



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**ESTRUCTURA ARBÓREA,
CARBONO Y NUTRIENTES
EDÁFICOS EN MANGLARES DEL
EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ**

ELISEO HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO, MÉXICO

2022



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

La presente tesis titulada: **Estructura arbórea, carbono y nutrientes edáficos en manglares del ejido El Tarachi, Veracruz**, realizada por el estudiante: **Eliseo Hernández Hernández**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO

DR. JUAN IGNACIO VALDEZ HERNÁNDEZ

ASESOR

DR. ARMANDO GÓMEZ GUERRERO

ASESOR

DR. EDUARDO VALDÉS VELARDE

Montecillo, Texcoco, Estado de México, junio de 2022

ESTRUCTURA ARBÓREA, CARBONO Y NUTRIENTES EDÁFICOS EN MANGLARES DEL EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ

Eliseo Hernández Hernández, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2022

RESUMEN

Los manglares contribuyen a mitigar el cambio climático secuestrando y almacenando grandes cantidades de carbono de la atmósfera. La estructura arbórea y la disponibilidad de nutrientes son factores que están relacionados con el almacenamiento de carbono en estos ecosistemas. El objetivo de este estudio fue determinar la estructura y los almacenes de carbono arbóreo, así como los almacenes de carbono y nutrientes edáficos en manglares bajo cuatro condiciones (conservación, manejo, recuperación y fuera de UMA) en el ejido El Tarachi, Veracruz. En el componente arbóreo se determinó la estructura arbórea mediante evaluación de atributos dasométricos e índices de dominancia, así como el almacén de carbono mediante ecuaciones alométricas. En el componente edáfico se cuantificaron las concentraciones de carbono orgánico total (C), nitrógeno total (NT), fósforo extraíble (P), azufre (S), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio (Na), posteriormente se estimaron sus respectivos almacenes. Las especies de mayor valor de importancia en las cuatro condiciones fueron *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, su dominancia también estuvo confirmada por valores de Simpson < 0.5 , Shannon < 1 , número efectivo de especies < 3 y la equidad cercana a cero. Los almacenes de carbono en el ecosistema (arbóreo + edáfico) fueron más altos ($P < 0.05$) en las condiciones bajo conservación ($197.02 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y manejo ($196.46 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), mientras que la condición en recuperación ($142.56 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) mostró el almacén más bajo ($P < 0.05$). Los almacenes edáficos de nutrientes se presentaron en el orden de $\text{Na} > \text{Ca} > \text{S} > \text{Mg} > \text{N} > \text{K} > \text{P}$ en todas las condiciones. El manejo y aprovechamiento sustentable del manglar modificó la estructura arbórea sin afectar negativamente el almacenamiento de carbono arbóreo y edáfico. El tamaño de los almacenes de nutrientes edáficos correspondió a la condición estuarina de los manglares.

Palabras clave: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, conservación, manejo, recuperación, índice de dominancia y esbeltez, nitrógeno, fósforo, cationes.

TREE STRUCTURE, CARBON AND SOIL NUTRIENTS IN MANGROVE OF THE EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ

Eliseo Hernández Hernández, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2022

ABSTRACT

Mangroves contribute to climate change mitigation by sequestering and storing large amounts of carbon from the atmosphere. Tree structure and nutrient availability are factors that are related to carbon storage in these ecosystems. The objective of this study was to determine aerial carbon, density and structure of mangrove forests, as well as belowground carbon and edaphic nutrient reservoirs under four conditions (conservation, management, recovery, and outside UMA) in the ejido El Tarachi, Veracruz. In the arboreal component, tree structure was determined by evaluating dasometric attributes and dominance indices, as well as carbon storage using allometric equations. In the edaphic component, the concentrations of total organic carbon (C), total nitrogen (NT), extractable phosphorus (P), sulfur (S), and exchangeable potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg) and sodium (Na) were quantified, and their respective reservoirs were subsequently estimated. The species with the highest importance value in the four conditions were *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa*, their dominance was also confirmed by Simpson's values < 0.5 , Shannon < 1 , effective number of species < 3 and equity close to zero. Ecosystem carbon stores (tree + edaphic) were highest ($P < 0.05$) in the conditions under conservation ($197.02 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) and management ($196.46 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), while the condition under recovery ($142.56 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) showed the lowest store ($P < 0.05$). Edaphic nutrient reservoirs were in the order of $\text{Na} > \text{Ca} > \text{S} > \text{Mg} > \text{N} > \text{K} > \text{P}$ in all conditions. The sustainable management and harvesting of the mangrove modified the tree structure without negatively affecting tree and soil carbon storage. The sizes of the edaphic nutrient reservoirs corresponded to the estuarine condition of the mangroves.

