
	Low and medium jungles	7,142	2,697	4,445	9,839	5,394	28,250
	Without vegetation	139	57	82	196	114	644
	Mangrove	5,872	2,689	3,183	8,561	5,378	68,175
	Disturbed mangrove	700	3,484	2,784	4,184	1,400	3,798
	Other wetlands	10,529	5,134	5,395	15,663	10,268	33,528
	Water	1,688	5,420	3,732	7,108	3,376	42,366

Regarding the second period under assessment (2005–2015), we observed that deforestation persisted, with 7.93% in mangroves, 8.29% in low and medium jungles, and 23.90% in other wetlands, although forestry increase was 3.63%, 3.13%, and 11.65%, respectively. Mangrove degradation was 77.77% because the surface area for disturbed mangrove cover increased (Table 2). These values indicated that this period was also very dynamic because the area exchange for vegetation covers and the livestock-agricultural land use was greater than the net change, with higher persistence in the livestock-agricultural land use, mangroves, and other wetlands (Table 2). We also determined that plant covers have a lower chance of recovering because the losses in surface area were greater than the gains. Land uses with tendency to increase were livestock-agricultural, anthropic development, and disturbed mangroves, because gains in surface area were greater than losses. On the other hand, taking land use exchange as reference, vegetation covers showed 62% in both losses and gains (Table 2).

Once the signs of change were identified, significant transitions between categories were obtained. During the 2 periods, a greater transition from mangrove to disturbed mangrove was observed, and only 238 ha showed recovery (Fig. 3). This mangrove degradation has been induced by environmental and anthropogenic factors. In particular, the hydrological changes caused by the opening of the Cuautla

que este periodo también fue muy dinámico porque fue mayor el intercambio de superficie de las coberturas vegetales y el uso de suelo agrícola-pecuario que el cambio neto, con la mayor persistencia en el suelo agrícola-pecuario, manglar y otros humedales (Tabla 2). También se determinó que las coberturas vegetales tienen menor posibilidad de recuperarse porque fue mayor la pérdida que la ganancia de superficie. Los usos de suelo con tendencia a aumentar fueron agrícola-pecuario, desarrollo antrópico y manglar perturbado, ya que fue mayor la superficie ganada que la perdida. Por otra parte, tomando de referencia el intercambio de uso de suelo, las coberturas vegetales presentaron un 62% tanto de pérdidas como de ganancias (Tabla 2).

Una vez identificadas las señales de cambios, se obtuvieron las transiciones significativas entre categorías. Durante los 2 periodos, se observó mayor transición de manglar a manglar perturbado, y solo 238 ha se pudieron recuperar (Fig. 3). Esta degradación de manglar ha sido inducida por factores ambientales y antropogénicos. Particularmente, el cambio hidrológico ocasionado con la apertura del canal Cuautla tuvo repercusiones en las localidades de Mexcaltitlán y Ticha del municipio de Santiago Ixcuintla, cerca de la zona núcleo establecida en el Plan de Manejo Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit, que tiene como objetivo la preservación del ecosistema a mediano y largo plazo (Fig. 3).

Canal had consequences for the Mexcaltitlán and Ticha towns in the municipality of Santiago Ixcuintla, near the core area established in the Management Plan for the Marismas Nacionales Biosphere Reserve, Nayarit, whose objective is to preserve the ecosystem in the medium and long terms (Fig. 3).

The results on transitions also indicated that the greatest change between mangroves and other wetlands occurred in mangroves, although in the second period, this surface area exchange was almost similar. This transition was also very noticeable in the town of Mexcaltitlán, as it is a tourist area and it is impacted by hydrological changes. Hydrological changes were also influential in the first period, with greater transition from water to mangroves, contrary to what happened in the second period (Fig. 3).

Annual change rates

The annual net change rate was 1.07% for low and medium jungles, 0.32% for mangrove, and 0.43% for other wetlands. Had we been unable to make an in-depth analysis of these results, we would have concluded that changes in vegetation cover showed a slight modification during the 1981–2005 period. However, the conclusion was different when we calculated the loss rate for this period separately, which was 0.77% for mangrove, 2.20% for low and medium jungles, and 1.70% for other wetlands. This deforestation occurred because land uses changed, a point that cannot be observed if attention is paid only to the net change rate. However, the loss rate indicated that the surface area for land uses increased, and this is why the anthropic development and livestock-agricultural categories showed negative net change rates. Consequently, the disturbed mangrove category also showed negative data (−7.64%) as degraded area increased compared with that in 1981, and the 0.48% loss rate for this category indicates that it has little chances of regenerating or that it became another land use (Fig. 4).

The change rates for the second assessed period (Fig. 4) were similar to those observed for the first period because the net change rate underestimated the loss rate. The net change rate was 1.33% for low and medium jungles, 0.44% for mangrove, and 1.30% for other wetlands, which are low compared with the deforestation results, which were 2.23%, 0.82%, and 2.69%, respectively. The surface area increased for the anthropic development and livestock-agricultural land uses, since the net change rate for both was negative (−4.53% and −0.25%, respectively). The disturbed mangrove cover also showed a negative net change rate (−4.94%) as its degraded area increased (1.68%).

CO₂ emissions and absorptions in the mangrove forest

The CO₂ emissions estimate (equivalent, CO₂e) resulting from deforestation of vegetation covers during the years from 1981 to 2005 was 1,945.03 Gg of CO₂e, of which 432.50 Gg of CO₂e corresponded to mangrove cover mainly as a result

Los resultados de las transiciones también indicaron que el mayor cambio entre manglar y otros humedales se presentó en manglar, aunque en el segundo periodo este intercambio de superficies fue casi similar. Esta transición también fue muy notoria en la localidad de Mexcaltitlán, debido a que es zona turística y recibe impacto del cambio hidrológico. El cambio hidrológico también influyó en el primer periodo, donde hubo mayor transición de cuerpos de agua a manglar, contrario a lo ocurrido en el segundo periodo (Fig. 3).

Tasas de cambio anual

La tasa de cambio neto anual fue de 1.07% para selvas bajas y mediana, 0.32% para manglar y 0.43% para otros humedales. Si no pudiésemos analizar a profundidad estos resultados, concluiríamos que los cambios en las coberturas vegetales presentaron una leve modificación durante el periodo 1981–2005. Sin embargo, la realidad fue diferente al calcular por separado la tasa de pérdida, que para este periodo resultó en 0.77% para manglar, 2.20% para selvas bajas y mediana y 1.70% para otros humedales. Esta deforestación se dio porque cambiaron los usos de suelo, dato que no se puede observar si se presta atención solo a la tasa de cambio neto. No obstante, la tasa de pérdida indicó que los usos de suelo han ganado superficie, y es por ello que las categorías desarrollo antrópico y agrícola-pecuario presentaron la tasa de cambio neto negativa. Por consiguiente, el manglar perturbado también presentó datos negativos (−7.64%) al aumentar su superficie degradada respecto a la existente en 1981, y su tasa de pérdida de 0.48% nos indica que tiene una mínima posibilidad de regeneración o que pasó a ser otro uso de suelo (Fig. 4).

Las tasas de cambio para el segundo periodo evaluado (Fig. 4) mostraron datos similares a lo observado para el primer periodo porque la tasa de cambio neto subestimó la tasa de pérdida. La tasa de cambio neto fue de 1.33% para selvas bajas y mediana, 0.44% para manglar y 1.30% para otros humedales, que son valores bajos comparados con la deforestación de 2.23%, 0.82% y 2.69%, respectivamente. Los usos de suelo como desarrollo antrópico y agrícola-pecuario ganaron superficie, puesto que presentaron valores negativos en la tasa de cambio neto (−4.53% y −0.25%, correspondientemente). El manglar perturbado también presentó una tasa de cambio neto negativa (−4.94%) al aumentar su superficie degradada (1.68%).

