

Cómo citar este trabajo: Zamora-Tovar, C., Morales-Pacheco, J.F., Requena-Lara, G.N., & Cámara-Artigas, R. (2025). Mangrove ecosystem structure and spatiotemporal distribution patterns in a decade of study (2006 to 2016) of the Carpintero lagoon (Tampico, Tamaulipas, Mexico). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (104). <https://doi.org/10.21138/bage.3418>

Estructura del ecosistema de manglar y patrones de distribución espacio-temporal en una década de estudio (2006 a 2016) de la laguna del Carpintero (Tampico, Tamaulipas, México)

Mangrove ecosystem structure and spatiotemporal distribution patterns
in a decade of study (2006 to 2016)
of the Carpintero lagoon (Tampico, Tamaulipas, Mexico)

Carlos Zamora-Tovar 

czamora@uat.edu.mx

*Facultad de Derecho y Ciencias Sociales & Instituto de Ecología Aplicada
Universidad Autónoma de Tamaulipas (México)*

Juan Francisco Morales Pacheco 

juanmorales101@hotmail.com

*Facultad de Derecho y Ciencias Sociales & Instituto de Ecología Aplicada
Universidad Autónoma de Tamaulipas (México)*

Glenda Nelly Requena Lara 

grequena@uat.edu.mx

*Facultad de Ingeniería y Ciencias & Instituto de Ecología Aplicada
Universidad Autónoma de Tamaulipas (México)*

Resumen

Se analizó la estructura forestal y los patrones de disposición de los mangles, con objetivo de caracterizar la dinámica poblacional de un manglar con perturbación ambiental histórica. Durante una década de trabajo (2006 a 2016) se realizaron muestreos únicos bianualmente en seis transectos permanentes de 0,1 ha en la laguna del Carpintero, circunscrita al área urbana de Tampico, Tamaulipas, México. El diámetro normal del tronco y la altura de los árboles mostraron incrementos sistemáticos al paso del tiempo. El índice de valor de importancia ecológica presentó fluctuaciones temporales con determinación final (2016) de 55% para *L. racemosa*, 25% *A. germinans*, 18% *R. mangle* y 2% *C. erectus*. Al igual, el índice de complejidad de Holdridge fue en ascenso con variación de 0.4 (2006) hasta llegar a 2,1 (2016), marcando una tendencia de mejora subjetiva para la fisonomía estructural. Estadísticamente, se comprobó un índice de dispersión con predominio de disposición espacial en un patrón agregado. Se documenta por primera vez la presencia y distribución de *R. mangle* en esta laguna. Se concluye que lo investigado representa una línea base del conocimiento ecológico, que proporcionalmente define una dinámica poblacional adaptada y en progreso ante las condiciones de perturbación históricas.

Palabras clave: caracterización ecológica; índice de dispersión agregada; perturbación ambiental histórica; supervivencia y bienestar subjetivo.

Abstract

The forest structure and disposition patterns of mangroves were analyzed to characterize the population dynamics of a mangrove swamp with historical environmental disturbance. During a decade of work (2006 to 2016) unique sampling was conducted biannually in six permanent transects of 0,1 ha in the Laguna del Carpintero, circumscribed to the urban area of Tampico, Tamaulipas, Mexico. The normal trunk diameter and tree height showed systematic increases over time. The ecological importance value index showed temporal fluctuations with a final determination (2016) of 55% for *L. racemosa*, 25% *A. germinans*, 18% *R. mangle*, and 2% *C. erectus*. Also, the Holdridge complexity index increased with variation from 0,4 (2006) to 2,1 (2016), marking a trend of subjective improvement for structural physiognomy. Statistically, a dispersion index was verified as a predominating spatial arrangement in an aggregate pattern. The presence and spread

of *R. mangle* in this lagoon have been documented for the first time. We conclude that the research represents a baseline of ecological knowledge, which proportionally defines a population dynamically adapted and progressing in the face of historical disturbance conditions.

Keywords: ecological characterization; aggregated dispersion index; historical environmental disturbance; survival and subjective well-being.

1 Introducción

Los ecosistemas de manglar se definen por la propia comunidad vegetal que los caracteriza, al ser dominantes las distintas especies arbóreas o arbustivas denominadas mangles, mismas que se asocian para conformar un gremio ecológico, tipificado por adaptaciones fisiológicas, reproductivas y estructurales, que les permiten sobrevivir y ser especies clave y pioneras en la subsistencia, dispersión y regeneración de este ecosistema, típico de un humedal costero con condiciones ambientales de agua salobre e inundación mareal, al encontrarse en las desembocaduras de ríos, lagunas costeras y esteros, con la particularidad de estar influenciado por agua salada proveniente del mar y agua dulce proveniente del escurrimiento de las cuencas hidrológicas a través de ríos, arroyos y afluentes de agua subterránea (Smith, 1992; Tomlinson, 1994; Hogarth, 1999; Lacerda, 2001; Sousa & Dangremond, 2011).

La importancia ecológica y económica de los ecosistemas de manglar se manifiesta a través de los servicios generados a partir de sus funciones ecosistémicas producto de su gran biodiversidad y riqueza en recursos naturales, aunada al espacio geográfico que habitan (Lee et al., 2014; Barbier, 2016; Friess, 2016; de Souza et al., 2017; Velázquez-Salazar et al., 2020). Existen en especial, políticas públicas definidas y decretos legales para su protección y manejo, que ayudan a mitigar y regular las amenazas del desarrollo humano por actividades agropecuarias, industriales, comerciales y de servicios, además de las consecuencias anunciadas del cambio climático (Lugo et al., 2014; Yáñez-Arancibia et al., 2014; Ahmed & Glaser, 2016; Blanco-Libreros, 2016; Ward et al., 2016; de Souza et al., 2017; Knight et al., 2017; Velázquez-Salazar et al., 2020). Más aún, ya que en las costas se concentra un tercio de la población mundial (Rao et al., 2015).

Desde el punto vista fenológico, los manglares muestran una disposición jerarquizada. A escala global, los factores físicos son determinantes como el clima y la temperatura del agua; en tanto, a nivel local influyen los componentes y relaciones bióticas y abióticas (Lugo & Snedaker, 1974; McKee, 1995; Twilley et al., 1996; Stuart et al., 2007; Krauss et al., 2008; Feller et al., 2010; Quisthoudt et al., 2012; Cook-Patton et al., 2015; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). En especial, las

interacciones intraespecíficas e interespecíficas tienen efectos sobre la variación espacial y temporal en el desarrollo del ecosistema, con repercusión en los procesos y funciones ecológicas de la diversidad, estructura y dispersión a través del hábitat, que al igual influyen en la heterogeneidad ambiental (Smith, 1992; Tomlinson, 1994; Twilley et al., 1996; Duke et al., 1998; Saenger, 2002; Krauss et al., 2008; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018).

Esta variación ambiental se expresa en diferentes tipos de manglar, clasificados en función de su fisonomía, entorno geomorfológico, posición espacial y características funcionales relacionadas con procesos costeros y estuarios (Lugo & Snedaker, 1974; Woodroffe, 1992; Twilley et al., 1996; Sousa & Dangremond, 2011; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). De manera secundaria están los patrones de zonación de las especies de mangle, pues su ocupación espacial manifiesta una secuencia ordenada que va de la orilla y en contacto con el agua, hacia tierra adentro; esto como respuesta de adaptación ecofisiológica a los gradientes de salinidad, condiciones edáficas e inundación mareal (Ball, 1980; Lugo, 1980; Snedaker, 1982; Smith, 1992; Tomlinson, 1994; McKee, 1995; Ellison et al., 2000; Sherman et al., 2000; López-Portillo & Ezcurra, 2002; Piou et al., 2006; Thaxton et al., 2007). Los diferentes ambientes y tipos fisonómicos del manglar se relacionan con los bienes y servicios ecosistémicos que proveen (Ewel et al., 1998), por lo que su estudio podría establecer un plan de manejo determinado para su conservación y/o restauración (Woodroffe 1992; Lacerda, 2001; Piou et al., 2006).

No obstante, las interacciones bióticas son también decisivas en la caracterización y sucesión espacial antes señalada (Ball, 1980; Smith, 1987, 1992; McKee, 1995; Ellison et al., 2000; Saenger, 2002; Piou et al., 2006; Sousa & Dangremond, 2011). Por ejemplo, y a pesar que las interacciones planta-planta de las especies de mangle han sido poco analizadas, su estudio es importante para entender su distribución y disposición espacial; en especial la competencia intra e interespecífica por uso de recursos como espacio, luz y nutrientes, pues no se pueden explicar las características estructurales y fisionómicas de los manglares únicamente en términos de su interacción con el entorno abiótico (Ellison et al., 2000; Saenger, 2002; Piou et al., 2006; Thaxton et al., 2007).

Además, a escala local, los patrones espaciales son sujetos a disturbios históricos, ocurridos por causas naturales y/o humanas (Ellison et al., 2000; Sherman et al., 2000; Saenger, 2002; Piou et al., 2006; Thaxton et al., 2007; Lugo, 2018). Sin embargo, la persistencia y resiliencia ecológica adaptativa del manglar aminoran estos impactos favoreciendo su capacidad de recuperación (Alongi, 2008; Martinuzzi et al., 2009; Lugo et al., 2014).

Al realizar estudios integrales del ecosistema o de sus componentes, es de interés conocer la dinámica de las poblaciones que lo conforman y saber cómo se distribuyen sus individuos en el espacio y el tiempo (Lande et al., 2002); describiendo su densidad poblacional, estructura espacial y dispersión temporal (Bowler & Benton, 2005), conforme a índices de dispersión a través del hábitat que puede ser aleatorio, uniforme o agregado. Al analizar los patrones espaciales de los mangles como individuos, se logra conocer cuál es su dispersión en el espacio y en el tiempo, y permite deducir, en principio, sus interacciones tanto con otros organismos de su misma especie u otra, como con su biotopo (Begon et al., 2006). El enfoque integral de estas mediciones representa un valioso aporte para entender el complejo estado en que se encuentran los individuos y sus poblaciones, máxime al momento de realizar estudios integrales del ecosistema o de sus componentes, además de ser útil al definir el tipo de metodología ideal para el muestreo poblacional (Legendre & Fortin, 1989; Austin, 2002; Badii et al., 2011).

Los patrones predictivos sobre la distribución de las especies son una herramienta cada vez más utilizada para abordar diversas investigaciones propias a la ecología, biogeografía, evolución, biología de la conservación, manejo de recursos naturales, y muy aprovechable en estudios del cambio climático (Bowler & Benton, 2005; Guisan & Thuiller, 2005). Al ser un análisis cuantitativo su estimación numérica presenta un modelo de ordenación del área ocupada por la población que coadyuva al diagnóstico y predicción de la distribución de las especies en el paisaje, además de ser un avance metodológico para el desarrollo y utilidad de los sistemas de información geográfica, convenientes para el almacenamiento y la manipulación de los registros de especies y datos ambientales (Elith & Leathwick, 2009; Guisan & Thuiller, 2005; Rozas & Camarero, 2005).

Resalta entonces, la importancia de describir el patrón espacial de los manglares, aunada a su estructura forestal y a los factores ambientales que determinen sus procesos ecológicos, dados en forma de índices sustentados en técnicas estadísticas que ayudan a proporcionar una estimación integral del estado ecológico, e incorporación de su inventario forestal que caractericen la biodiversidad de un manglar con perturbación ambiental histórica, durante una década de trabajo.

Bajo tales argumentos, la laguna del Carpintero proporciona un lugar ideal para este tipo de investigación, ya que, al ubicarse dentro de la mancha urbana de Tampico, Tamaulipas, México; y ser próxima a la desembocadura del río Pánuco en el golfo de México, presenta variaciones hidrológicas con cambios ecológicos estructurales a través del tiempo, que han afectado a los manglares dada la perturbación ambiental generada por el desarrollo urbano.