Key words: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, conservation, management, recovery, dominance and slenderness index, nitrogen, phosphorus, cations.

AGRADECIMIENTOS

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)** por la oportunidad otorgada al financiar mis estudios de Maestría.

Al **Colegio de Postgraduados**, en especial al **Posgrado en Ciencias Forestales** por su enseñanza académica de alto nivel y por el apoyo para obtener el grado.

Al **Dr. Juan Ignacio Valdez Hernández**, por dirigir mi investigación, por su invaluable contribución en mi formación académica, por enseñarme que siempre hay cosas que mejorar y, sobre todo, por su infinita paciencia.

Al **Dr. Armando Gómez Guerrero**, por formar parte de mi Consejo Particular, por compartir sus conocimientos y aportar enriquecedoras sugerencias durante el proceso de investigación, así como por la disposición siempre amable para atender mis dudas.

Al **Dr. Eduardo Valdés Velarde**, por formar parte de mi Consejo Particular y asesorar de manera tan dedicada esta investigación con sus valiosos comentarios, así como por contribuir a mi formación académica desde hace varios años atrás.

Al **Dr. J. Jesús Vargas Hernández**, por mejorar la presentación de esta tesis con sus valiosas observaciones.

A los integrantes del ejido El Tarachi, en especial al **Sr. Pablo Granados Granados** por su hospitalidad, apoyo y facilidades prestadas para realizar los estudios de campo, así como por compartir desinteresadamente su experiencia en el manejo de manglares.

A mi amiga de la Maestría **Olivia García Jurado**, a mis amigos de siempre **Franco Armando Guerrero Valencia** y **Mayra Rocío Ramírez Vargas**, por su invaluable apoyo durante todas las etapas de esta investigación.

A mi amigo el **Dr. Giovanni Ávila Flores**, que con su pasión por los manglares me ha motivado a participar en diversas actividades que me han dejado grandes experiencias.

A **Francisco Martínez Pérez**, quién leyó los primeros borradores y me apoyó firmemente en la última etapa de este proyecto.

DEDICATORIA

Con dedicatoria especial a mis padres Margarita Victoria Hernández Gijón y Genaro Hernández Martínez. Por haber visto en la educación la mejor herencia que pudieran dejarme y por todos los esfuerzos que han hecho para que yo pudiera tener acceso a ella. Este y cualquier logro siempre será gracias a ustedes.

A mis hermanas (Belén, Nancy e Hilda) y mis hermanos (Adrián, Isaac y Romelio), quienes han contribuido de diferentes maneras para que muchos de mis objetivos se culminen exitosamente.

CONTENIDO

RESUMEN	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE CUADROS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
CAPÍTULO I. ESTRUCTURA FORESTAL Y ALMACENES DE CARBONO	
ARBÓREO EN MANGLARES DEL EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ	5
1.1 RESUMEN	5
1.2 ABSTRACT	6
1.3 INTRODUCCIÓN	7
1.4 OBJETIVOS	8
1.5 HIPÓTESIS	8
1.6 ÁREA DE ESTUDIO	9
1.7 MATERIALES Y MÉTODOS	11
1.7.1 Establecimiento de los sitios de muestreo	11
1.7.2 Medición de variables	12
1.7.3 Estratificación vertical y distribución horizontal	12
1.7.4 Índices estructurales	12
1.7.5 Dominancia de especies	12
1.7.6 Relación altura total-diámetro e índice de esbeltez	13
1.7.7 Biomasa y carbono aéreo	13
1.7.8 Diseño experimental y análisis estadístico	14
1.8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	14
1.8.1 Valores de atributos dasométricos	14
1.8.2 Estratificación vertical	17
1.8.3 Distribución horizontal	19
1.8.4 Índices estructurales y de dominancia	24
1.8.5 Relación altura total-diámetro e índice de esbeltez	27
1.8.6 Biomasa y carbono arbóreo	31
1.9 CONCLUSIONES	33