Emisiones y absorciones de CO₂ en el bosque de manglar

La estimación de emisiones de CO₂ (equivalente, CO₂e) debidas al proceso de deforestación de las coberturas vegetales durante los años 1981 a 2005 fue de 1,945.03 Gg de CO₂e, de lo cual 432.50 Gg de CO₂e correspondió a manglar debido, principalmente, a la transición a otros humedales y al uso de suelo agrícola-pecuario. Selvas bajas y mediana

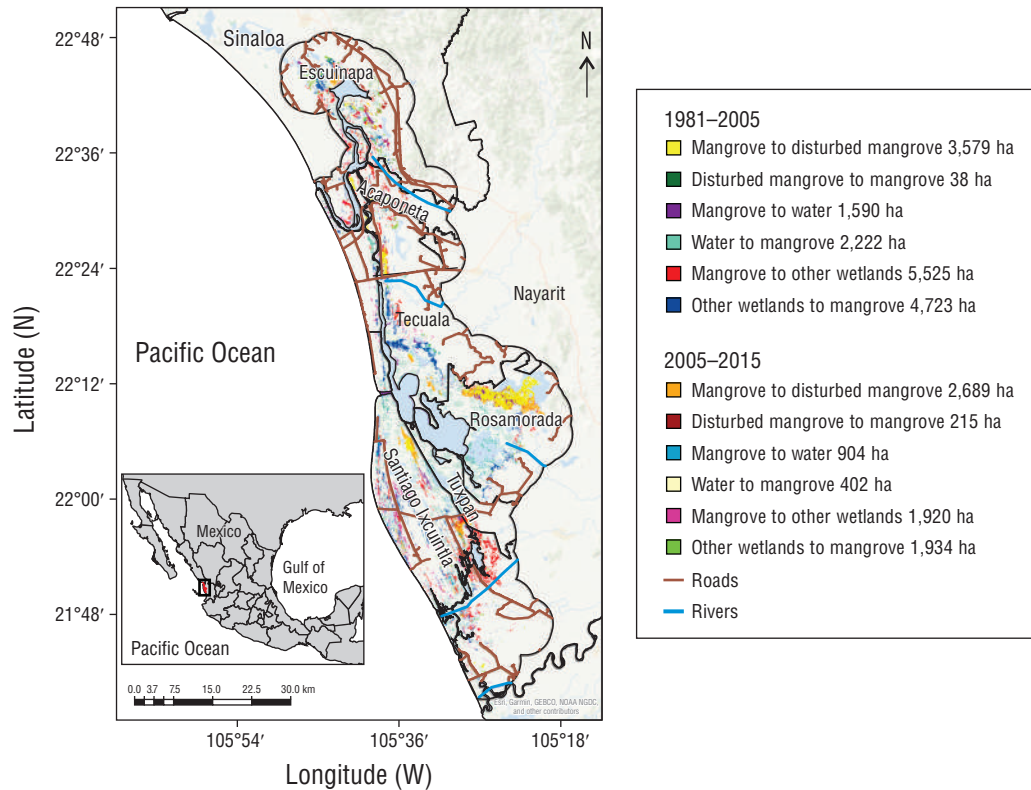


Figure 3. Transitions between the mangrove, disturbed mangrove, water, and other wetlands categories in Marismas Nacionales.

Figura 3. Transiciones entre las categorías manglar, manglar perturbado, cuerpos de agua y otros humedales en Marismas Nacionales.

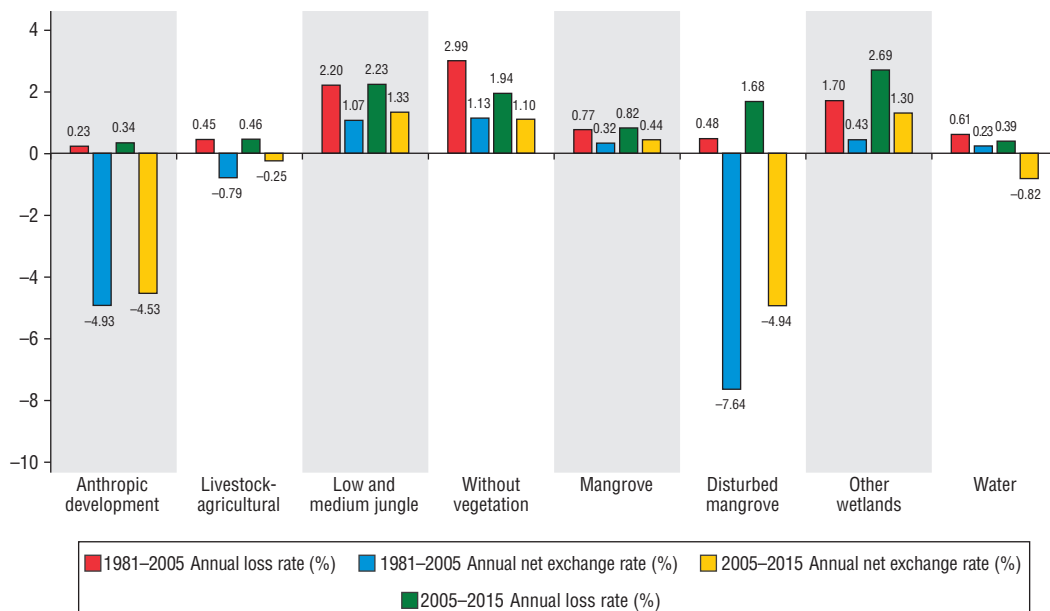


Figure 4. Annual net exchange rate and annual loss rate or deforestation of land uses and vegetation cover in Marismas Nacionales during the periods 1981-2005 and 2005-2015.

Figura 4. Tasa de cambio neto anual y tasa de pérdida anual o deforestación de uso de suelos y coberturas vegetales en Marismas Nacionales durante los periodos 1981-2005 y 2005-2015.

of the transition to other wetlands and livestock-agricultural land use. Low and medium jungles emitted 1,465.48 Gg of CO₂e given their transition to the livestock-agricultural land use. Other wetlands emitted 47.05 Gg of CO₂e because a large portion of the area became livestock-agricultural land. In all, we found an estimate of 27.16 Gg of CO₂e resulting from mangrove degradation because this cover became disturbed mangrove (Table 3).

The estimated absorption for the 1981–2005 period was 28.68 Gg of CO₂e, of which 2.51 Gg of CO₂e corresponded to the natural recovery of mangrove and 5.74 Gg of CO₂e corresponded to low and medium jungles. The highest estimate for total absorption (20.43 Gg of CO₂e) was made possible because of the reforestation programs that have been carried out in Marismas Nacionales. Part of the surface area for other wetlands was replanted with mangroves and showed a value of 0.09 Gg of CO₂e. The highest reforestation of low and medium jungles occurred in areas with the livestock-agricultural land-use category, with 20.05 Gg of CO₂e; furthermore, part of this same land use was restored with other wetlands, with 0.47 Gg of CO₂e. On the other hand, 3.54 Gg of CO₂e were absorbed as a result of vegetation covers remaining forest areas; in other words, a transition occurred between the mangrove and low and medium jungle covers, but because they remained forest covers, they continued to absorb atmospheric CO₂ during photosynthesis.

In the second period (2005–2015) the deforestation emission estimate was 546.66 Gg of CO₂e. The mangrove category showed 145.21 Gg of CO₂e because of the transition to other wetlands. Low and medium jungles showed 383.26 Gg of CO₂e because of their transition to agricultural-livestock land use. Other wetlands emitted 18.19 Gg of CO₂e as this cover transitioned to the anthropic development category. Emissions due to degradation were 24.80 Gg of CO₂e as a result of mangrove cover being disturbed (Table 3).