Como síntesis de las investigaciones y trabajos previos se argumenta que de las cuatro especies de mangle reportadas para el golfo de México (López-Portillo & Ezcurra, 2002; Velázquez-Salazar et al., 2020), sólo se reporta la presencia de tres especies en esta laguna: *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*, conformando un ecosistema particular altamente vinculado a la sociedad (Háuad et al., 2000; Foroughbakhch et al., 2004; López-Portillo, 2007; de la Cruz & Tello, 2012).

En un principio, los trabajos de Háuad et al. (2000) y Foroughbakhch et al. (2004), señalan a *L. racemosa* como la especie más importante, por sus mayores valores de densidad poblacional y caracterización estructural, seguida de *A. germinans*. Además, Háuad et al. (2000) publican datos sobre la dispersión y reclutamiento de estas especies de mangle, y manifiestan que *L. racemosa* presenta los mejores rangos de germinación y valores de supervivencia de propágulos en campo, y ser la especie dominante del manglar, con valores de abundancia poblacional de 900 individuos por hectárea (ind/ha), en tanto que, para *A. germinans* reportan una abundancia de 767 ind/ha. Posteriormente, y de acuerdo con López-Portillo et al. (2007) informan que *A. germinans* es el mangle con mejores coberturas, densidades y valores estructurales para la parte noreste de la laguna. Este último trabajo es el único que reporta superficies de manglar para la laguna del Carpintero, mencionando coberturas originales de 3,39 ha ocupadas por *A. germinans*, y 0,3 ha por *L. racemosa*; además de 3.07 ha de la asociación vegetal de arbustos de *A. germinans* con matorral de la halófito *Borrchia frutescens*, y la presencia de *Typha domingensis* dentro de áreas inundadas. Coberturas, que posterior a las actividades de desmonte realizado posterior al 12 de noviembre de 2007, con pretensión de construir un proyecto de infraestructura pública, se vieron afectadas, resultando pérdidas de 3.28, 0,3 y 3 ha, respectivamente; quedando un remanente integral de 0,18 ha de manglar en la parte centro-norte del embalse de la laguna (López-Portillo et al., 2007).

En general, estos estudios indican en parte una buena regeneración del manglar de la laguna, con presencia de árboles juveniles y numerosas plántulas de las especies *L. racemosa* y *A. germinans* (Háuad et al., 2000; Foroughbakhch et al., 2004); pero también, como ya se manifestó demuestran estar sujetos a amenazas de pérdida y fragmentación del hábitat, cuya afectación quizás sea consecuencia de las distintas alteraciones por contaminación, desmonte y relleno, siendo parcialmente ocupada por infraestructura pública, y con frecuente presión por cambio de uso de suelo por la demanda del desarrollo urbano (López-Portillo, 2007; Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012). Lo anterior, evidencia una dinámica poblacional

dentro del ecosistema que cambia al paso del tiempo, por lo que, de manera decisiva se resalta la utilidad de estudiar tanto ecosistemas de manglar conservados como degradados, pues permite entender las respuestas del ecosistema a diversas clases de presiones (Lugo, 1999).

Colateralmente, Zamora-Tovar et al. (2024) publican una agenda de investigación para el manejo sustentable del manglar en Tamaulipas, que sugiere instaurar estudios con enfoques plurales y transversales para indagar diagnósticos ecológicos integrales que apoyen la operatividad administrativa, garanticen los beneficios y servicios ecosistémicos, y la protección de la zona costera ante perturbaciones tanto antropogénicas como naturales.

Razones que justifican aún más la pertinencia de llevar a cabo el presente trabajo, el cual plantea la hipótesis de comprobar si la sucesión zonificada de las especies de mangle se presenta con el arreglo típico que demarca el patrón de secuenciación y ocupación espacial, o es desordenada por la perturbación ambiental. Por lo que se abordan las siguientes interrogantes de investigación: ¿Cuál es la estructura forestal del manglar, en el espacio de una década? ¿Cómo se distribuyen zonalmente las poblaciones de especies de mangle a través del tiempo, y si su desarrollo dinámico conduce a un patrón de disposición espacial específico? Realizado con el objetivo de caracterizar a través del tiempo la estructura forestal de los mangles de la laguna del Carpintero, y conocer cuál es el patrón de disposición espacial de las especies en una década.

2 Metodología

2.1 Área de estudio

La zona conurbada de la desembocadura del río Pánuco es un área metropolitana del noreste de México, en la vertiente del golfo de México. Oficialmente denominada como Zona Metropolitana de Tampico; se ubica en los límites de los estados de Tamaulipas y Veracruz, tiene una superficie de 6084,09 Km², y alberga una población de 938.940 habitantes. Se compone de seis municipios: Altamira, Ciudad Madero y Tampico, en Tamaulipas; y Pánuco, Pueblo Viejo y Tampico Alto, en Veracruz (DOF, 1982; SEGOB, 2018). Presenta un proceso de desarrollo urbano desordenado e insostenible ambientalmente, al no integrar sus propios humedales conformados por ríos, lagunas y marismas, como parte de su territorio vital, como es el caso específico de las lagunas de Chairel, Champayán, Pueblo Viejo, la Costa, de los Patos, Nuevo Amanecer y del Carpintero (Bello et al., 2009; Batres et al., 2010). La mayor concentración de la población está en Tamaulipas, formando el área metropolitana Tampico-Madero-Altamira, núcleo de la zona

conurbada, por lo que también suele llamársele área conurbada del sur de Tamaulipas (INEGI, 2020).

Además, Tampico representa el polo de desarrollo más importante de la Huasteca, región geográfica que comprende porciones de los estados de Tamaulipas, Veracruz, San Luis Potosí e Hidalgo, principalmente; cuyo proceso de integración territorial se entiende por la unificación de aspectos económicos, sociales y culturales, aunque jurídicamente no corresponden a una misma entidad política. Concepción basada en su dinámica social compleja que vincula a la población residente de la región con la cultura, idiosincrasia, familiaridad y el entorno en un mismo clima y territorio identificados entre ellos (de la Cruz & Tello, 2012).

En particular, la laguna del Carpintero al localizarse en el centro urbano de Tampico, ha sido sujeta a desmontes y cambios de uso de suelo con afectaciones históricas al ecosistema de manglar; que han afectado a los manglares; dado que ha sido parcialmente rellenada para disponer de reservas territoriales e incorporarlas al crecimiento de la ciudad, como infraestructura vial, instalaciones diversas y ser área saturada de escombros y basura, y lugar de descarga del drenaje de viviendas y talleres aledaños, con aguas residuales domiciliarias e industriales contaminadas, representando una amenaza a la conservación de este importante vaso lacustre y su biodiversidad (López-Portillo, 2007; Sánchez & Batres, 2007; Bello et al., 2009; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012).

El estudio se realizó específicamente en la laguna del Carpintero ($22^{\circ}13'16''$ - $22^{\circ}14'20''$ Latitud Norte y $97^{\circ}51'08''$ - $97^{\circ}51'30''$ Longitud Oeste), localizada en el área urbana de Tampico (Figura 1). Los muestreos en campo se llevaron a cabo en seis sitios, ubicados entre los $22^{\circ}14'14,46''$ N y $97^{\circ}51'30,64''$ O (Sitio 1); $22^{\circ}13'32,66''$ N y $97^{\circ}51'25,34''$ O (Sitio 2); $22^{\circ}14'5,20''$ N y $97^{\circ}51'17,64''$ O (Sitio 3); $22^{\circ}13'53,28''$ N y $97^{\circ}51'15,06''$ O (Sitio 4); $22^{\circ}13'46,64''$ N y $97^{\circ}51'9,01''$ O (Sitio 5); $22^{\circ}13'19,82''$ N y $97^{\circ}51'19,10''$ O (Sitio 6). Refiriendo al punto central del transecto como unidad de muestreo representativo a cada sitio.

Laguna históricamente impactada por la sociedad, con muestras de perturbación y degradación ambiental, dada la falta de un adecuado ordenamiento territorial y la carencia de reservas territoriales de la ciudad que ocasionó una urbanización desordenada, asociada a la expansión y crecimiento de la población. A pesar de ello, hoy día es el único espacio público de importancia que existe en el centro de la ciudad, y que también representa un valor estratégico debido a su gran biodiversidad, los servicios ecosistémicos que brinda, como regulador natural ante fenómenos hidrometeorológicos. Se ubica ocho kilómetros antes de la desembocadura del río Pánuco al golfo de México, y se comunica con dicho río a través del canal de La Cortadura,

recibiendo así el influjo mareal del océano. Cuenta con una profundidad promedio de 2,5 m, siendo más somera en los márgenes, donde recibe el aluvión de los escurrimientos urbanos y de los rellenos marginales, siendo la porción Este de su cuenca (56 %), la mayormente desecada y rellenada, y sujeta a inundaciones periódicas (López-Portillo, 2007; Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012).

Figura 1. Ubicación de la laguna del Carpintero, y sitios de muestreo.

Imagen satelital de acceso abierto tomada de Google Earth™ 2018



Fuente: elaboración propia

El nivel de inundación y los procesos de perturbación histórica determinan la presencia, estructura y distribución de las comunidades de mangle en el remanente de la laguna (Háud et al., 2000; Foroughbakhch et al., 2004; López-Portillo, 2007; de la Cruz & Tello, 2012). Cabe mencionar que el área de estudio está circunscrita en el Sitio GM51 Pueblo Viejo - El Chairel, clasificado como manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad de México (CONABIO, 2009). La ficha técnica descrita para este sitio prioritario de manglar y en lo general para la región donde se sitúa, reporta la presencia de un clima mayormente cálido subhúmedo (Aw1), con una temperatura media anual mayor de 22 °C y temperatura del mes más frío mayor de 18 °C. Precipitación del mes más seco menor de 60 mm; lluvias de verano con índice P/T entre 43,2 y 55,3 y porcentaje de lluvia invernal del 5 % al 10,2 % del total anual. Los suelos son de textura

arcillosa-limosa, de tipo Cambisol principalmente. La salinidad del agua intersticial es de 43,3 kg/g, con condiciones de reducción-oxidación registradas en -127.4 mV, y valores de pH promedios de 7,1, reportando 8,3 en época de seca y 7 en época de lluvia. Asimismo, informa que es habitual que el manglar se encuentre en forma fragmentada en las orillas de las lagunas y ríos, con fisionomía de franja, tipo Borde; y geoforma fluvial y lacustre (CONABIO, 2009).

2.2 Tamaño de muestra

El estudio se inició con la cuantificación en campo de los árboles de *L. racemosa* en diez cuadrantes continuos de 10x10 m² de forma que trazaran un transecto lineal de 100x10 m²; de esta manera se investigó tanto en las parcelas con más de 60 individuos por 100 metros cuadrados, como en aquellas otras con menores coberturas, de menos de 15 individuos, el número de árboles presentes. Ejercicio que precisó el número de transectos específicos a muestrear conducido con base para estimar el valor medio en función de su representatividad. Con el programa de cómputo SPSS v.2015 se calcularon los datos registrados para estimar el valor medio; al utilizar valores de precisión de 0,1 a 1, y con énfasis en la relación de la varianza a la media, se permitió definir el tamaño de muestra necesario, al decidir la exactitud relativa de una precisión se determina el tamaño de muestra adecuado con relación a la media estadística (Bakus, 2007).

2.3 Diseño de muestreo

Posteriormente, se realizaron registros bienales en campo durante 2006, 2008, 2012, 2014 y 2016, con colecta de datos una vez al año. Dada la inseguridad civil acontecida en 2010 se omitió la colecta de datos. En cada uno de los seis sitios de muestreo permanentes se delimitó un transecto en línea de 100x10 m² (0,1 ha), cinco paralelos a la orilla de la laguna y uno al lado del canal afluyente, a fin de examinar mayormente el piso meso litoral, espacio que ocupa mayormente el hábitat propio de las especies de mangle (Figura 1).