CAPÍTULO II. CARBONO Y NUTRIENTES EDÁFICOS EN MANGLARES DEL EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ	35
2.1 RESUMEN	35
2.2 ABSTRACT	36
2.3 INTRODUCCIÓN	37
2.4 OBJETIVOS.....	38
2.5 HIPÓTESIS.....	39
2.6 MATERIALES Y MÉTODOS.....	39
2.6.1 Obtención de las muestras	39
2.6.2 Acondicionamiento de las muestras	39
2.6.3 Densidad aparente	41
2.6.4 Potencial de hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE)	41
2.6.5 Carbono, macroelementos y materia orgánica	41
2.6.6 Diseño experimental y análisis estadístico	42
2.7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
2.7.1 pH y conductividad eléctrica (CE).....	42
2.7.2 Densidad aparente (DAP) y materia orgánica (MO)	44
2.7.3 Macronutrientes primarios	48
2.7.3.1 Nitrógeno Total (NT).....	48
2.7.3.2 Fósforo (P)	50
2.7.3.3 Potasio (K).....	52
2.7.4 Macronutrientes secundarios (Ca, Mg, S y Na)	53
2.7.5 Carbono edáfico	56
2.7.6 Carbono total en el ecosistema	60
2.8 CONCLUSIONES	62
CONCLUSIONES GENERALES	63
LITERATURA CITADA	65
ANEXOS	92

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Ecuaciones para estimar volumen de madera para las cuatro especies arbóreas localizadas en manglares del ejido El Tarachi, Veracruz.	13
Cuadro 2. Atributos dasométricos para cuatro especies arbóreas en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz.	15
Cuadro 3. Índice de valor de importancia (IVI) e índice de valor forestal (IVF) en las cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	24
Cuadro 4. Valores de dominancia de especies arbóreas en cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	25
Cuadro 5. Significancia del índice de heterogeneidad H' y coeficiente de semejanza cuantitativo de Sorensen entre las condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	26
Cuadro 6. Biomasa arbórea almacenada por especie arbórea en cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	31
Cuadro 7. Carbono arbóreo almacenado por especie arbórea en cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	32
Cuadro 8. Almacenes de carbono orgánico edáfico en manglares de México.	57
Cuadro 9. Almacenes de carbono orgánico edáfico a diferentes profundidades en manglares de diferentes partes del mundo.	58
Cuadro 10. Índice de valor de importancia (IVI) por condición de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	93
Cuadro 11. Índice de valor forestal (IVF) por condición de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.	94