For the 2005–2015 period, the estimated absorption was 11.30 Gg CO₂e with the recovery of disturbed mangrove (1.44 Gg of CO₂e) and low and medium jungles (3.55 Gg of CO₂e). In addition, reforestation programs promoted the absorption of 6.31 Gg as follows: 0.059 Gg of CO₂e from reforestation with mangroves in areas of other wetlands, 5.41 Gg of CO₂e from reforestation of low and medium jungles in areas of livestock-agricultural land use, and 0.83 Gg of CO₂e from reforestation with vegetation from other wetlands in areas of livestock-agricultural land use. A concurrent absorption of 0.63 Gg of CO₂e was attributed to vegetation covers that remained forest areas, that is, vegetation covers that underwent a transition but continued to be vegetation, be it mangrove, low and medium jungles, or other wetlands (Table 3).

The results for CO₂ emissions and absorptions indicate that CO₂ emission (1,972.19 Gg of CO₂e) was greater than CO₂ absorption (32.22 Gg of CO₂e) during the first period, with a net balance of 1,939.97 Gg of CO₂e. Likewise, in the second period the emission (571.46 Gg of CO₂e) was greater

emitieron 1,465.48 Gg de CO₂e debido a la transformación al uso de suelo agrícola-pecuario. La categoría otros humedales emitió 47.05 Gg de CO₂e porque gran parte de la superficie pasó a ser de uso agrícola-pecuario. En suma, se mostró un estimado de 27.16 Gg de CO₂e por degradación de manglar por el hecho de pasar a ser manglar perturbado (Tabla 3).

Durante el periodo 1981–2005 se presentó una absorción estimada de 28.68 Gg de CO₂e, de la cual 2.51 Gg de CO₂e correspondió a la recuperación natural del manglar y 5.74 Gg de CO₂e a selvas bajas y mediana. La mayor estimación del total de absorción (20.43 Gg de CO₂e) fue posible por los programas de reforestación que se han llevado a cabo en Marismas Nacionales. Parte de la superficie de otros humedales se reforestó con manglar y presentó un valor de 0.09 Gg de CO₂e. La mayor reforestación de selvas bajas y mediana fue en el suelo de uso agrícola-pecuario, con 20.05 Gg de CO₂e; además, parte de este mismo uso de suelo se reforestó con otros humedales, con 0.47 Gg de CO₂e. Por otra parte, se presentó una absorción de 3.54 Gg de CO₂e debido a que las coberturas vegetales permanecieron como áreas forestales; en otras palabras, se mostró una transición entre el manglar y selvas bajas y mediana, pero al permanecer como cubierta forestal, siguieron absorbiendo el CO₂ atmosférico por medio del proceso de fotosíntesis.

En el segundo periodo (2005–2015) se exhibió una estimativa de emisión por deforestación de 546.66 Gg de CO₂e. La categoría manglar exhibió 145.21 Gg de CO₂e a causa de la transición a otros humedales. Selvas bajas y mediana presentó 383.26 Gg de CO₂e debido a que pasó a ser uso agrícola-pecuario. Otros humedales emitió 18.19 Gg de CO₂e al cambiar a la categoría desarrollo antrópico. La emisión por degradación fue de 24.80 Gg de CO₂e dado que el manglar fue perturbado (Tabla 3).

Para el periodo 2005–2015, se estimó una absorción de 11.30 Gg de CO₂e al recuperarse el manglar perturbado (1.44 Gg de CO₂e) y selvas bajas y mediana (3.55 Gg de CO₂e). Además, los programas de reforestación promovieron una absorción de 6.31 Gg de CO₂e de la siguiente manera: 0.059 Gg de CO₂e por manglar reforestado en áreas de otros humedales, 5.41 Gg de CO₂e por selvas bajas y mediana reforestadas en suelos agrícola-pecuarios y 0.83 Gg de CO₂e por vegetación de otros humedales reforestados en suelos agrícola-pecuarios. Al mismo tiempo ocurrió una absorción de 0.63 Gg de CO₂e por coberturas vegetales que permanecieron como áreas forestales, o sea, que presentaron una transición, pero siguieron siendo vegetación ya sea manglar, selvas bajas y mediana u otros humedales (Tabla 3).

Los resultados de las emisiones y absorciones de CO₂ indican que fue mayor la emisión (1,972.19 Gg de CO₂e) que la absorción (32.22 Gg de CO₂e) de CO₂ durante el primer periodo, con un balance neto de 1,939.97 Gg de CO₂e. Asimismo, en el segundo periodo fue mayor la emisión (571.46 Gg de CO₂e) que la absorción (11.94 Gg de CO₂e), con un balance neto de 559.53 Gg de CO₂e.

Table 3. Emissions and absorptions of CO₂ (equivalent, CO₂e) in Marismas Nacionales during the periods 1981–2005 and 2005–2015.**Tabla 3.** Emisiones y absorciones de CO₂ (equivalente, CO₂e) en Marismas Nacionales durante los periodos 1981–2005 y 2005–2015.

Period	Forest process	Vegetation	Live biomass carbon (t C)	Carbon roots (t C)	Total Carbon (t C)	Emissions (Gg CO ₂ e)
1981–2005	Deforestation	Mangrove	–52,182.25	–12,559.37	–64,741.62	432.500
		Low and medium jungles	233,619.29	57,458.61	291,077.90	1,465.480
		Other wetlands	10,216.69	2,617.29	12,833.98	47.058
2005–2015		Mangrove	–25,964.83	–6,249.29	–32,214.11	145.210
		Low and medium jungles	83,892.78	20,633.41	104,526.19	383.263
		Other wetlands	3,948.93	1,011.63	4,960.56	18.189
1981–2005	Degradation	Mangrove	–6017.02	–1,389.80	–7,406.82	27.158
2005–2015		Mangrove	–5,494.96	–1,269.22	–6,764.19	24.802
1981–2005	Natural recovery	Mangrove	572.63	113.24	685.87	2.514
		Low and medium jungles	1,273.94	291.64	1,565.58	5.740
2005–2015		Mangrove	328.76	65.01	393.77	1.444
		Low and medium jungles	789.05	180.64	969.69	3.556
1981–2005	Reforestation	Mangrove	21.31	4.21	25.52	0.094
		Low and medium jungles	4,450.31	1,018.81	5,469.11	20.053
		Other wetlands	103.68	24.50	128.18	0.470
2005–2015		Mangrove	13.60	2.70	16.29	0.059
		Low and medium jungles	1,201.33	275.02	1,476.34	5.413
		Other wetlands	183.72	43.41	227.13	0.833
1981–2005	Forest lands that remain forest	Low and medium jungles to mangrove	268.46	60.99	329.45	1.208
		Low and medium jungles to disturbed mangrove	1.03	0.23	1.26	0.005
		Mangrove to low and medium jungles	513.86	119.94	633.80	2.324
2005–2015		Low and medium jungles to disturbed mangrove	7.20	1.64	8.84	0.032
		Low and medium jungle to mangrove	51.43	11.68	63.11	0.231
		Mangrove to low and medium jungles	80.46	18.78	99.24	0.364
		Disturbed mangrove to low and medium jungles	0.83	0.19	1.02	0.004

t C = tons of carbon, Gg = gigagrams

than the absorption (11.94 Gg of CO₂e), with a net balance of 559.53 Gg of CO₂e.

DISCUSSION

The dynamics of changes in land uses and vegetation covers over the 2 periods has fragmented the habitat and put the survival of flora and fauna populations at risk, which increases risk of local extinctions in the long term (Cárdenas-Guzmán 2011). Anthropogenic factors such as aquaculture, agriculture, livestock farming, and infrastructure expansion (e.g., the construction of canals, roads, and highways) are the main causes of this fragmentation (Berlanga-Robles and Ruiz-Luna 2007, Hiraes-Cota et al. 2010, MARN 2013, Rodríguez-Zúñiga et al. 2013, Vera-Andrade 2018). One factor that prompted deforestation and degradation of vegetation covers was unplanned infrastructure expansion with technical personnel that had little to no training, as evidenced by the inadequate design of aquaculture facilities in the mangrove cover, mainly in the state of Nayarit during the years 1985 to 1995 (Peña-Messina 2009).