En cada transecto, y durante el tiempo de trabajo (década 2006 a 2016), se llevaron a cabo muestreos sistemáticos bajo un diseño probabilístico al seleccionar las especies muestra representativas. Se cuantificó la altura de árboles y arbustos de mangle mayores a 2 m de altura y cuyo diámetro normal de tronco (DN) a 1,30 m de altura fuera superior a 2,5 cm (D130). También se incluyeron los individuos juveniles de mangle rojo *R. mangle* con alturas menores a 2 m y cuyo diámetro a 30 cm de altura fuera mayor a 2,5 cm (D30); considerados en un principio como individuos pioneros, después se midieron acorde a la categorización D130. Asimismo, se estimó, de manera general, el diámetro normal del tronco. Medición que permite estimar el área basal de las especies, al describir sustancialmente la estructura del manglar, y permitir así la determinación

de la dominancia de las especies en la unidad de muestreo, según la proporción del espacio que ocupan los troncos sobre el suelo habitado. Además, se midió el área de copa arbórea de las especies presentes; donde el número de individuos registrados permitió calcular la densidad y frecuencia de las especies. Cuantificaciones realizadas conforme al libro de Métodos para la Caracterización de los Manglares Mexicanos (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018).

Estas variables de caracterización estructural del ecosistema se calcularon para obtener los valores de caracterización estructural forestal y expresar así, dada la frecuencia y periodo de muestreo, los índices de Valor de Importancia Ecológica (IVIE) y de Complejidad Estructural de Holdridge (C), conforme a Rodríguez-Zúñiga et al. (2018).

De acuerdo con Hurlbert (1990), se estimó el tipo de dispersión según la metodología de transecto y la serie de datos observados en campo, cuyo número de individuos (mayor a 30) se mantuvo en magnitudes del mismo orden, lo que determinó el uso de la fórmula establecida para la técnica de varianza/media para obtener el índice de dispersión (ID). Procedimiento dado como un coeficiente de variación respecto a una relación entre la varianza y la media del número de especímenes por unidad de muestreo (Brower et al., 1990; Begon et al., 2006; Badii et al., 2011). Ejercicio de cálculo realizado mediante las funciones estadísticas del programa SPSS versión 2015 para determinar el tipo de distribución: aleatoria (Poisson), uniforme (Binomial) y agregada (Binomial negativa), conforme a la siguiente fórmula:

$$ID = \frac{\sigma^2}{x}$$

ID = 1	(distribución aleatoria)
ID < 1	(distribución uniforme)
ID > 1	(distribución agregada)

Por otra parte, se comprobó si la información numérica registrada se ajustaba realmente al tipo de distribución observada por el índice de dispersión; para lo cual se utilizó la ecuación respectiva que describe el patrón de dispersión observado. La significancia estadística se evaluó con la prueba de Chi cuadrada (X^2), con n-1 grados de libertad y probabilidad de error $\alpha = 0,05$, lo que ayudó a estimar la hipótesis nula (H_0), la cual plantea que los datos esperados se ajustan a la distribución observada (Brower et al., 1990; Badii et al., 2011).

Finalmente, se calcularon las áreas totales con presencia de mangles con ayuda de Google Earth™. Se empezó con la búsqueda y selección de la laguna del Carpintero, después se eligió la opción historial de imágenes, que permitió definir la delimitación de las formaciones vegetales de manglar desde el año 2006 hasta la imagen más actual que se tiene disponible en el mencionado

visualizador, y correspondiente al año 2020. Ejercicio que permitió añadir los polígonos pertinentes, delimitados conforme al reconocimiento, comprobación y práctica en campo. Y después, a través del programa ArcGIS versión 10,1, se sobrepusieron los polígonos a la imagen de la laguna y se determinó la superficie en hectáreas de cada uno de los polígonos que demarcan las coberturas de las formaciones de manglar entre 2006 y 2020.

Como último punto, y con afán de ilustrar de manera básica y sucinta los procedimientos empleados se presenta en la Tabla 1, una forma descriptiva y simplificada de las técnicas metodológicas empleadas y las variables analizadas, así como la referencia bibliográfica que argumenta su planteamiento y ejecución.

Tabla 1. Relación de métodos y variables de estudio determinadas.

Método	Variable	Referencia
Tamaño de muestra	<ul style="list-style-type: none"> • Número de transectos 	Bakus, 2007.
Análisis estructural-forestal	<ul style="list-style-type: none"> • Especies de mangle • Altura (m) • Diámetro normal de tronco (cm) • Área de copa y basal (m) • Dominancia • Densidad • Frecuencia 	Rodríguez-Zúñiga et al., 2018.
Índices ecológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Valor de Importancia Ecológica (IVIE) • Complejidad Estructural de Holdridge (C) 	Rodríguez-Zúñiga et al. (2018)
Patrón de dispersión	<ul style="list-style-type: none"> • Aleatoria • Uniforme • Agregada 	Hurlbert (1990)
Coberturas/Cartografía	<ul style="list-style-type: none"> • Historial de imágenes (Google Earth™) • ArcGIS versión 10.1 	

Fuente: elaboración propia

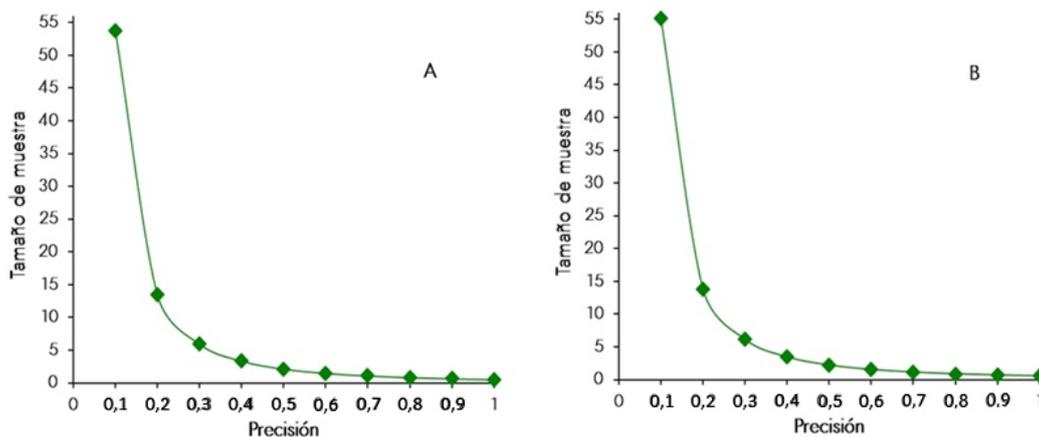
3 Resultados

Se determinó un tamaño de muestra de seis transectos, que al utilizar un valor de la distribución t de 2,145 se logró una precisión de 0,3, con una exactitud relativa de 0,22 y 0,26, correspondientes al estimado preliminar de los transectos en cuadrantes con más de 60 y menos de 15 individuos de *L. racemosa*, respectivamente (Figura 2).

Respecto a la caracterización estructural del ecosistema, se registra por primera vez la presencia del mangle rojo *R. mangle L.*, que, aunado a las otras tres especies previamente descritas, infieren la conformación específica estructural del manglar de la laguna del Carpintero. La Tabla 2 esclarece la caracterización estructural del manglar, e infiere al mangle blanco *L. racemosa*, como

la especie más importante de acuerdo con las variables relativas utilizadas para obtener el valor ponderado del IVIE dentro del área de estudio con >55 % del total y por representar la mayor densidad poblacional con abundancias >165 individuos por 0,1 ha, apreciaciones dadas para cada año de estudio de la década de trabajo, incluso por ser la de mayor frecuencia y presencia en todas las fechas y sitios de muestreo.

Figura 2. Estimación estadística para precisar el número de transectos. A) Población de *L. racemosa* en cuadrantes con más de 60 individuos, y B) con menos de 15 individuos



Fuente: elaboración propia

Contrariamente, el mangle botón *C. erectus* fue el que resultó con los porcentajes menores del IVIE, con rangos descendentes al paso del tiempo, que van del 4 % para el año 2006, a 3% en 2008 y quedar en posterior constancia de 2% durante 2012, 2014 y 2016; coincidencia reflejada también para su densidad poblacional, al registrarse una abundancia de 6 individuos por 0,1 ha en el año 2006, con decrecimiento a 3 individuos por 0,1 ha para los años sucesivos comprendidos en transcurso de 2008 a 2016.

En tanto que el mangle negro *A. germinans*, presentó los valores máximos promedio de DN (D130) y altura durante la década de estudio. Mismos que al paso del tiempo fueron incrementándose, iniciando en el año 2006 con 13,7 cm y 5,6 m, respectivamente, aumentando de forma correspondiente a 15,3 cm y 6 m en 2008, siguiéndole 17,9 cm y 6,4 m en 2012, pasando a 21 cm y 6,6 m en 2014, hasta alcanzar 22,7 cm y 7,1 m para 2016. Situación diferente a lo observado en el mangle rojo *R. mangle*, la cual constata los valores promediados más bajos con 3 cm de DN y 1.4 m de altura para el año 2008. Año en el que se registra por primera vez la presencia de esta especie. Posteriormente, y como lo expresado para *A. germinans*, su DN y altura promedios fueron aumentando con el tiempo, incrementándose proporcionalmente en 4,4 cm y 2,3 m en

2012, aumentando a 6 cm y 3,6 m en 2014, hasta llegar a 8 cm y 4,3 m en 2016. Una vez establecida esta especie, demostró un destacado crecimiento conforme al valor ponderado del IVIE, teniendo en un principio (año 2008) un 3 % de importancia ecológica para el área de estudio, adquiriendo un 14 % durante 2012, avanzando a un 16 % en 2014, hasta lograr un 18 % para el año 2016. Situación igualmente advertida para el índice de Holdridge (C) que, en términos generales para la laguna, da indicios de mejoramiento para la complejidad estructural durante la década de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros estructurales estimados para la caracterización del manglar de la laguna del Carpintero (Tamaulipas, México), durante una década de estudio

Fecha / Especie	DN (D130) promedio (cm)	Altura promedio (m)	Densidad (número de individuos por 0.1 ha)
Año 2006			
<i>L. racemosa</i>	11,5	5,3	167
<i>A. germinans</i>	13,7	5,6	68
<i>C. erectus</i>	7,5	2,8	6
Año 2008			
<i>L. racemosa</i>	13,1	5,6	170
<i>A. germinans</i>	15,3	6,0	66
<i>C. erectus</i>	10,3	3,7	3
<i>R. mangle</i>	3,0*	1,4	5
Año 2012			
<i>L. racemosa</i>	15,1	6,1	206
<i>A. germinans</i>	17,9	6,4	59
<i>C. erectus</i>	11,7	4,3	3
<i>R. mangle</i>	4,4	2,3	39
Año 2014			
<i>L. racemosa</i>	17,1	6.1	198
<i>A. germinans</i>	21,0	6.6	58
<i>C. erectus</i>	14,3	4.7	3
<i>R. mangle</i>	6,0	3.6	52
Año 2016			
<i>L. racemosa</i>	19,6	6,9	174
<i>A. germinans</i>	22,7	7,1	52
<i>C. erectus</i>	15,3	4,7	3
<i>R. mangle</i>	8,0	4,3	65