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Zonificación del manglar de la UMA en el ejido El Tarachi, Veracruz. Sitios en conservación: C1, C2 y C3; bajo manejo: M1, M2 y M3; recuperación: R1, R2 y R3; fuera de UMA: F1, F2 y F3..... 10
- Figura 2.** Ejemplo de un sitio de muestreo (SM) compuesto por la unidad de muestreo 1 (UM 1) y la unidad de muestreo 2 (UM 2). Modificado de Masuhara et al. (2015). 11
- Figura 3.** Distribución de las frecuencias de alturas acumuladas de especies arbóreas en cuatro condiciones de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz..... 18
- Figura 4.** Distribución promedio del número de individuos por categoría diamétrica en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Las líneas en las barras indican el error estándar..... 20
- Figura 5.** Distribución promedio del área basal por categoría diamétrica en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Las líneas en las barras indican el error estándar..... 21
- Figura 6.** Distribución promedio del área de copa por categoría diamétrica en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Las líneas en las barras indican el error estándar..... 22
- Figura 7.** Relación altura total-diámetro normal (H-DN) en especies arbóreas en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Conservación (i, ii, iii), manejo (iv, v, vi), recuperación (vii, viii, ix) y fuera de UMA (x, xi, xii). 28
- Figura 8.** Relación entre índice de esbeltez y categoría diamétrica de especies arbóreas en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz..... 29
- Figura 9.** i) Ejemplo de un sitio de muestreo (SM): ii) unidad de muestreo 1 (UM1), iii) unidad de muestreo 2 (UM2), iv) Profundidad de muestreo para suelo en las zonas de muestreo (ZM), modificado de Masuhara et al. (2015)..... 40
- Figura 10.** pH en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$)

entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	43
Figura 11. CE en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	44
Figura 12. DAP en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	45
Figura 13. MO en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	46
Figura 14. Almacenes NT en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	48
Figura 15. Almacenes de P en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	50
Figura 16. Almacenes K en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre	

misma profundidad de diferentes (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.....	52
Figura 17. Almacenes de i) Ca, ii) Mg, iii) S y iv) Na en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar. ...	54
Figura 18. Almacenes de carbono (C) en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.	56
Figura 19. Almacenes de carbono total (arbóreo + edáfico) en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre componentes (a, b, c) y entre condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.	61
Figura 20. Especies arbóreas presentes en manglares del ejido El Tarachi, Veracruz. i) <i>Avicennia germinans</i> , ii) <i>Laguncularia racemosa</i> y iii) <i>Rhizophora mangle</i>	92
Figura 21. Condiciones de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz. i) Conservación, ii) manejo, iii) recuperación y iv) fuera de UMA.	92
Figura 22. Ejemplo de verificación gráfica de supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para los almacenes de carbono edáfico en las condiciones de manglar mediante el paquete estadístico R versión 4.1.2.	95
Figura 23. Ejemplo de un análisis de varianza (ANOVA), verificación de supuestos y prueba de medias Tukey para detectar diferencias entre los almacenes de carbono edáfico en las condiciones de manglares mediante el paquete estadístico R versión 4.1.2.	96

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los manglares son humedales característicos de los hábitats costeros salinos en los trópicos y subtropicos del planeta (Tomlinson, 2016; Spalding *et al.*, 2010). Se dan como interfaz entre la tierra y el mar, recibiendo entradas de agua del océano y agua dulce que desemboca de ríos, arroyos terrestres o subterráneos, además de nutrientes y sedimentos (Lang-Martins *et al.*, 2015; Gonzáles-Hernández *et al.*, 2016). Los manglares comprenden comunidades vegetales taxonómicas diversas, incluyendo especies de árboles, arbustos y palmeras (Mandal & Bar, 2019), prácticamente sin plantas herbáceas y sin trepadoras, rara vez con alguna epífita o parásita (Díaz-Gaxiola, 2011).

Dentro de los servicios ecosistémicos que ofrecen, los manglares soportan las pesquerías locales y globales (Jennerjahn & Ittekkot, 2002; Dittmar *et al.*, 2006), siendo también hogar de reptiles, aves y mamíferos (Hogarth, 2015; Rivera-Monroy *et al.*, 2017; Mandal & Bar, 2019). Fungen como una barrera natural de protección contra los fuertes vientos, el empuje de mareas, olas marinas, tsunamis y la erosión de las costas (Mandal & Bar, 2019; Mitra, 2020). Favorecen la regulación hídrica y filtración de contaminantes (Wolanski *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2011). Muchas comunidades costeras e indígenas dependen de los recursos de estos ecosistemas (Moreira-dos Santos & Lana, 2017; Palacios & Cantera, 2017).