Adame et al. (2018) indicated that on the Pacific coasts of northern and central Mexico, mangrove losses were caused by the transition to shrimp ponds, representing a loss of 80% of the total carbon reservoir. This is similar to what happened in the Mahakam Delta, Indonesia, where this type of transition caused a loss equivalent to 226 years of carbon stored in the soil (Arifanti et al. 2019). In the West Papua province, Indonesia, the transition from vegetation cover to aquaculture removed 60% of carbon stocks in soil and 85% of carbon stocks in living biomass (Sasmito et al. 2020). In the Gulf of Guayaquil, Ecuador, this transition emitted 28,059,528 Mg of CO₂e (Mereci-Guamán et al. 2017). Mangrove losses also occurred on the Caribbean coast of Colombia (Torres-Salamanca and Ruiz-Vivas 2017) and in the Ecological Mangrove Reserve of Cayapas-Mataje, Ecuador (Bravo-Aguas 2018).

Infrastructure was also expanded by the construction of the road from Novillero to the Pericos fishing camp in Nayarit, which interrupted the passage of the tide to the mangrove area (Valdez-Hernández et al. 2009). In addition, the construction of canals in 1971 to facilitate fish production, such as the canal on the San Lorenzo River and, in particular, the Cuautla Canal south of Cuautla, caused hydrological changes in Agua Brava Lagoon, as the Cuautla Canal was initially 30 m wide and eroded to more than 1.5 km; currently, this lagoon continues to deteriorate, putting the surrounding population at risk (Valdez-Hernández et al. 2009). The modification of hydrological fluxes has also affected mangroves and other wetlands (De la Lanza-Espino et al. 1996, Ramirez-Zavala et al. 2012, CONANP-SEMARNAT 2013, Rubio-Cisneros and Aburto-Oropeza 2013). This impact has been more evident in the state of Nayarit, where, since 2010, the Protected Natural Area Marismas Nacionales Biosphere Reserve, Nayarit, is located (CONANP-SEMARNAT 2013).

DISCUSIÓN

La dinámica de los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal manifestada en los 2 periodos ha provocado fragmentación en el hábitat y ha puesto en riesgo la supervivencia de las poblaciones de flora y fauna, lo cual incrementa su riesgo de extinción local a largo plazo (Cárdenas-Guzmán 2011). Las causas de esta fragmentación se deben, principalmente, a factores antropogénicos como la acuicultura, la agricultura, la ganadería y la expansión de infraestructura (e.g., la construcción de canales, caminos y carreteras) (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2007, Hiraes-Cota et al. 2010, MARN 2013, Rodríguez-Zúñiga et al. 2013, Vera-Andrade 2018). Una de las causas que provocó la deforestación y la degradación de la cubierta vegetal fue el crecimiento de infraestructura con falta de planificación y escasa o nula capacitación del personal técnico, lo cual se ha manifestado notoriamente en la cobertura de manglar con el diseño inadecuado de las instalaciones acuícolas, principalmente en el estado de Nayarit durante los años de 1985 a 1995 (Peña-Messina 2009).

Adame et al. (2018) señalaron que en las costas del Pacífico del norte y centro de México, la pérdida de manglares se debió a la conversión de estanques camareros, lo que representa una pérdida del 80% de la reserva total del carbono. Esto es similar a lo ocurrido en el delta del Mahakam, Indonesia, donde este tipo de conversión provocó una pérdida equivalente a 226 años de carbono almacenado en el suelo (Arifanti et al. 2019). En la provincia de Papúa Occidental, Indonesia, la transformación de cobertura vegetal a acuicultura eliminó el 60% de la reserva de carbono en suelo y el 85% de carbono en biomasa viva (Sasmito et al. 2020). En el golfo de Guayaquil, Ecuador, este cambio emitió 28,059,528 Mg de CO₂e (Mereci-Guamán et al. 2017). También hubo pérdidas de manglar en la costa Caribe de Colombia (Torres-Salamanca y Ruiz-Vivas 2017) y en la Reserva Ecológica Manglares Cayapas-Mataje, Ecuador (Bravo-Aguas 2018).

La expansión de infraestructura también se llevó a cabo con la construcción de la carretera de Novillero al campo pesquero de Pericos en Nayarit, lo que interrumpió el paso de la marea a la zona de manglar (Valdez-Hernández et al. 2009). Además, la construcción de canales en 1971 para facilitar la producción pesquera, como el canal en el río San Lorenzo y, en particular, el canal Cuautla al sur de Cuautla, provocó un cambio hidrológico en la laguna de Agua Brava, ya que en un principio tenía un ancho de 30 m y se fue erosionando a más de 1.5 km; actualmente, esta laguna continua deteriorándose poniendo en riesgo a la población aledaña (Valdez-Hernández et al. 2009). La modificación del flujo hidrológico también ha perjudicado a los manglares y otros humedales (De la Lanza-Espino et al. 1996, Ramirez-Zavala et al. 2012, CONANP-SEMARNAT 2013, Rubio-Cisneros y Aburto-Oropeza 2013). Esta afectación se ha observado más en el estado de Nayarit, en el cual, desde 2010, se encuentra el Área Natural Protegida Reserva

Livestock-agricultural land use is also at the source of losses and disturbance in mangrove areas and low and medium jungles because it includes activities such as irrigated and rain-fed agriculture. These activities provide low economic contributions to the region and they are extensively carried out on a medium scale (CONANP-SEMRNAT 2013). Moreover, they use a large amount of agrochemical supplies, and agricultural runoff is discharged into estuaries, affecting mangroves and other wetlands (CONANP 2008). Livestock farming is another activity that is carried out, providing proteins for the population and economic resources (CONANP-SEMARNAT 2013).

As shown in the results, livestock-agricultural land use increased over the years. This increase was more noticeable in the Rosamorada municipality (Nayarit), particularly in the area classified as a subzone of special use in the subzoning map of the Marismas Nacionales Biosphere Reserve, Nayarit. This map indicates that activities such as aquaculture, agriculture, livestock farming, mining, forestry, scientific sampling, construction of public and private infrastructure, and low-impact tourism can be carried out here without causing ecosystem fragmentation or altering hydraulic fluxes, provided that mitigating measures are implemented to ensure the permanence and functionality of ecosystems and to preserve natural resources (CONANP-SEMARNAT 2013). However, these activities have had repercussions on vegetation covers. Furthermore, but to a lesser extent, the population in the region is degrading mangrove forests. For example, *R. mangle* is used for medicinal purposes or to dye fishing nets with tannins; *A. germinans*, to build houses or as pasture for livestock; and *L. racemosa*, to build tobacco galleries, stakes, posts, fish traps, fences, and walls, and also as firewood to grill and smoke fish (Rodríguez-Zúñiga et al. 2013).

The increase in disturbed mangroves was caused by anthropogenic activities but also by environmental factors such as hurricanes and tropical storms. This counterproductive and rapid mangrove dieback has been increasing since 1994, when the impact of Hurricane Rosa caused losses in *L. racemosa* and *A. germinans* (Valdez-Hernández et al. 2009). The effect of anthropogenic activities and natural factors has spread considerably at the national level, as the disturbed mangrove area in 1970 was 1,192 ha and by 2015 it increased to 18,332 ha, of which Marismas Nacionales represents 39.72% (Valderrama-Landeros et al. 2017). However, environmental factors have caused counterproductive and rapid mangrove dieback in other regions. For example, in the Gulf of Carpentaria, Australia, die-off was caused by aridity, high variability in temperature, salinity, El Niño, and low sea level, which induced hypersalinity and water stress (Harada et al. 2019). In northern Australia, the die-off was prompted by the low sea level (Lovelock et al. 2017, Asbridge et al. 2019, Sippo et al. 2019), and on Abaco Island, Bahamas, it was induced by foliar disease (Rossi et al. 2020). To the southeast of Florida, USA, die-off was caused by Hurricane Irma (Lagomasino et al. 2020), whereas to the

de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit (CONANP-SEMARNAT 2013).