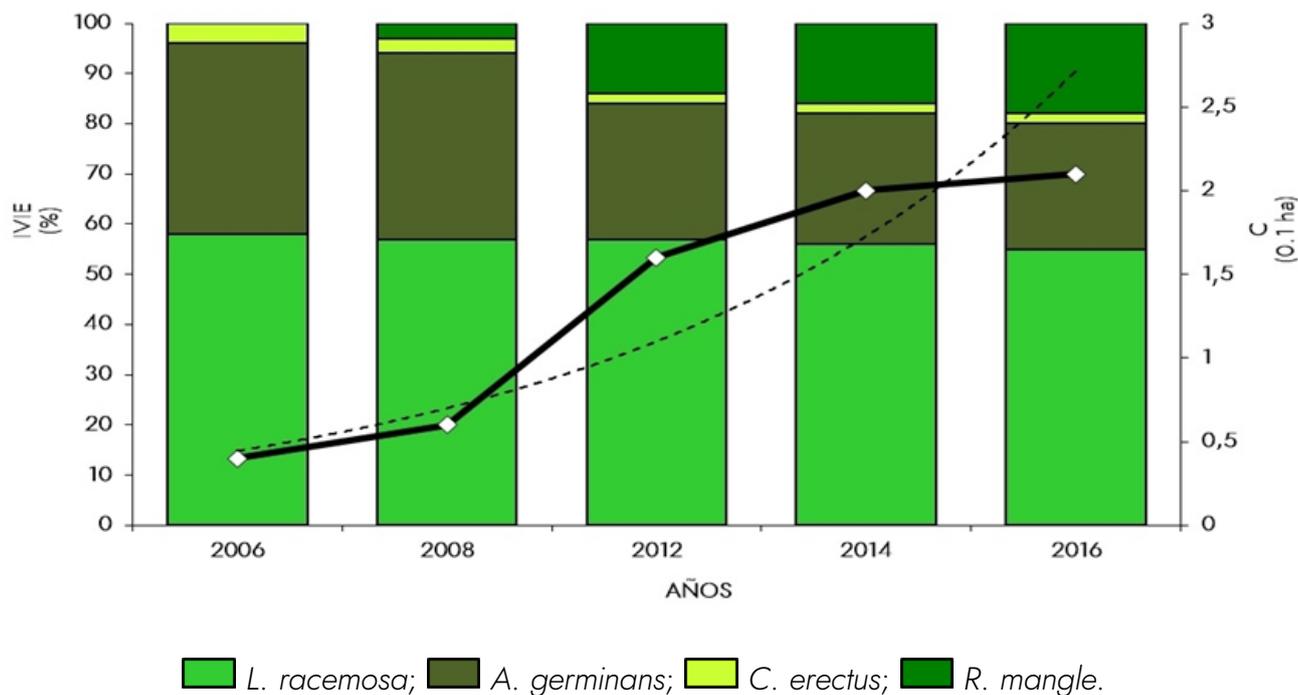
Nota: *Valor promedio resultante de las mediciones de los DN categorizados como D130 y D30.

Fuente: elaboración propia

Condición ecológica graficada en la Figura 3. La cual explica los valores porcentuales del IVIE para *L. racemosa* y *A. germinans*, mismos que se mantienen moderados a pesar de mostrar disminuciones que van de 58 % a 55 % y de 38 % a 25 %, respectivamente; y los observados para *R. mangle* se incrementaron del 3 % al 18 %, contrario al decremento y posterior constancia

del 4 % al 2 % para *C. erectus*. Regulaciones compensatorias que, junto con la variación progresiva de mejora para la heterogeneidad estructural, señalada por el índice de Holdridge que va del 0,4 para el año 2006 a 2,1 en 2016. Ajustando este desarrollo con tendencia al aumento en una línea exponencial ($y = 0.284e^{0.452x}$, $R^2 = 0.886$).

Figura 3. Índices de Valor de Importancia Ecológica (IVIE) para las especies de mangle (barras) e índice de Complejidad Estructural de Holdridge (C, línea continua) en la laguna del Carpintero (Tamaulipas, México), a lo largo de una década



Fuente: elaboración propia

La densidad poblacional obtenida como la abundancia registrada para cada especie de mangle durante los años de estudio (Tabla 2) señala para *C. erectus*, valores bajos y constantes, que de manera generalizada consideran una distribución Poisson que indica ser una población dispuesta aleatoriamente. Del mismo modo, se interpretan los resultados obtenidos durante el año 2008 para la etapa pionera de *R. mangle*. No obstante, a partir del año 2012 esta última especie, mantuvo aumentos en su densidad poblacional, que cambió a un continuo crecimiento de ordenación agregada (Tabla 3).

Las valoraciones del ID para las poblaciones de mangle con >30 individuos el estudio, determinan una distribución binomial negativa para *L. racemosa*, *A. germinans* y *R. mangle*, indicando un patrón espacial de disposición agregada. Los resultados registran valores que fluctúan a través del tiempo y entre las especies; el valor mínimo del coeficiente de variación fue de 1,88 y el máximo

correspondiente fue de 4,94, ambos se determinaron en la población de *L. racemosa*, durante los años 2008 y 2016, respectivamente; evidenciando así aumentos respecto al tiempo transcurrido. De igual manera, la población de *R. mangle* siempre presentó una tendencia ascendente, que se mantuvo constante a partir de 2012. En tanto, las estimaciones observadas en *A. germinans* presentan leves fluctuaciones con valores aproximados entre sí (Tabla 3). En tanto que *C. erectus* siempre presentó una dispersión aleatoria y baja densidad poblacional.

Tabla 3. Disposición espacial de los mangles de laguna del Carpintero (Tamaulipas, México), a lo largo de una década, según estimados del índice de dispersión y pruebas de Chi cuadrada

Fecha / Especie	CV (σ^2/x^-)	Índice de Dispersión	Chi cuadrada (X ²)	Distribución esperada
Año 2006				
<i>L. racemosa</i>	1,89	Agregada	66,90; $p = 0,22$	BN (agregada)
<i>A. germinans</i>	2,35	Agregada	60,86; $p = 0,41$	BN (agregada)
<i>C. erectus</i> ¹	0,22	Aleatoria		
Año 2008				
<i>L. racemosa</i>	1,88	Agregada	55,15; $p = 0,62$	BN (agregada)
<i>A. germinans</i>	2,58	Agregada	73,03; $p = 0,10$	BN (agregada)
<i>C. erectus</i> ¹	0,33	Aleatoria		
<i>R. mangle</i> ¹	0,20	Aleatoria		
Año 2012				
<i>L. racemosa</i>	3,29	Agregada	61,31; $p = 0,39$	BN (agregada)
<i>A. germinans</i>	2,67	Agregada	69,99; $p = 0,15$	BN (agregada)
<i>C. erectus</i> ¹	0,33	Aleatoria		
<i>R. mangle</i>	2,21	Agregada	51,24; $p = 0,39$	BN (agregada)
Año 2014				
<i>L. racemosa</i>	4,31	Agregada	66,46; $p = 0,24$	BN (agregada)
<i>A. germinans</i>	2,58	Agregada	73,02; $p = 0,10$	BN (agregada)
<i>C. erectus</i> ¹	0,33	Aleatoria		
<i>R. mangle</i>	2,51	Agregada	61,12; $p = 0,11$	BN (agregada)
Año 2016				
<i>L. racemosa</i>	4,94	Agregada	59,19; $p = 0,47$	BN (agregada)
<i>A. germinans</i>	2,37	Agregada	65,52; $p = 0,26$	BN (agregada)
<i>C. erectus</i> ¹	0,33	Aleatoria		
<i>R. mangle</i>	2,78	Agregada	54,60; $p = 0,27$	BN (agregada)

Nota: CV (coeficiente de variación)

Fuente: elaboración propia

Al igual que el índice anterior, los datos de distribución esperada resultantes de las 13 pruebas de *Chi cuadrada* computadas, presentan totalmente una distribución de probabilidad binomial negativa, lo que ajusta una disposición agregada para las poblaciones de mangles analizadas. El

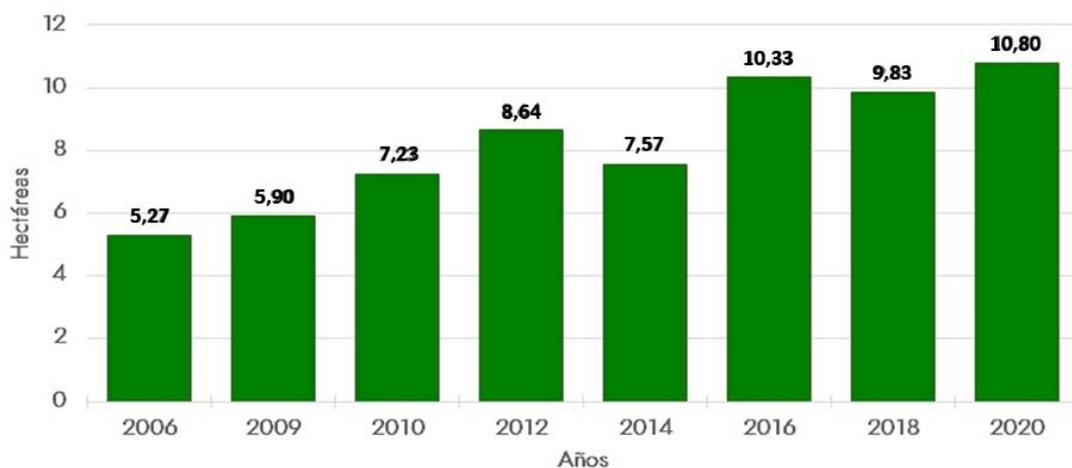
valor mínimo registrado fue 51,24 para *R. mangle* durante el año 2012 y el máximo 73,03 para *A. germinans* en 2008; siendo menores al compararlos con los datos de distribución probabilística esperados de 66,34 y 77,93, respectivamente. Además, las probabilidades resultantes respecto al nivel de significancia ($p \leq 0,05$), al ser mayores en todos los casos y con fluctuaciones de $p = 0,10$ para *A. germinans* en los años 2008 y 2014, a $p = 0,62$ en *L. racemosa* durante 2008, evidencian estadísticamente una nula asociación significativa entre las variables, aceptando la H_0 (Tabla 3).

La Figura 4 grafica la superficie en hectáreas de las formaciones de mangle para la laguna del Carpintero, conforme a los años analizados (del 2006 al 2020). Se puntualiza un incremento de cobertura a partir del año 2006 al 2012, con aumento estimado en 3,37 ha. La valoración inicial de 2006, calculada en 5,27 ha, aumento a 5,90 ha en 2009, y a 7,23 ha en 2010, hasta alcanzar en 2012 una cobertura de 8,64 ha.

Sin embargo, en el año 2014 se considera una disminución de cobertura de 1,07 ha, determinadas según la superficie ocupada en dicho año (7,57 ha). A pesar de, y con base en el cálculo obtenido para el año 2016, se incrementó nuevamente la cobertura con 2,76 ha, al estimar en dicho año una superficie de 10,33 ha de manglar. Cobertura que se redujo posteriormente con menos de 0,5 ha, al estimar 9,83 ha para el año 2018. Por último, se precisó la última cobertura para el año 2020, estimada en 10,80 ha, representando de nueva cuenta un incremento de cobertura calculado en 0,97 ha respecto al año 2018 (Figura 4). Se admite este suceso natural de mejora y expansión dada la posibilidad de propensión al aumento en una línea exponencial ($y = 5,0451e0,1013x$, $R^2 = 0,8752$).

Estos resultados indican que la extensión del manglar en la laguna del Carpintero ascendió de una cobertura de 5,27 ha en el año 2006 a 10,80 ha para el año 2020, con ganancia en extensión superficial de 5,53 ha en el período de tiempo estudiado. Se determina la ocurrencia en tiempo y espacio de un aumento considerable de cobertura de manglar, formación vegetal caracterizada por la presencia de *L. racemosa*, *A. germinans* y *R. mangle* principalmente. en asociación a otras especies acuáticas y vegetación secundaria, distintivas a la región y condición de perturbación ambiental de la propia laguna (Figura 5).

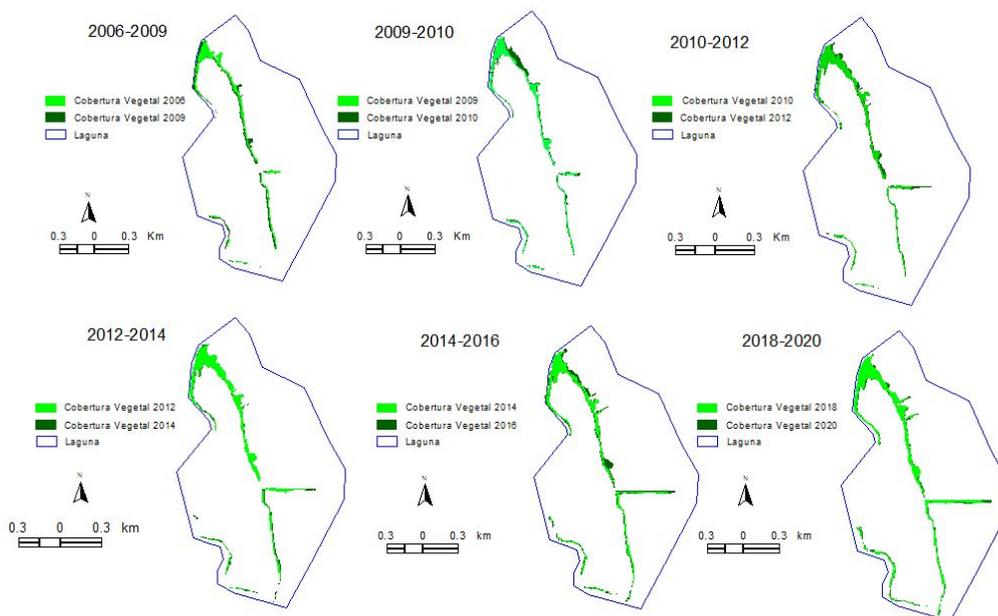
Figura 4. Superficie en hectáreas de las formaciones de mangle en la laguna del Carpintero desde 2006 a 2020



Fuente: elaboración propia

Figura 5. Evolución de la cobertura vegetal del Manglar (2006-2020)

EVOLUCIÓN DE LA COBERTURA VEGETAL DEL MANGLAR (2006-2020)



Fuente: elaboración propia

4 Discusión y conclusiones

La estimación preliminar del tamaño de muestra necesario para obtener la precisión deseada sobre el número de sitios de muestreo a partir de una población con presencia tanto en áreas con abundantes y escasos individuos se fundamenta en los trabajos de Miller y Ambrose (2000), EPA (2002) y Bakus (2007); quienes recomiendan la practicidad del trabajo con valores poblacionales diferentes entre las unidades de medición. En consecuencia, el conteo preliminar de la población de *L. racemosa*, se justifica al ser reportada en un principio como la especie de mangle de mayor dispersión y reclutamiento (Háud et al., 2000) y de mayor abundancia poblacional (Foroughbakhch et al., 2004) en el área de estudio. Asimismo, la elección de seis transectos es dada por la estimación estadística para los parámetros a evaluar, eligiendo así el tamaño de muestra correspondiente a una precisión de 0,3 (30 % de exactitud). A pesar de la posibilidad de trabajar con precisiones más próximas al 0,1, la decisión tomada se argumenta y delimita por factores como el tamaño del área a muestrear, definiéndola como una laguna de pequeña dimensión, con un perímetro de 5 km y espejo de agua alrededor de 75 ha, y la distancia entre transecto y transecto tienen en promedio 400 m de alejamiento; aunada al tipo de muestreo y su diseño dentro de un manglar alterado históricamente y circunscrito en zona urbana; por lo que logísticamente y en la práctica se determinó la factibilidad de examinar este tamaño de muestra.

De acuerdo con Badii et al. (2011), este ejercicio estadístico permitió explicar un dictamen objetivo al resolver la interrogante de conocer el número idóneo de unidades de muestreo a trabajar, y así determinar con mayor precisión, si la distribución de conteo de las especies de mangle dentro de la laguna del Carpintero se ajusta a alguna distribución estadística de la fórmula utilizada, Poisson (aleatoria), Binomial (uniforme) y Binomial negativa (agregada), misma que contribuye al cálculo y reporte de los patrones dispersión resultantes para el espacio y el tiempo estudiado.

El tamaño de muestra definido se adecuó perfectamente al análisis ecológico realizado, aportando validez a los datos obtenidos y su interpretación. Reconociendo que dicho ejercicio tiene además una connotación práctica y científica, más que un aspecto netamente estadístico (Bakus, 2007). Además, su utilidad fue de importancia al entender la inmensa complejidad de los procesos ecológicos interactivos que tiene los manglares entre todos los componentes del ecosistema, incluida la sociedad humana, y que abarcan múltiples escalas en el espacio y el tiempo; sobre todo al tener en cuenta que los ecosistemas de manglar son característicos de regiones y ambientes específicos que los tipifican exclusivamente, por lo que son críticos no solo para sostener la biodiversidad, sino también por los impactos directo e indirecto que generan como beneficios

para las actividades humanas, y que contrariamente, la degradación de sus hábitats da como resultado la pérdida de su funcionalidad ecológica, poniendo en peligro a millones de habitantes de la costa (Feller et al., 2010). Consideración que permitió adoptar un enfoque holístico y seguro para estudiar una dinámica poblacional en situación real, con énfasis en su estructura y patrones de disposición.

Al presente, la composición específica y caracterización estructural del manglar ha aumentado sus valores, respecto a lo citado por Háuad et al. (2000), Foroughbakhch et al. (2004), López-Portillo (2007) y de la Cruz y Tello (2012); constatando una mayor complejidad estructural como se ejemplifica en la Tabla 2 y Figura 4. El registro de presencia de *R. mangle*, complementa la tipificación reportada de las cuatro especies de mangle para el golfo de México (López-Portillo & Ezcurra, 2002; Velázquez-Salazar et al., 2020). No obstante, florísticamente estas especies conforman una comunidad vegetal con asociación de otras plantas que presentan grados de tolerancia salina, particularmente sobresalen *Thespesia populnea* y *Crinum americanum* (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013). Además de otras especies acompañantes del manglar, previamente descritas como *Typha domingensis*, *Acrocomia mexicana*, *Terminalia catappa*, *Leucaena leucocephala* y *Distichlis spicata*, entre otras propias de la vegetación secundaria o de usos ornamental y frutícola, que se distribuyen y mantienen una estructura forestal dependiendo del nivel de inundación y procesos de perturbación (Háuad et al., 2000; López-Portillo, 2007; de la Cruz & Tello, 2012).

Desde el punto de vista estructural, el manglar se conforma principalmente de árboles de 4 a 7 m de altura, además de árboles juveniles y plántulas, indicando un proceso de regeneración y adaptación ante los disturbios vinculados a la actividad humana, que respalda los hechos anteriormente señalados (Háuad et al., 2000; Foroughbakhch et al., 2004; López-Portillo, 2007; de la Cruz & Tello, 2012). A la vez, se demuestra que, de acuerdo con las variables estudiadas, *L. racemosa* es la especie de mayor importancia ecológica, siguiéndole *A. germinans*, evidencia secundada por los trabajos de Háuad et al. (2000) y Foroughbakhch et al. (2004), y en parte por López-Portillo et al. (2007) al mencionar la significación de *A. germinans* para la parte noreste de la laguna. En general, estos autores indican una dinámica poblacional de los mangles cambiante a través del tiempo. Situación prevaleciente y justificada por los resultados observados en las especies y poblaciones de mangle caracterizadas por sus incrementos en altura y DN (D130), por ejemplo, los primeros reportes de *L. racemosa* señalan valores promedios de 5,9 m de altura y 5,3 cm de diámetro a la altura del pecho (Foroughbakhch et al., 2004), seguidos respectivamente de 4 a 9 m y 4,5 a 20 cm (López-Portillo et al., 2007), finalmente nuestras observaciones registran mediciones promediadas de altura de 5,3 m y de diámetro normal de 11,5 cm durante el año

2006, para alcanzar en 2016 valores respectivos de 6,9 m y 19,6 cm. También, la densidad poblacional de esta especie, a pesar de mostrar fluctuaciones de ganancia y pérdida durante la década de estudio, señala cantidades incrementadas respecto a los estudios previos, con valores referenciales en abundancia de 90 individuos/0,1 ha (Foroughbakhch et al., 2004) y 100 individuos/0,1 ha (López-Portillo et al., 2007), y nuestro dato más reciente (2016) indica una abundancia de 174 individuos/0,1 ha. A pesar de los cambios dados en los parámetros estructurales con consecuencia en los valores ponderados del IVIE, se ha mantenido la superioridad jerarquizada de *L. racemosa*, como se manifiesta en la estimación precedente de Foroughbakhch et al. (2004) al representar el 38,6 %, y conforme al dato más reciente de este estudio (55 %), como se informa en la Tabla 2.

Adaptación de respuesta semejante para *A. germinans*, al evidenciar valores de 6,2 m de altura y 4,5 cm de diámetro a la altura del pecho (Foroughbakhch et al., 2004), seguidos respectivamente de 5 a 9,5 m y 5 a 22 cm (López-Portillo et al., 2007), y de nuestras mediciones promediadas de altura de 5.6 m y de diámetro normal de 13,7 cm durante el año 2006, para alcanzar en 2016 valores respectivos de 7,1 m y 22,7 cm; al igual que lo demostrado para el valor ponderado del IVIE, cuya estimación precedente representa un 30,4% (Foroughbakhch et al., 2004), y nuestro dato más reciente es de un 25 %; con posición constante de ocupar el segundo valor de importancia. No obstante, su densidad poblacional manifiesta un caso contrario, donde los valores de abundancia fueron disminuyendo al paso del tiempo, y se reportan más bajos con relación a los anteriores trabajos, reportándose 77 individuos/0,1 ha (Foroughbakhch et al., 2004), 60 individuos/0,1 ha (López-Portillo et al., 2007), y conforme a nuestros resultados de 68 individuos/0,1 ha durante el año 2006 a 52 individuos/0,1 ha en 2016 (Tabla 2).

Estas variaciones de densidad poblacional con repercusión en la abundancia arbórea específica son consecuencia de la atribuible presión ambiental que acontece en la laguna, producto del cambio de uso de suelo por la demanda del desarrollo urbano (López-Portillo, 2007; Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz y Tello, 2012), en particular para *A. germinans* y *C. erectus*. Al contrario, la buena viabilidad de dispersión y reclutamiento de *L. racemosa* (Háuad et al., 2000) quizás compensa las perturbaciones por contaminación, desmonte y relleno (López-Portillo, 2007; Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012), en tanto que *R. mangle*, al ser pionera, presenta resistencia a un ambiente modificado, permitiéndole colonizarlo como parte de una sucesión ecológica (Sherman et al., 2000). Transformación de mejora ambiental en la laguna, resultado de las obras de dragado y remoción de fango, con cambios hidrológicos recientes producto del movimiento alternativo y periódico de las aguas

estuarinas del golfo de México y río Pánuco, al presentar una franja de comunicación con la laguna a través del canal de La Cortadura, que posibilitó el flujo y reflujo mareal (Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello; 2012 Moreno-Chimely et al., 2017). Consideración que esclarece y sugiere continuar la posibilidad para el arribo de propágulos de *R. mangle*, ya que al principio se observaron en la inmediación del canal de La Cortadura y al paso del tiempo ocupan lugares más distantes de esta zona, alcanzando después otras partes de la orilla.