Otra causa de la pérdida y la perturbación del manglar, así como de selvas bajas y mediana, es el uso de suelo agrícola-pecuario, dado que en él se realizan actividades como la agricultura de riego y de temporal. Estas actividades conceden una aportación económica baja a la región y se realizan a mediana escala y de manera extensiva (CONANP-SEMRNAT 2013). Además, utilizan gran cantidad de insumos de agroquímicos, y los escurrimientos provenientes de los cultivos se descargan en los esteros, lo que repercute en los manglares y otros humedales (CONANP 2008). También se realiza la ganadería, que produce proteínas para la población y recursos económicos (CONANP-SEMARNAT 2013).

Como se mostró en los resultados, el suelo agrícola-pecuario fue aumentando en el transcurso de los años. El aumento fue más notorio en el municipio de Rosamorada (Nayarit), particularmente en la zona catalogada como subzona de aprovechamiento especial en el mapa de subzonificación de la Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales, Nayarit. Este mapa señala que se pueden realizar actividades como acuicultura, agricultura, ganadería, minería, aprovechamiento forestal, recolecta científica, construcción de obra pública y privada, y turismo de bajo impacto sin propiciar la fragmentación del ecosistema ni alterar los flujos hidráulicos, siempre y cuando se cuenten con medidas de mitigación para asegurar la permanencia y la funcionalidad de los ecosistemas y para conservar los recursos naturales (CONANP-SEMARNAT 2013). Sin embargo, las actividades realizadas han reflejado repercusiones en las coberturas vegetales. Por otra parte, y en poca medida, la población de la región degrada a los manglares. Por ejemplo, *R. mangle* es utilizado para fines medicinales o para la tinción de redes de pesca con los taninos; *A. germinans*, para la construcción de casas o como pastura para el ganado; y *L. racemosa*, para la construcción de galerías de tabaco, estacas, postes, trampas para peces, cercas y muros, y también como leña para asar y ahumar pescado (Rodríguez-Zúñiga et al. 2013).

El incremento de manglar perturbado fue ocasionado por actividades antropogénicas, pero también por factores ambientales como huracanes y tormentas tropicales. Esta extinción contraproducente y rápida de manglar (*mangrove dieback*) ha ido incrementando desde 1994, cuando el impacto del huracán Rosa provocó la pérdida de *L. racemosa* y *A. germinans* (Valdez-Hernández et al. 2009). El efecto de las actividades antropogénicas y los factores naturales se ha extendido considerablemente a nivel nacional, puesto que en 1970 la superficie de manglar perturbado era de 1,192 ha y para 2015 aumentó a 18,332 ha, de la cual Marismas Nacionales representa el 39.72% (Valderrama-Landeros et al. 2017). No obstante, los factores ambientales han causado extinción contraproducente y rápida de manglar en otras regiones. Por ejemplo, en el golfo de Carpentaria, Australia, esta extinción fue ocasionado por aridez, alta variabilidad en la temperatura, salinidad, El Niño y nivel del mar bajo, lo que

northeast of the Florida coast, it was caused by the rise in sea level, temperature, and precipitation (Rodríguez et al. 2016). In the Rufiji River, Tanzania, it was caused by El Niño and heavy rains (Erftemeijer and Hamerlynck 2005); to the east of Brazil, by a hail storm and El Niño (Nogueira-Servino et al. 2018); in South Africa, by pathogens and insect plagues (Osorio et al. 2017); and on the east coast of South Africa, by tropical storms and droughts (Adams and Rajkaran 2020).

Losses in mangrove forests caused by changes in land use due to the above-mentioned environmental and anthropogenic factors will set off CO₂ emissions into the atmosphere. This was also shown by other studies. Adame et al. (2018) indicated that mangrove losses on the Pacific coast of northern and central Mexico was caused by the introduction of shrimp ponds (80% loss in carbon stocks and 66% loss in the change from mangrove forest to pasture for cattle [agricultural]), which resulted in emissions of 0.32 ± 0.06 Tg of CO₂e in the 1981–2005 period, 0.68 ± 0.12 Tg of CO₂e in 2005–2010, and 0.00 Tg of CO₂e in 2010–2015. Likewise, in the bays of Jiquilisco and Jaltepeque, El Salvador, the transition from mangrove forest to agricultural land uses reduced 90% of carbon during the 1993–2014 period (estimated emission of 48,495 to 58,004 Gg of CO₂e) (Cifuentes et al. 2016). A study carried out in the semiarid region of northwestern Brazil determined that the transition of mangrove forest to shrimp ponds caused the loss of 58% to 82% of stored carbon (average emission of $1,390$ Mg of CO₂e·ha⁻¹) (Boone-Kauffman et al. 2018). Meanwhile, Alongi (2020) mentioned that, worldwide, the reduction in mangrove forests has been caused by their transition to aquaculture and agriculture areas, with emissions of 0.088 Pg of CO₂. Off the coast of Thailand, 70% of stored carbon was lost with the transition from mangrove forest to abandoned aquaculture ponds, with a mean loss of 304 ± 61.3 t of C·ha⁻¹ after 10 years (Elwin et al. 2019). Something similar occurred on the coast of Honda Bay, Philippines, where transitions from mangrove forest to abandoned aquaculture ponds, coconut plantations, abandoned salt production areas, and deforested areas emitted 110 kg of CO₂e·ha⁻¹·d⁻¹ (Castillo et al. 2017). On the other hand, in Sundarban, India, during the 1975–2013 period, 60% of mangrove forests were lost to erosion and became anthropogenic surfaces (emission by aerial biomass of $1,567.98 \pm 5.51.69$ Gg of CO₂) (Akhand et al. 2017).

Regarding the analysis of the net change and loss rates, we determined that deforestation is underestimated when using net change because net change considers the surface area of mangrove forests on both dates and ignores the exchanges in land uses that occurred in the assessed period. The loss rate, on the other hand, gives us a value on the explicit basis of deforestation of the mangrove forest in both periods. This does not occur in the same way at the national level, since during the 1976–2000 period, the annual loss rate varied between 1.0% and 2.5% (INE-SEMARNAT 2005). For the 1973–2011 period, Romero-Berny et al. (2013) obtained an annual rate of 1.1% based on the net change value. Another

indujo hipersalinización y tensiones hídricas (Harada et al. 2019). En el norte de Australia, la extinción fue promovida por un bajo nivel del mar (Lovelock et al. 2017, Asbridge et al. 2019, Sippo et al. 2019), y en isla Ábaco, Bahamas, fue inducida por enfermedad foliar (Rossi et al. 2020). Al sureste de Florida, EUA, la causa fue el huracán Irma (Lagomasino et al. 2020), mientras que al noreste de la costa de Florida, fue el aumento del nivel del mar, la temperatura y la precipitación (Rodríguez et al. 2016). En el río Rufiji, Tanzania, se dio por El Niño y fuertes lluvias (Erftemeijer y Hamerlynck 2005); al este de Brasil, por una tormenta de granizo y El Niño (Nogueira-Servino et al. 2018); en Sudáfrica, por agentes patógenos y plagas de insectos (Osorio et al. 2017); y en la costa este de Sudáfrica, por tormentas tropicales y sequías (Adams y Rajkaran 2020).