Los resultados obtenidos para el índice de Holdridge justifican la aseveración sobre los indicios de mejora en la estructura forestal potencial, dado el avance mostrado a través del tiempo reflejado en el progreso de los valores de complejidad calculados. Esta valoración numérica subjetiva sobre la fisonomía de la vegetación pondera el estrés del ecosistema; valores altos indican un estado de recuperación de los daños naturales o del impacto antrópico, al contrario, estimaciones bajas indican afectaciones por anomalías climatológicas o daño ambiental que suprimen su desarrollo estructural (Pool et al., 1977; Holdridge, 2000; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Los datos observados demuestran un desarrollo con tendencia de mejora y predicción hacia la estabilidad, cuya confiabilidad expresada mediante una línea exponencial es alta ($R^2 = 0,886$), al ser próxima a uno (Figura 4). Aunado a la presencia actual de *R. Mangle*; que, juntamente con el reporte del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), especie clave de la laguna, al ser el carnívoro tope en la jerarquía de la cadena trófica (Cedillo-Leal et al., 2011). Además del eventual registro del manatí (*Trichechus manatus*), observado el 9 de junio de 2022 (Sosa, 2022).

Lo anterior, indica un patrón de recuperación con buen funcionamiento de la estructura forestal del manglar; condición ecológica que apoya un comportamiento con regulaciones compensatorias a las variaciones hidrológicas y cambios estructurales del manglar a través del tiempo ocasionadas por disturbios históricos, ocurridos por causas naturales y/o humanas (Sherman et al., 2000; Saenger, 2002; Piou et al., 2006; Thaxton et al., 2007; Lugo, 2018). Donde la persistencia y resiliencia adaptativa del manglar, caracterizada por su capacidad de retroalimentación positiva, son capaces de aminorar impactos ambientales negativos (Alongi, 2008; Martinuzzi et al., 2009; Lugo et al., 2014), y favorecer la interacción planta-planta (Saenger, 2002; Sousa & Dangremond, 2011) así como la dinámica y disposición espacial de las poblaciones (Smith, 1992; Twilley et al., 1996; Duke et al., 1998; Ellison et al., 2000; Sherman et al., 2000; Piou et al., 2006; Thaxton et al., 2007; Lugo, 2018).

A pesar de las perturbaciones históricas vinculadas al desarrollo urbano (Háud et al. 2000; Foroughbakhch et al., 2004; López-Portillo, 2007; Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010;

de la Cruz & Tello, 2012), el ordenamiento espacial de las poblaciones de mangle en la laguna, es propenso al paso del tiempo de desarrollar un patrón de zonación horizontal tipificado (Lugo, 1980; Snedaker, 1982; Smith, 1992; Tomlinson, 1994; McKee, 1995; Sherman et al., 2000; López-Portillo & Ezcurra, 2002). Resultado de la interacción de una serie de factores que incluyen a las condiciones edáficas locales, una dispersión limitada por el terreno, así como de perturbaciones pasadas del manglar (Ball 1980; Ellison et al., 2000; Sherman et al., 2000; Piou et al., 2006; Thaxton et al., 2007). La limitada población de *C. erectus* se restringe en suelos de la orilla alterados por relleno y delimitados por las avenidas periféricas de la laguna consecuencia de la urbanización; asimismo, *L. racemosa* ocupa espacios ribereños, pero en mayor extensión y proximidad al agua, dada su capacidad remediadora (Foroughbakhch et al., 2004) y considerable dispersión y reclutamiento (Háuad et al., 2000), sugieren ser respuesta de adaptabilidad a las condiciones edáficas de contaminación y anoxia (Foroughbakhch et al., 2004; Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012), permitiendo su crecimiento y expansión territorial al ocupar el sitio secuencial óptimo. Favorece a su vez la progresión de *A. germinans*, al compartir áreas de la orilla en contacto con el agua y sujetas al influjo mareal; y gradualmente se presenta *R. mangle* en la franja anegada, donde su regeneración es favorecida por su mayor tolerancia a condiciones de inundación (Sherman et al., 2000) y capacidad de desarrollo en suelos inestables con sustratos anaeróbicos (Tomlinson, 1994; Hogarth, 1999; Feller et al., 2010).

La interacción de las especies, aunada al hábitat que ocupa (patrón de zonación) permiten entender la manera en que se disponen espacialmente las poblaciones de mangle a través del tiempo, los valores obtenidos para el ID indican que durante todos los años de estudio *C. erectus*, al igual que *R. mangle* en su etapa pionera, mostraron una distribución aleatoria, dada su baja densidad poblacional y poca frecuencia en los sitios de muestreo, siendo presentes solamente en el Sitio 6, representado como la entrada de agua a la laguna por influjo mareal, al ser próximo al canal de La Cortadura que comunica con el río Pánuco, antes de su desembocadura al golfo de México. Conjetura que expresa, en específico para *R. mangle*, que sus propágulos arribaron por hidrocoria determinada por el flujo y reflujo mareal en dicho canal hasta arribar y establecerse en la laguna, y posteriormente por su capacidad y tolerancia adaptativa (Tomlinson, 1994; Hogarth, 1999; Sherman et al., 2000; Feller et al., 2010), que propició un mayor progreso al paso del tiempo, contrario a *C. erectus* que prefiere desarrollarse en suelos estabilizados, donde las condiciones edáficas locales inhiben su propagación (Thaxton et al., 2007), al ser alterado por los rellenos y condicionado por su uso (López-Portillo, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012).

El propio desarrollo de *L. racemosa* y *A. germinans* infiere sean poblaciones originalmente establecidas en la laguna (Háúad et al., 2000; Foroughbakhch et al., 2004; López-Portillo, 2007). Deducción también apoyada por la condición de registrar los valores promedio más representativos de altura y DN (D130), así como el mayor porcentaje relativo de IVIE. Además de presentar densidades de >30 individuos durante cada año de estudio; cualidad que a partir del año 2012 caracterizó a *R. mangle*, tiempo que empieza su mayor presencia y progreso. Con cambios en su patrón de disposición espacial, pasando de ser aleatoria a agregada; condición advertida por Thaxton et al. (2007) al mencionar que árboles juveniles de mangle distribuidos aleatoriamente tienden a agregarse durante su madurez.

En el presente trabajo, resalta la documentación del reciente registro sobre la presencia de *R. mangle* en la laguna del Carpintero; se proporcionan datos sobre su estructura dentro del propio ecosistema de manglar, e información de las características generales de su dinámica poblacional y la comparación de su distribución espacio temporal con tendencia a una mayor presencia y cobertura. Peculiaridades que definen su establecimiento en la laguna al ocupar nuevas áreas de la orilla sujetas a la inundación; situación atribuible también a la alta capacidad de resiliencia ecológica de las especies de mangle y del mismo ecosistema que conforman (Lugo et al., 2014).

En términos generales, los valores de ID obtenidos para estas poblaciones determinan preferentemente un patrón espacial de disposición agregada, observación estadísticamente comprobada al ajustarse la distribución esperada mediante la prueba de Chi cuadrada, asimismo el nivel de significancia de 0,05 al indicar un riesgo de 5% de inferir que existe un vínculo entre las variables, evidenció estadísticamente una nula asociación significativa, aceptando la H_0 al resultar valores superiores a cero, interpretados como un patrón agregado (Austin, 2002; Bakus, 2007; Badii et al., 2011). Confirmando lo reportado por Thaxton et al. (2007), quienes determinaron una distribución similar en poblaciones arbóreas de estas especies de mangle. Considerando dicho patrón de ordenación como dominante para árboles tropicales (Condit et al., 2000).

La magnitud de este mecanismo de disposición determinante a escala local es entendido como un comportamiento ecológico de adaptación a la heterogeneidad del ambiente, y condición evolutiva de las especies al optimizar espacio, recursos e intercambio genético (Austin, 2002; Bowler & Benton, 2005; Begon et al., 2006; Badii et al., 2011); delimitándose geográficamente por su patrón de zonación acorde al gradiente mareal que favorece el reclutamiento de nuevos individuos, propiciando interacciones intraespecíficas positivas o de facilitación (Legendre &

Fortin, 1989; Ball 1980; Lugo, 1980; Snedaker, 1982; Tomlinson, 1994; McKee, 1995; Sherman et al., 2000; Lande et al., 2002).

Igualmente, puede considerarse un factor que contribuye al éxito de los mangles en un ambiente históricamente degradado, donde la retroalimentación positiva de la comunidad influye en su entorno local para favorecerse, al mostrar una variación de mejora sistemática y conveniente, no obstante, requiere ser corroborada con datos abióticos para validar y concluir un verdadero proceso de cambio. Aun así, los resultados presentados son de suma utilidad y responden satisfactoriamente las preguntas planteadas.

En consecuencia, la percepción aquí descrita sobre la caracterización estructural y disposición espaciotemporal en una década de estudio argumenta el análisis realizado tanto en manglares conservados como en aquellos con rasgos de degradación. Por los resultados alcanzados, es recomendable estudiar la caracterización del suelo y agua para interpretar y correlacionar estas variables abióticas con la composición y estructura forestal del manglar; garantizando así, y desde el enfoque ecológico la potencial mejora de recuperación progresiva. Su análisis y respuesta ante las diversas clases de presión ambiental sugieren en lo sucesivo, el planteamiento de estrategias para su manejo sustentable (Lugo, 1999; Lugo et al., 2014; Knight et al., 2017; Zamora-Tovar et al., 2024) para su conservación y/o restauración (Woodroffe 1992; Lacerda, 2001; Piou et al., 2006; Zamora-Tovar et al., 2024). Aunado al uso y planeación de espacios y actividades turísticas (Sánchez & Batres, 2007; Batres et al., 2010; de la Cruz & Tello, 2012; Moreno-Chimely et al., 2017).

Se deduce que este estudio proporciona información a través del tiempo, con datos relativos sobre la estructura y los patrones de disposición espacial, que describen el desarrollo del manglar durante una década de trabajo. Se reporta por primera vez la presencia de *R. mangle*, documentando su llegada y progresión en este sistema, asimismo se reconoce a *L. racemosa* como la especie de mayor valor de importancia ecológica.

A través del tiempo, se diferenció la dimensión poblacional con aumento sistemático y positivo de las variables estructurales cuantificadas y con tendencia de mejora subjetiva para la complejidad fisonómica de la comunidad, al utilizar parámetros estandarizados de clase ecológica y forestal. Asimismo, predominó la disposición espacial de las especies en un patrón agregado. Mecanismo que define una dinámica poblacional adaptada y en progreso ante las condiciones de perturbación históricas. Proporcionando evidencias que pronostican un desarrollo benévolo futuro del manglar de la laguna del Carpintero.

No obstante, esta observación requiere ser corroborada con el estudio detallado de factores ambientales del suelo y agua, a fin de demostrar sus influencias en los cambios y respuestas del ecosistema, por lo que se recomienda y amerita investigar esta tendencia, al ser de suma utilidad en la validación de plantear un programa de manejo sustentable eficaz, donde el uso de los recursos debe considerar los rasgos ecológicos e importancia socioeconómica de las especies, sobre todo, ante las amenazas y perturbaciones actuales.

En este sentido, a lo largo del periodo temporal analizado se manifiesta un aumento de la superficie de cobertura del manglar. De acuerdo con López-Portillo et al. (2007), único trabajo que publica datos al respecto, la superficie reportada de 3.39 ha ocupadas por *A. germinans*, y 0.3 ha por *L. racemosa*, que se vieron afectadas por desmonte, con pérdidas y un remanente integral de 0.18 ha en la parte centro-norte del embalse. A partir de, se retoma tal evaluación y se informa una reciente cobertura de 10.80 ha. Este incremento obedece a nuevas zonas de manglar desarrolladas en la orilla de la laguna próxima al canal de La Cortadura, el cual permite el flujo y reflujos de agua salobre proveniente del río Pánuco y del golfo de México. Además, este resultado es concordante con lo reportado por Velázquez-Salazar et al. (2020), al mencionar que, a nivel nacional, Tamaulipas es uno de los estados que presenta cambios favorables del manglar por aumento de cobertura.