La pérdida de superficies de manglar por el cambio de uso de suelo influenciado por los factores ambientales y antropogénicos antes mencionados tiene como consecuencia la emisión de CO₂ a la atmosfera. Esto también lo demostraron otros estudios. Adame et al. (2018) señalaron que la pérdida de manglares en la costa del Pacífico del norte y centro de México se debe a los estanques camaroneros (80% de pérdida en las reservas de carbono y 66% de pérdida en el cambio de manglar a pastos para ganado [agrícola]), lo que resultó en emisiones de 0.32 ± 0.06 Tg de CO₂e en el periodo 1981–2005, 0.68 ± 0.12 Tg de CO₂e en 2005–2010 y 0.00 Tg de CO₂e en 2010–2015. Asimismo, en las bahías de Jiquilisco y Jaltepeque, El Salvador, la transición de manglares a usos agrícolas redujo el 90% de carbono durante los años de 1993 a 2014 (emisión estimada de 48,495 a 58,004 Gg de CO₂e) (Cifuentes et al. 2016). Un estudio llevado a cabo en la región semiárida del noroeste de Brasil determinó que la conversión de manglares a estanques de camarón provocó la pérdida del 58% al 82% del carbono almacenado (emisión media de $1,390$ Mg CO₂e·ha⁻¹) (Boone-Kauffman et al. 2018). Por su parte, Alongi (2020) mencionó que, a nivel mundial, la disminución de manglar se ha debido a la conversión a zonas de acuicultura y agricultura, con emisiones de 0.088 Pg de CO₂. En la costa de Tailandia, el 70% de carbono almacenado se perdió con la transición de manglar a estanques acuícolas abandonados, con una pérdida media de 304 ± 61.3 t C·ha⁻¹ después de 10 años (Elwin et al. 2019). Algo semejante ocurrió en la costa de la bahía Honda, Filipinas, donde las transiciones de zonas de manglar a estanques de acuicultura abandonados, plantaciones cocoteras, áreas de producción de sal abandonadas y superficies deforestadas emitieron 110 kg CO₂e·ha⁻¹·d⁻¹ (Castillo et al. 2017). Por otro lado, durante los años de 1975 a 2013, en Sundarban, India, el 60% de manglares se perdió por erosión y se convirtió en superficies antropogénicas (emisión por biomasa aérea de $1,567.98 \pm 5.51.69$ Gg de CO₂) (Akhand et al. 2017).

Respecto al análisis de las tasas de cambio neto y de pérdida, se determinó que, al obtener la deforestación a partir del cambio neto, se subestima la tasa de deforestación, ya

study carried out in Mexico using the difference of a cartographic analysis reported that the estimated annual deforestation rate was $0.22\% \pm 0.07$ for the 1981–2005 period, $0.49\% \pm 0.23$ for 2005–2010, and $-0.57\% \pm 0.30$ for 2010–2015, with a degradation rate of $0.11\% \pm 0.03$, $0.29\% \pm 0.09$, and $-0.07\% \pm 0.03$, respectively, for each time period (Adame et al. 2018).

When comparing the mangrove area lost to deforestation and the respective annual loss rate, we find that the results obtained in this work do not coincide with other studies either, for different methods were used for obtaining the rate values. For example, in Southeast Asia, during the 2000–2012 period, more than 100,000 ha were lost to deforestation, with an average deforestation rate of 0.18%, of which 30.00% was caused by aquaculture (Richards and Friess 2016). In Myanmar, Asia, during the 2000–2014 period, 191,122 ha were lost to deforestation, with a rate of 2.20% (Estoque et al. 2018), and between 1996 and 2016, mangrove cover decreased 52.00%, with net loss rate ranging between 3.60% and 3.87% (De Alban et al. 2020). On the other hand, between 2000 and 2005, on the Pacific coasts of Colombia, Panama, and Costa Rica, 564 ha were lost to agriculture, with an average deforestation rate of 0.02% (López-Angarita et al. 2018).

The above shows us that even though Marismas Nacionales is a Protected Natural Area, it has been affected over the years by anthropogenic and environmental factors. This impact has caused deforestation and forest degradation processes and, in turn, CO₂ emissions into the atmosphere, which contributes to greenhouse gas emissions that increase natural phenomena resulting from climate change. If this impact continues to increase, the existence of the flora and fauna that coexist in this habitat will be at risk and wildlife will have to find new places to subsist, which would put the human population at risk. Therefore, it is of utmost importance that the decision-making process for new public policies prioritize the protection and conservation of mangrove forests in a sustainable way in order to gain social, economic, and environmental well-being.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by the Autonomous University of Sinaloa (the Biological Sciences graduate program of the Faculty of Biology, the Faculty of Earth and Space Sciences) and the National Council of Science and Technology (CVU: 568777, Mexico).

English translation by Claudia Michel-Villalobos.

REFERENCES

- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J, Sala E. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *P Natl Acad Sci USA*. 105(30):10456–10459. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804601105>

que esta se obtiene de las superficies de bosque de manglar en ambas fechas y se omiten los intercambios que tuvieron los usos de suelo en el periodo evaluado. En cambio, la tasa de pérdida da un valor sobre la base explícita de la deforestación del bosque de manglar en ambos periodos. Esto no ocurre de la misma manera a nivel nacional, pues durante los años de 1976 al 2000, la tasa de pérdida anual varió entre 1.0% y 2.5% (INE-SEMARNAT 2005). Para el periodo 1973–2011, Romero-Berny et al. (2013) obtuvieron una tasa anual de 1.1% basándose en el valor de cambio neto. Otra investigación realizada en México mediante la diferencia de un análisis cartográfico reportó que la tasa de deforestación anual estimada fue de $0.22\% \pm 0.07$ para el periodo 1981–2005, $0.49\% \pm 0.23$ para 2005–2010 y $-0.57\% \pm 0.30$ para 2010–2015, con una tasa de degradación de $0.11\% \pm 0.03$, $0.29\% \pm 0.09$ y $-0.07\% \pm 0.03$, respectivamente, para cada periodo de tiempo evaluado (Adame et al. 2018).

Comparando la superficie deforestada de manglar y la respectiva tasa de pérdida anual, encontramos que tampoco coinciden los resultados obtenidos en este trabajo con otras investigaciones, pues los métodos para adquirir la tasa varían. Tal es el caso que, en el sudeste asiático, durante los años de 2000 a 2012 se deforestaron más de 100,000 ha, con una tasa de deforestación promedio de 0.18%, de lo cual el 30.00% fue ocasionado por la acuicultura (Richards y Friess 2016). En Myanmar, Asia, durante los años de 2000 a 2014 se deforestaron 191,122 ha, con una tasa de deforestación del 2.20% (Estoque et al. 2018). En este mismo lugar, entre 1996 y 2016, la cobertura disminuyó 52.00%, con una tasa de pérdida neta del 3.60% al 3.87% (De Alban et al. 2020). Por otra parte, en la costa del Pacífico de Colombia, Panamá y Costa Rica, entre 2000 y 2005, se perdieron 564 ha por la agricultura, con una tasa de deforestación media de 0.02% (López-Angarita et al. 2018).

Lo anterior nos muestra que Marismas Nacionales, aun siendo un Área Natural Protegida, ha sido afectada en el transcurso de los años por factores antropogénicos y ambientales. Esta afectación ha provocado procesos de deforestación y degradación forestal y, a su vez, emisiones de CO₂ a la atmosfera, lo cual contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero que incrementan los fenómenos naturales provenientes del cambio climático. Si esta afectación sigue incrementando, la preexistencia de la flora y fauna que coexiste en este hábitat estará en riesgo y los animales de vida silvestre tendrán que buscar un nuevo lugar para subsistir, lo que expondría a la población humana. Por tanto, es de suma importancia que las tomas de decisiones de las nuevas políticas públicas tengan como prioridad proteger y conservar de manera sustentable el bosque de manglar para generar un bienestar social, económico y ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por la Universidad Autónoma de Sinaloa (el Posgrado en Ciencias Biológicas de la Facultad de