Colateralmente, y a pesar de que la CONABIO incluye a la laguna del Carpintero dentro un área regional catalogada como sitio nacional prioritario de manglar (Sitio GM51 Pueblo Viejo - El Chairel), la ficha técnica publicada del mismo no reporta información precisa para esta laguna, y si informa con mayor atención a las lagunas de Pueblo Viejo y El Chairel. Al respecto, y para estas dos lagunas, cita datos sobre las características estructurales del manglar presente, y precisa una cobertura de 3,830 ha; además de aportar mapas sobre los usos del suelo y vegetación de los años 1976, 2005 y 2010, y de los cambios de cobertura de los años analizados (CONABIO, 2009). Por tanto, los resultados aquí publicados contribuyen al conocimiento sobre la caracterización estructural forestal, y su dinámica poblacional, aportando una estimación de cobertura específica para la laguna del Carpintero, registrada como un área de prioridad nacional por ser sitio de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica.

En México, las cuatro especies de mangle aquí descritas, y en general los ecosistemas de manglar y sus recursos están legalmente protegidos para su conservación o uso sustentable, como lo marcan la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2010) para la protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestres y categorías de

riesgo, y la NOM-022-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2003) que regula el hábitat y las formas de manejo del ecosistema. Condición que provee un marco legal para su conservación, manejo y administración bajo el modelo del desarrollo sostenible (Rodríguez-Zúñiga et al., 2013).

De acuerdo con Velázquez-Salazar et al. (2020), quienes manifiestan que, a pesar de la importancia de los manglares, el ecosistema está altamente amenazado a nivel local, regional y mundial, y cuya pérdida se atribuye principalmente a la actividad humana como la deforestación y conversión del uso del suelo por el desarrollo urbano. Testimonio que se evidencia en los hechos del presente estudio. No obstante, los resultados expuestos sobre la caracterización y estructura poblacional manifiestan contrariamente una situación favorable cuya condición natural pronostica un desarrollo benévolo futuro del manglar de la laguna del Carpintero, al presentarse una dinámica poblacional de cambios de los manglares propicia, entendida como la variación espacial y temporal conveniente de su superficie, a pesar de los factores antrópicos y naturales intrínsecos que ahí ocurren.

Por lo antes expuesto, se confirma que la dinámica demográfica de las especies son consecuencia de sus propias estrategias de dispersión, y es de importancia su estudio porque permiten comprender las respuestas a los cambios en el medio ambiente y, por lo tanto, tienen implicaciones para el manejo sustentable de las poblaciones. De hecho, la dispersión afectará la forma en que las poblaciones hacen frente a las amenazas más importantes para la biodiversidad, como el cambio climático, la pérdida y fragmentación del hábitat y la invasión de especies exóticas (Bowler & Benton, 2005). Alcances de suma utilidad en la ordenación territorial y manejo de los recursos naturales.

En reflexión analítica de todos los resultados y argumentos aquí presentados, se sugiere considerablemente a los tomadores de decisiones y gestores administrativos de los terrenos propios a la laguna del Carpintero, instaurar acciones legales que apoyen y fomenten el manejo sostenible de los recursos naturales y sus usos potencial y actual de la laguna, basados en la conservación de la biodiversidad y restauración ecológica. Con directrices de acción a favor de los manglares; y toda la flora y fauna asociada que habita en este ecosistema.

A nivel propositivo, se proyecta la posibilidad de establecer zonas de conservación ecológica y protección ambiental que den lugar a una declaratoria de áreas con algún tipo de protección legal por el estado, quizás decretarla bajo alguna de las categorías de área natural protegida (ANP) establecidas por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), y vista como un instrumento efectivo para conservar jurídicamente el ecosistema, que posibilite la adaptación de

la biodiversidad y enfrente los efectos del cambio climático; o bien, el planteamiento de ser un área destinada voluntariamente a la conservación (ADVC).

Otras alternativas son los esquemas de acciones y programas de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), como el Ordenamiento Ecológico del Territorio, instrumento de política ambiental para el proceso de planeación adaptativo, participativo, transparente y de vinculación entre los tres órdenes de gobierno (municipal, estatal y nacional), la participación de la sociedad y la transparencia en la gestión ambiental. Asimismo, están los Planes de Manejo para la vida silvestre, procedimientos requeridos para llevar a cabo el manejo, conservación y aprovechamiento de diferentes especies de flora y fauna. Además, y muy en especial está la consideración de establecer una Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), terreno destinado al aprovechamiento sustentable de las especies silvestres que ahí habitan, y faculta la posibilidad de dar respuesta a la necesidad de conservar la biodiversidad y de dar impulso a la producción y el desarrollo socioeconómico regional.

Estas dos últimas disposiciones gubernamentales (Plan de Manejo y UMA), buscan promover esquemas alternativos de producción compatibles con el cuidado del ambiente, a través del uso racional, ordenado y planificado de los recursos naturales, frenando o revirtiendo los procesos de deterioro ambiental. Ya que el aprovechamiento sustentable puede lograr la conservación integral de la biodiversidad, con la participación básica de la sociedad, que con base y a pesar de tener diferentes intereses se responsabilizan por los compromisos comunitarios comunes. Se resalta, que estos esquemas de acción son en particular idóneos para la laguna del Carpintero, y se sugiere dar énfasis a las cuatro especies de mangle, el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), la iguana verde o común (*Iguana iguana*), y el cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*) recientemente resurgido; además del manatí (*Trichechus manatus*), de presencia esporádica y contemporánea observación. Así se promoverá el desarrollo y consolidación de zonas de amortiguamiento que propicien la continuidad de los servicios ecosistémicos y funciones propias del ecosistema, conservando la biodiversidad en términos de su mayor riqueza ecológica. Asimismo, involucre a los habitantes locales y turistas en la ejecución del programa de concienciación para el cuidado y uso sustentable de la naturaleza.

En conclusión, es oportuno tomar en cuenta todo lo antes escrito para el manejo de los manglares de la laguna del Carpintero y de su mismo entorno en lo general, a través de su ordenamiento y planificación sustentable, como procesos propiciados por la sociedad y en apego a los objetivos del desarrollo sustentable. Mismos que conlleven en un principio, prácticas de reforestación de

nuevos individuos sobre todo para mejorar la genética de la población actual de manglares y para la restauración ecológica del ecosistema; además de crear espacios para la continuidad biológica-ecológica de las especies, para la educación y esparcimiento, y para el ocio y turismo.

Propiamente, al ser hoy día un espacio público, percibido como una zona de amortiguamiento para el desarrollo regional urbano y área turística potencial y emblemática, se recomienda la puntualización de estrategias sustentables que incorporen e involucren todos los componentes sociales, culturales, históricos, empresariales, políticos y ambientales, a fin de redimensionar el turismo, para que sea exitoso, equitativo, incluyente y educativo con respeto al entorno social y ambiental. Por ejemplo, los manglares y animales asociados como los cocodrilos e iguanas, incluso los manatíes observados, aunque esporádicamente, deben verse como especies biológicas aliadas al turismo y al desarrollo regional, distinguidos como el elemento principal de un atractivo tangible patrimonial de atracción, justificado en una cartera de productos turísticos de la ciudad, mismos que distintivamente dan un mayor arraigo e identidad cultural a la región.

Agradecimientos: Gracias por la oportunidad para reconocer con sumo agradecimiento el tiempo y el esfuerzo de las personas revisoras y editoras, quienes ayudaron a contribuir en la mejora sustancial y calidad de este trabajo. El primer autor reconoce al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (Conahcyt, México) por la beca doctoral número 306425 otorgada, de cuya tesis "*atrones Ecológicos del Manglar Tamaulipeco* emana esta investigación.

Declaración responsable: Las/os autoras/es declaran que no existe ningún conflicto de interés con relación a la publicación de este artículo. Las tareas se han distribuido de la siguiente manera: Carlos Zamora-Tovar, desarrolló la conceptualización de la idea y los objetivos generales de la investigación, condujo el proceso metodológico de la investigación en campo y gabinete y el análisis estadístico, elaboró la creación y presentación del borrador inicial y coordinó el trabajo. Juan Francisco Morales-Pacheco y Glenda Nelly Requena-Lara coadyuvaron en el tratamiento de los datos en el SIG, en la visualización y presentación de datos y en la revisión crítica y aprobación final del manuscrito. Rafael Cámara-Artigas realizó la revisión crítica y aprobación final del manuscrito. El Dr. Morales-Pacheco también se encargó de someter y dar continuidad al trabajo de revisión editorial y publicación.

5 Bibliografía

- Ahmed, N., & Glaser, M. (2016). Coastal aquaculture, mangrove deforestation and blue carbon emissions: is REDD+ a solution? *Marine Policy*, 66, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.01.011>
- Alongi, D.M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>
- Austin, M.P. (2002). Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modelling*, 157, 101-118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- Badii, M.H., Guillen, A., Cerna, E., & Landeros, J. (2011). Dispersión espacial: El prerequisite esencial para el muestreo. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 6(1), 40-71. <http://www.spentamexico.org/v6-n1/40a71.pdf>
- Bakus, G.J. (2007). *Quantitative analysis of marine biological communities: Field biology and environment*. John Wiley & Sons, Inc.
- Ball, M.C. (1980). Patterns of secondary succession in a mangrove forest in southern Florida. *Oecologia*, 44, 226-235. <https://doi.org/10.1007/BF00572684>
- Barbier, E.B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 676-681. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.033>
- Batres, G.J.J., Ortells, C.V., & Palomera, J.L. (2010). Diseño y ordenamiento de la dinámica urbana, medio ineludible en la preservación sustentable de los recursos hídricos naturales urbano en México, caso lagunas urbanas del sur de Tamaulipas (Tampico-Madero-Altamira). *Quivera*, 12(1), 1-13.
- Begon, M., Townsend, C.R., & Harper, J.L. (2006). *Ecology from individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing Ltd.
- Bello, P.J., Ortiz, L.L., Ramírez, C.H., Aquino, J.R., & Castillo, S. (2009). Sitio piloto Río Pánuco-Altamira, descripción física y relevancia ecológica. In F.J. Buenfil (Ed.), *Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México* (Vol. II, pp. 414-419). Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Blanco-Libreros, J. (2016). Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actualidades Biológicas*, 38(104), 53-70. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.328978>

Bowler, D.E., & Benton, T.G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies: Relating individual behavior to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80, 205-225. <https://doi.org/10.1017/S1464793104006645>

Brower, J.E., Zar, J.H., & von Ende, C.N. (1990). *Field and laboratory methods for general ecology* (3a ed.). William C. Brown Publishers.

Cedillo-Leal, C., Martínez-González, J.C., Briones-Encinia, F., & Cienfuegos-Rivas, E. (2011). Importancia del cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) en los humedales costeros de Tamaulipas, México. *CienciaUat*, 21(3), 18-23.

<https://www.redalyc.org/pdf/4419/441942925001.pdf>

Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R., & Yamakura, T. (2000). Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288(5470), 1414-1418. <https://doi.org/10.1126/science.288.5470.1414>

Cook-Patton, S.C., Lehmann, M., & Parker, J.D. (2015). Convergence of three mangrove species towards freeze-tolerant phenotypes at an expanding range edge. *Functional Ecology*, 29, 1332-1340. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12443>

CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2009). *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares2013/sitiosPrioritarios.html>

de la Cruz, R.J., & Tello, A. (2012). *Laguna del Carpintero: Área de amortiguamiento urbano*. Universidad Autónoma de Tamaulipas.

de Souza, Q.L., Rossi, S., Calvet-Mir, L., Ruiz-Mallén, I., García-Betorz, S., Salvà-Prat, J., & de Andrade, M.A.J. (2017). Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosystem Services*, 26, 137-145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.013>

DOF, Diario Oficial de la Federación (1982, September 19). *Versión abreviada del plan de ordenación de la zona conurbada de la desembocadura del Río Pánuco*. Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas.

https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4759438&fecha=30/08/1982#gsc.tab=0

Duke, N.C., Ball, M.C., & Ellison, J.C. (1998). Factors influencing the biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 27-47. <http://dx.doi.org/10.2307/2997695>

Elith, J., & Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677-697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>

Ellison, A.M., Mukherjee, B.B., & Karim, A. (2000). Testing patterns of zonation in mangroves: Scale dependence and environmental correlates in the Sundarbans of Bangladesh. *Journal of Ecology*, 88, 813-824. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00500.x>

Ewel, K.C., Twilley, R.R., & Ong, J.E. (1998). Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 83-94. <https://doi.org/10.2307/2997700>

EPA, Environmental Protection Agency. (2002). *Guidance for choosing a sampling design for environmental data collection (EPA QA/G-5S)*. U.S. Environmental Protection Agency.

Feller, I.C., Lovelock, C.E., Berger, U., McKee, K.L., Joye, S.B., & Ball, M.C. (2010). Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 2, 395-417. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163809>

Foroughbakhch, P.R., Céspedes, C.A.E., Alvarado, V.M.A., Núñez, G.A., & Mohammad, B.H. (2004). Aspectos ecológicos de los manglares y su potencial como fitorremediadores en el golfo de México. *Ciencia UANL*, 7(2), 203-208. <https://core.ac.uk/download/pdf/76584181.pdf>

Friess, D.A. (2016). Ecosystem services and disservices of mangrove forests: Insights from historical colonial observations. *Forests*, 7(183), 1-16. <https://doi.org/10.3390/f7090183>

Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>

Háuad, M.L., Foroughbakhch, R., Céspedes, A.E., Ponce-Moreno, E.E., & Hernández-Piñero, J.L. (2000). Dispersion and recruitment of three mangrove species in the tropical area of the Gulf of Mexico. *Phyton, International Journal of Experimental Botany*, 66, 33-37. https://www.researchgate.net/publication/296961714_Dispersion_and_recruitment_of_three_mangrove_species_in_the_tropical_area_of_the_Gulf_of_Mexico

- Holdridge, R.L. (2000). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano para la Cooperación de la Agricultura. Editorial.
- Hogarth, P. (1999). *The biology of mangroves*. Oxford University Press.
- Hurlbert, S.H. (1990). Spatial distribution of the Montane unicorn. *Oikos*, 58, 257-271. <https://doi.org/10.2307/3545216>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de población y vivienda 2020*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html>
- Knight, J., Dale, P., Dwyer, P., & Marx, S. (2017). A conceptual approach to integrate management of ecosystem service and disservice in coastal wetlands. *Environmental Science*, 4(3), 431-442. <http://dx.doi.org/10.3934/environsci.2017.3.431>
- Krauss, K.W., Lovelock, C.E., McKee, K.L., López-Hoffman, L., Ewe, S.M.L., & Sousa, W.P. (2008). Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, 89, 105-127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>
- Lacerda, L. (2001). *Mangrove ecosystems. Function and management*. Springer-Verlag.
- Lande, R., Engen, S., Sæther, B.-E., Filli, F., Matthysen, E., & Weimerskirch, H. (2002). Estimating density dependence from population time series using demographic theory and life-history data. *American Naturalist*, 159, 321-337. <https://doi.org/10.1086/338988>
- Lee, Y.S., Primavera, J.H., Dahdouh-Guebas, F., McKee, K., Bosire, J.O., Cannici, S., Diele, K., Fromard, F., Koedam, N., Marchand, C., Mendelssohn, I., Mukherjee, N., & Record, S. (2014). Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 726-743. <https://doi.org/10.1111/geb.12155>
- Legendre, I.P., & Fortin, M.J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80, 107-138. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00048036>
- López-Portillo, J., & Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques, número especial*, 27-51. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801290>
- López-Portillo, J., Vázquez, R.V., & Pérez-Maqueo, O. (2007). *Estado actual de los manglares y otras comunidades vegetales en la planicie inundable de la laguna del Carpintero, Tampico, Tamaulipas* (Technical report, Instituto Nacional de Ecología). <https://es.scribd.com/document/848273488/Manglares-de-la-laguna-del-Carpintero-Reporte-tecnico>

- Lugo, A.E. (1980). Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Biotropica*, 12(2), 65-72. <https://doi.org/10.2307/2388158>
- Lugo, A.E. (1999). Mangrove ecosystems research with emphasis on nutrient cycling. In A. Yáñez-Arancibia & A.L. Lara-Domínguez (Eds.), *Ecosistemas del manglar en América tropical* (pp. 345-365). Instituto de Ecología, A.C., Unión Mundial para la Naturaleza, y National Oceanic Atmospheric Administration.
- Lugo, A.E. (2018). Characterization of ten extreme disturbance events in the context of social and ecological systems. *Biogeochemistry*, 53, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0453-y>
- Lugo, A.E., & Snedaker, S.C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 39-64. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351>
- Lugo, A.E., Medina, E., & McGinley, K. (2014). Issues and challenges of mangrove conservation in the Anthropocene. *Madera y Bosques, número especial*, 20, 11-38. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200146>
- Martinuzzi S, Gould, W.A., Lugo, A.E., & Medina, E. (2009). Conversion and recovery of Puerto Rican mangroves: 200 years of change. *Forest Ecology and Management*, 257, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.037>
- McKee, K.L. (1995). Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: An exception to the dominance-predation hypothesis. *Biotropica*, 27(3), 334-345. <https://doi.org/10.2307/2388919>
- Miller, A.W., & Ambrose, R.F. (2000). Sampling patchy distributions: Comparison of sampling designs in rocky intertidal habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 196, 1-14. <https://doi.org/10.3354/meps196001>
- Moreno-Chimely, L.C., Fuentes-Pérez, C.A., & Marín-Gamund, B.M. (2017). Calidad del hábitat en el contexto del canal de La Cortadura, Tampico, México, como detonante social. *Revista Legado de Arquitectura y Diseño*, 1(22), 1-14.
- Piou, C., Feller, I.C., Berger, U., & Chi, F. (2006). Zonation patterns of Belizean offshore mangrove forests 41 years after a catastrophic hurricane. *Biotropica*, 38(3), 365-374. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00156.x>
- Pool, D.J., Snedaker, S., & Lugo, A. (1977). Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, México, and Costa Rica. *Biotropica*, 9(39), 195-212. <https://doi.org/10.2307/2387881>

- Quisthoudt, K., Schmitz, N., Randin, C., Dahdouh-Guebas, F., Robert, E., & Koedam, N. (2012). Temperature variation among mangrove latitudinal range limits worldwide. *Trees*, *26*, 1919-1931. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0760-1>
- Rao, N.S., Ghermandi, A., Portela, R., & Xuanwen, W. (2015). Global values of coastal ecosystem services: a spatial economic analysis of shoreline protection values. *Ecosystem Services*, *11*, 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.011>
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza C., Vázquez-Lule, A.D., Márquez-Mendoza, J.D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Cruz-López, M.I., Ressler, R., Uribe-Martínez, A., Cerdeira-Estrada, S., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Jiménez-Rosenberg, R., Fueyo-Mac Donald, L., & Galindo-Leal, C. (2013). *Manglares de México. Extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Rodríguez-Zúñiga M.T., Villeda-Chávez, E., Vázquez-Lule, A.D., Bejarano, B., Cruz-López, M.I., Olguín, M., Villela-Gaytán, S.A., & Flores, R. (Coords.) (2018). *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Rozas, V., & Camarero, J.J. (2005). Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicados en ecología forestal. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, *14*(1), 79-97. <https://doi.org/10.5424/srf/2005141-00875>
- Saenger, P. (2002). Biotic interactions and mangrove performance. In P. Saenger, *Mangrove ecology, silviculture, and conservation*. Kluwer Academic Publisher.
- Sánchez, G.D., & Batres, J.J. (2007). Retos de la planeación turística en la conservación de las lagunas urbanas degradadas de México: El caso de Tampico. *Cuadernos Geográficos*, *41*, 241-252.
- SEGOB, Secretaría de Gobernación. (2018). *Sistema urbano nacional 2018*. Secretaría de Gobernación, Secretaría General del Consejo Nacional de Población, Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano. <https://www.gob.mx/conapo/documentos/sistema-urbano-nacional-2018>
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 10 de abril de 2013. Última reforma publicada el 7 de mayo de 2004. <https://sidof.segob.gob.mx/notas/670086>

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2003. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 30 de diciembre de 2010. Última reforma publicada el 14 de noviembre de 2019. <https://sidof.segob.gob.mx/notas/5578808>

Sherman, R.E., Fahey, T.J., & Battles, J.J. (2000). Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. *Journal of Ecology*, 88, 165-178. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00439.x>

Smith III, T.J. (1987). Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology*, 68, 266-273. <https://doi.org/10.2307/1939257>

Smith III, T.J. (1992). Forest structure. In A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.), *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine studies* (vol. 41, pp. 101-115). American Geophysical Union.

Snedaker, S.C. (1982). Mangrove species zonation: why? In D.N. Sen & K.S. Rajpurohit (Eds.), *Contributions to the ecology of halophytes. Tasks for vegetation science* (vol. 2). Dr W. Junk Publishers.

Sosa, A. (2022, June 9). Manatíes en la laguna del Carpintero: reportan avistamiento de cuatro vacas marinas. *El Sol de Tampico*. <https://www.elsoldetampico.com.mx/local/manaties-en-la-laguna-del-carpintero-reportan-avistamiento-de-cuatro-vacas-marinas-8409984.html>

Sousa, W.P., & Dangremond, E.M. (2011). Trophic Interactions in coastal and estuarine mangrove forest ecosystems. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, 6, 43-93. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374711-2.00606-9>

Stuart, S., Choat, B., Martin, K., Holbrook, N., & Ball, M. (2007). The role of freezing in setting the latitudinal limits of mangrove forests. *New Phytologist*, 173, 576-583. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01938.x>

Thaxton, J.M., Dewalt, S.J., & Platt, W.J. (2007). Spatial patterns of regeneration after Hurricane Andrew in two south Florida fringe mangrove forests. *Florida Scientist*, 70(2), 148-156. <https://www.jstor.org/stable/24321735>

Tomlinson, P.B. (1994). *The botany of mangrove*. Cambridge University Press.

Twilley, R.R., Snedaker, S.C., Yáñez-Arancibia, A., & Medina, E. (1996). Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: Perspectives on mangrove ecosystems. In H.A. Mooney, S.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala & E.D. Schultze (Eds.), *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. John Wiley & Sons. Ltd.

Velázquez-Salazar S., Rodríguez-Zúñiga M.T., Alcántara-Maya J.A., Villeda-Chávez E., Valderrama-Landeros L., Troche-Souza C., Vázquez-Balderas B., Pérez-Espinosa I., Cruz-López M.I., Ressler R., De la Borbolla D.V.G., Paz O., Aguilar-Sierra V., Hruby F., & Muñoa-Coutiño J.H. (2021). *Manglares de México. Actualización y análisis de los datos 2020*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://agua.org.mx/biblioteca/manglares-de-mexico-actualizacion-y-analisis-de-los-datos-2020/>

Ward, R.D., Friess, D.A., Day, R.H., & MacKenzie, R.A. (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: A region-by-region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4), 1-25. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>

Woodroffe, C.D. (1992). Mangrove sediments and geomorphology. In A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.), *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine studies* (vol. 41, pp. 7-41). American Geophysical Union.

Yáñez-Arancibia, A., Day, J.W., & Day, R.H. (2014). Manglares: Ecosistema centinela frente al cambio climático, golfo de México. *Madera y Bosques, número especial*, 20, 39-75. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200147>

Zamora-Tovar, C., Fierro-Cabo, A., & Requena-Lara, G. N. (2024). Agenda de investigación para el manejo sustentable del manglar en Tamaulipas, México. *Madera y Bosques*, 30(4), 3042615. <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3042615>