- Adame MF, Brown CJ, Bejarano M, Herrera-Silveira JA, Ezcurra P, Boone-Kauffman J, Birdsey R. 2018. The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conserv Lett.* 11(4):e12445. <https://doi.org/10.1111/conl.12445>
- Adams JB, Rajkaran A. 2020. Changes in mangroves at their southernmost African distribution limit. *Estuar Coast Shelf S.* 247:106862. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106862>
- Akhand A, Mukhopadhyay A, Chanda A, Mukherjee S, Das A, Das S, Hazra S, Mitra D, Choudhury SB, Rao KH. 2017. Potential CO₂ emission due to loss of above ground biomass from the Indian Sundarban mangroves during the last four decades. *J Indian Soc Remote.* 45(1):147–154. <https://doi.org/10.1007/s12524-016-0567-4>
- Alongi DM. 2018. Impact of global change on nutrient dynamics in Mangrove Forests. *Forests.* 9(10):596. <https://doi.org/10.3390/f9100596>
- Alongi DM. 2020. Global significance of mangrove blue carbon in climate change mitigation (Version 1). *Sci.* 2:57. <https://doi.org/10.3390/sci2030057>
- Arellano MF, Andrade JL. 2016. Aspiradoras verdes: captura de carbono en bosques tropicales [Green vacuum cleaners: carbon capture in tropical forests]. *Biodiversistas.* 125:1–7.
- Arifanti VB, Boone-Kauffman J, Hadriyanto D, Murdiyarso D, Rita D. 2019. Carbon dynamics and land use carbon footprints in mangrove-converted aquaculture: The case of the Mahakam Delta, Indonesia. *Forest Ecol Manag.* 432:17–29. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.047>
- Asbridge EF, Bartolo R, Finlayson CM, Lucas RM, Rogers K, Woodroffe CD. 2019. Assessing the distribution and drivers of mangrove dieback in Kakadu National Park, northern Australia. *Estuar Coast Shelf S.* 228:106353. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106353>
- Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A. 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapan-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat = Analysis of change trends of the mangrove forest in Teacapan-Agua Brava lagoon system, Mexico. An approximation using Landsat satellite images. *Universidad y Ciencia.* 23(1):29–46.
- Boone-Kauffman J, Bernardino AF, Ferreira TO, Bolton NW, Gomes LEO, Nobrega GN. 2018. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. *Ecol Evol.* 8(11):5530–5540. <https://doi.org/10.1002/ece3.4079>
- Boone-Kauffman J, Donato DC. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper, no. 86. Bogor (Indonesia): Center for International Forestry Research. 50 p.
- Bouillon S. 2011. Storage beneath mangroves. *Nat Geosci.* 4:282–283. <https://doi.org/10.1038/ngeo1130>
- Bravo-Aguas YM. 2018. Valoración económica de manglares del sur de la reserva (Renacam) próximos a camaronera mediante el método de reposición de daño [dissertation]. [Esmeraldas (Ecuador)]: Pontificia Universidad Católica del Ecuador sede Esmeraldas. 79 p.
- Cárdenas-Guzmán G. 2011. Tesoro ecológico en riesgo. Los manglares de Marismas Nacionales. ¿Cómo? Revista de Divulgación de la Ciencia de la Universidad Nacional Autónoma de México, No. 156; [accessed 2020 Aug 15]. <http://www.comoves.unam.mx/numeros/articulo/156/tesoro-ecologico-en-riesgo-los-manglares-de-marismas-nacionales>
- Castillo JAA, Apan AA, Maraseni TN, Salmo SG III. 2017. Soil greenhouse gas fluxes in tropical mangrove forests and in land uses on deforested mangrove lands. *CATENA.* 159:60–69. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.005>
- Cifuentes M, Torres D, Sergio V, Rivera CG, Molina O. 2016. Dynamics of blue carbon stocks and GHG emissions along a land use gradient in El Salvador. American Geophysical Union Fall Meeting Abstracts; [accessed 2020 May 4]. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2016AGUFM.B11G..02C/abstract>
- [CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2009. Manglares de México: Extensión y Distribución [Mangroves of Mexico: Extension and Distribution]. 2nd ed. Mexico City: CONABIO. 99 p.
- [CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2016. Geoportal del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Mexico City: Portal de Geoinformación Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB); [accessed 2019 Nov 15]. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- [CONAFOR] Comisión Nacional Forestal. 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe 2004-2009 [National Forest and Land Inventory Report 2004-2009]. 1st ed. Mexico City: CONAFOR. 282 p.
- [CONAFOR] Comisión Nacional Forestal. 2013. Bosques, cambio climático y REDD+ en México, guía básica [Forest, climate change and REDD+ in Mexico, a basic guide]. 2nd ed. Mexico City: CONAFOR. 88 p.
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2008. Estudio Previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida con la categoría de Reserva de la Biosfera “Marismas Nacionales Sinaloa” [Previous justification study for the establishment of the protected natural area with the category of Biosphere Reserve “Marismas Nacionales Sinaloa”]. Mexico City: CONANP. 61 p.
- [CONANP] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy, Conselva, Costas y Comunidades. 2016. Programa de adaptación al cambio climático. Complejo Marismas Nacionales, Nayarit y Sinaloa [Climate change adaptation program. Marismas Nacionales, Nayarit and Sinaloa]. Mexico City: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 94 p.
- [CONANP-SEMARNAT] Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit [Marismas Nacionales, Nayarit biosphere reserve management program]. 1st ed. Mexico City: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 195 p.
- De Alban JDT, Jamaludin J, Wong-Wen D, Than MM, Webb EL. 2020. Improved estimates of mangrove cover and change reveal catastrophic deforestation in Myanmar. *Environ Res Lett.* 15:034034. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab666d>
- De la Lanza-Espino G, Sánchez-Santillán N, Sorani V, Bojórquez-Tapia JL. 1996. Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México [Geological, hydrological and mangrove characteristics in the coastal plain of Nayarit, Mexico]. *Investigaciones Geográficas Boletín.* 1(32):33–54. <https://doi.org/10.14350/rig.59042>

- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2010 Nov 26. 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. Mexico City: Secretaría de Gobierno.
- Donato DC, Kauffman JB, Murdiyarso D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat Geosci.* 4:293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Elwin A, Bukoski JJ, Jintana V, Robinson EJZ, Clark JM. 2019. Preservation and recovery of mangrove ecosystem carbon stocks in abandoned shrimp ponds. *Sci Rep UK.* 9:18275. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54893-6>
- Erfteimeijer PLA, Hamerlynck O. 2005. Die-back of the mangrove *Heritiera littoralis* Dryand, in the Rufiji Delta (Tanzania) following El Niño Floods. *J Coastal Res.* 42:228–235.
- Estoque RC, Myint SW, Wang C, Ishtiaque A, Aung TT, Emerton L, Ooba M, Hijioka Y, Mon MS, Wang Z, et al. 2018. Assessing environmental impacts and change in Myanmar's mangrove ecosystem service value due to deforestation (2000-2014). *Glob Change Biol.* 24(11):5391–5410. <https://doi.org/10.1111/gcb.14409>
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 1995. Forest resources assessment 1990 Global Synthesis. Rome: FAO Forestry; [accessed 2019 Dic 20]. <http://www.fao.org/3/v5695e/v5695e00.htm>
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 1996. Forest resources assessment 1990 Survey of tropical forest cover study of change processes. Rome: FAO Forestry; [accessed 2019 Dic 20]. <http://www.fao.org/3/w0015e/w0015e00.htm>
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2007. The world's mangroves 1980-2005. Rome: FAO Forestry; [accessed 2019 Dic 27]. <http://www.fao.org/3/a1427e/a1427e00.pdf>
- [FAO] Food and Agriculture Organization. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. Rome (Italy): FAO Montes; [accessed 2019 Dic 30]. <http://www.fao.org/3/i1757s/i1757s.pdf>
- Harada Y, Fry B, Lee SY, Maher DT, Sippo JZ, Connolly RM. 2019. Stable isotopes indicate ecosystem restructuring following climate-driven mangrove dieback. *Limnol Oceanogr.* 65(6):1251–1263. <https://doi.org/10.1002/lno.11387>
- Hirales-Cota M, Espinoza-Avalos J, Schmook B, Ruiz-Luna A, Ramos-Reyes R. 2010. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico = Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México. *Cienc Mar.* 36(2):147–159. <https://doi.org/10.7773/cm.v36i2.1653>
- [INE-SEMARNAT] Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2005. Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México [Preliminary assessment of mangrove surface loss rates in Mexico]. México City: INE. 21 p.
- [INECC-SEMARNAT] Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2015. First biennial update report to the United Nations framework convention on climate change. 1st ed. Mexico City: INECC-SEMARNAT. 37 p.
- [INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2015. Encuesta intercensal 2015 [2015 Intercensal Survey]. Mexico City: INEGI [accessed 2019 July 23]. <https://www.inegi.org.mx/programas/intercensal/2015/?ps=Microdatos>.
- [IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. Good practice guidance for land use, Land-use change and forestry. Montreal (Canada): Institute for Global Environmental Strategies; IPCC. 590 p.
- Lagomasino D, Fatoyinbo L, Castañeda-Moya E, Cook BD, Montesano P, Neigh C, Corp LA, Ott L, Chavez S, Morton DC. 2020. Storm surge, not wind, caused mangrove dieback in southwest Florida following Hurricane Irma. *Nat comm.* <https://doi.org/10.31223/osf.io/q4exh>
- López-Angarita J, Tilley A, Hawkins JP, Pedraza C, Roberts CM. 2018. Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. *Biol Conserv.* 227:82–91. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.020>
- Lovelock CE. 2008. Soil respiration and belowground carbon allocation in mangrove forests. *Ecosystems.* 11:342–354. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9125-4>
- Lovelock CE, Feller IC, Reef R, Hickey S, Ball MC. 2017. Mangrove dieback during fluctuating sea levels. *Sci Rep UK.* 7:1680. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01927-6>
- [MARN] Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. 2013. Informe técnico: estudio de la cobertura de mangle en la República de Guatemala [Technical report: study of mangrove coverage in the Republic of Guatemala]. Guatemala: MARN. 54 p.
- Mereci-Guamán J, Cifuentes M, Casanoves F, Brenes C, Delgado D. 2017. Caracterización de la dinámica de uso de suelo (1985, 2003 y 2016), determinación de flujos de CO₂ históricos y simulación de la cobertura de manglar y camaróneras al 2030 [dissertation]. [Turrialba (Costa Rica)]: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE. 65 p.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G. 2009. Blue Carbon. A rapid response assessment. Arendal (Noruega): United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.
- Nogueira-Servino R, De Oliveira-Gomes LE, Fraga-Bernardino A. 2018. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Sci Total Environ.* 628–629:233–240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068>
- Osorio JA, Crous CJ, Wingfield MJ, Wilhelm De Beer Z, Roux J. 2017. An assessment of mangrove diseases and pests in South Africa. *Forestry: An International Journal of Forest Research.* 90(3):343–358. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw063>
- Peña-Messina. 2009. El Cultivo de camarón y la calidad ambiental: ¿Cómo disminuir sus efectos nocivos en las costas de Nayarit?. México: Revista fuente; [accessed 2020 Feb 3]. <http://fuente.uan.edu.mx/numero1.php>
- Pontius RG Jr., Shusas E, McEachern M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agr Ecosyst Environ.* 101(2–3):251–268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>
- Puyravaud JP. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecol Manag.* 177(1–3):593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- Ramírez-Zavala JR, Cervantes-Escobar A, Ramírez-Zavala JR. 2012. El ambiente biofísico de Marismas Nacionales, Sinaloa, y criterios básicos para la gestión de su integridad ecológica. In: Ramírez-Zavala JR, Cervantes-Escobar A, Tapia-Hernández J (eds.), *Marismas Nacionales Sinaloa; futuro y conservación*. Baja California, Sinaloa (México): Universidad Autónoma de Sinaloa, Pronatura Noroeste AC. p. 53–115.
- Richards DR, Friess DA. 2016. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *P Natl Acad Sci USA.* 113(2):344–349. <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>
- Rodriguez W, Feller IC, Cavanaugh KC. 2016. Spatio-temporal changes of a mangrove–saltmarsh ecotone in the northeastern coast of Florida, USA. *Global Ecology and Conservation.* 7:245–261. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.07.005>

- Rodríguez-Zúñiga MT, Troche-Souza C, Vázquez-Lule AD, Márquez-Mendoza JD, Vázquez-Balderas B, Valderrama-Landeros L, Velázquez-Salazar S, Cruz-López MI, Ressler RA, Uribe-Martínez A, et al. 2013. Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo. Mexico City: CONABIO. 128 p.
- Romero-Bermy EI, Santamaría-Damián S, Gómez-ortega R, Velázquez-Velázquez E. 2013. Una aproximación a las tasas de deforestación de los manglares en México [An approximation to the deforestation rates of mangroves in Mexico]. *Lacandonia*. 7(2):51–58.
- Rossi RE, Archer SK, Giri C, Layman CA. 2020. The role of multiple stressors in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle*) dieback. *Estuar Coast Shelf S*. 237:106660. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106660>
- Rubio-Cisneros N, Aburto-Oropeza A. 2013. Marismas Nacionales su subsistencia en el tiempo [Marismas Nacionales their subsistence in time]. *Biodiversitas*. 108:1–6.
- Sader SA, Joyce AT. 1988. Deforestation Rates and Trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica*. 20(1):11–19. <https://doi.org/10.2307/2388421>
- Sasmito SD, Sillanpää M, Hayes MA, Bachri S, Saragi-Sasmito MF, Sidik F, Hanggara BB, Mofu WY, Rumbiak VI, Hendri, et al. 2020. Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Glob Change Biol*. 26(5):3028–3039. <https://doi.org/10.1111/gcb.15056>
- Sippo JZ, Lovelock CE, Santos IR, Sanders CJ, Maher DT. 2018. Mangrove mortality in a changing climate: An overview. *Estuar Coast Shelf S*. 215:241–249. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.011>
- Sippo JZ, Maher DT, Schulz KG, Sanders CJ, McMahon A, Tucker J, Santos IR. 2019. Carbon outwelling across the shelf following a massive mangrove dieback in Australia: Insights from radium isotopes. *Geochim Cosmochim Acta*. 253:142–158. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.03.003>
- Torres-Salamanca MG, Ruiz-Vivas AF. 2017. Identificación del cambio de la cobertura de manglar frente al desarrollo de la industria camaronera en la Costa Caribe colombiana, a partir de la interpretación de imágenes de satélite [dissertation]. [Bogotá (Colombia)]: Universidad de la Salle Ciencia Unisalle. 97 p.
- Troxler TG, Barr JG, Fuentes JD, Engel V, Anderson G, Sanchez C, Lagomasino D, Price R, Davis SE. 2015. Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. *Agr Forest Meteorol*. 213:273–282. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.012>
- Valderrama-Landeros LH, Rodríguez-Zúñiga MT, Troche-Souza C, Velázquez-Salazar S, Villeda-Chávez E, Alcántara-Maya JA, Vázquez-Balderas B, Cruz-López MI, Ressler R. 2017. Manglares de México. Actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015. Mexico City: CONABIO. 107 p.
- Valdez-Hernández JI, Ruiz-Luna A, Guzmán-Arroyo M, González-Farías F, Acosta-Velázquez J, Vázquez-Lule AD. 2009. Caracterización del sitio de manglar Teacapán-Agua Brava_Marismas Nacionales, Sinaloa-Nayarit. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. Report, PN10. Mexico City: CONABIO. 20 p.
- Vera-Andrade. 2018. Evaluación y análisis de los cambios de cobertura vegetal del manglar del refugio de vida silvestre manglares estuario Río Esmeraldas [dissertation]. [Ecuador]: Pontificia Universidad Católica del Ecuador sede Esmeraldas. 51 p.
- Yáñez-Arancibia A, Twilley RR, Lara-Domínguez AL. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global [Mangrove ecosystems in the face of global climate change]. *Madera Bosques*. 4(2):3–19. <https://doi.org/10.21829/myb.1998.421356>
- Zhong L, Qiguo Z. 2001. Organic carbon content and distribution in soils under different land uses in tropical and subtropical China. *Plant Soil*. 231:175–185.

*Received 21 May 2020,
accepted 2 October 2020.*