Los manglares contribuyen a mitigar el cambio climático secuestrando y almacenando grandes cantidades de carbono de la atmósfera (Cerca de $2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$; McLeod *et al.*, 2011), denominado carbón azul (Donato *et al.*, 2011; Pendleton *et al.*, 2012). Este alto almacenamiento de carbono es ocasionado principalmente por la alta productividad primaria neta de los manglares, almacenando el carbono en la biomasa y posteriormente secuestrándolo a largo plazo en los suelos (Donato *et al.*, 2011; Taillardat *et al.*, 2018).

Los sedimentos de los manglares se caracterizan por procesos intensos de carbono con un impacto potencialmente alto en el presupuesto mundial de carbono (Kristensen *et al.*, 2008; Bianchi *et al.*, 2013). En los sistemas de carbono azul, el suelo está saturado con agua que lo mantiene en un estado anaeróbico (Chmura *et al.*, 2003; Howard *et al.*, 2014), por lo que los promedios de descomposición pueden ser más bajos y por lo tanto

el potencial de almacenamiento y estabilización de C del suelo puede ser más alto que en sistemas terrestres (Izaurre et al., 2001; Moreno-Cáliz et al., 2002).

La estructura del manglar es un factor que está relacionado directamente con la producción de la biomasa arbórea y, por lo tanto, con el almacén de carbono del componente arbóreo (Velázquez-Salazar et al., 2021). Existe también una conectividad entre la estructura, la sedimentación y el enterramiento de C, sobre todo porque las mejoras en la estructura facilitarían la acumulación de C a través de los procesos de sedimentación (Adame et al., 2013; Wang et al., 2019).

La composición y estructura de la vegetación de los manglares está determinada por un conjunto de parámetros como la competencia entre especies, la topografía, la frecuencia de las inundaciones, la salinidad, el tipo de sedimento y la concentración de nutrientes (Robertson & Alongi, 1992; Chen & Twilley, 1999). Estos parámetros varían en las diferentes regiones del planeta, por lo que la estructura y captura de carbono de los manglares varía considerablemente en función de dichos parámetros (Rovai et al., 2018; Cameron et al., 2021).

La disponibilidad de nutrientes es otro factor directamente relacionado con la productividad y la capacidad de almacenar carbono en los manglares (Alongi, 2014; Ochoa-Gómez et al., 2019). Los suelos tropicales con frecuencia contienen bajas concentraciones de nitrógeno (N) y fósforo (P) (Naidoo, 2009; Hogarth, 2015). Otros macronutrientes como el potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y azufre (S), tienen menos probabilidades de ser limitantes en un entorno marino, ya que son componentes principales del agua de mar (Keuskamp et al., 2013).

Durante las últimas décadas, la afluencia de nutrientes a los sistemas costeros ha aumentado debido a la actividad antropogénica y podría considerarse un componente del cambio global (Duarte, 2009; Nixon, 2009; Keuskamp et al., 2013). Estos flujos de nutrientes afectan a varios procesos importantes del ciclo del carbono de los manglares, entre ellos el crecimiento vegetativo (Feller, 1995), la acumulación de turba (McKee et al., 2007), la descomposición del follaje (Feller et al., 1999) y la descomposición de raíces (Huxham et al., 2010).

Los manglares se encuentran bajo mucha presión a causa del cambio climático, la contaminación y el cambio de uso de suelo (Saintilan *et al.*, 2009; Waycott, 2009; Kirwan & Megonigal, 2013). A lo largo de las últimas décadas, la importancia de la conservación y protección de los manglares se ha incrementado de manera sustancial a nivel mundial (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017).

En México, como medidas de conservación y protección, se ha incluido a cuatro especies de mangle (*Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*) en la NOM-059-SEMARNAT-2010 que considera a estas especies en la categoría de amenazadas; además de esta NOM, la protección del ecosistema de manglar está considerada en el artículo 60 TER de la Ley General de la Vida Silvestre (2007), que prohíbe cualquier cambio que afecte su integridad (Velázquez-Salazar *et al.*, 2021).

Aunado a la protección existente de estos ecosistemas en el país, han surgido alternativas de aprovechamiento que generan empleos a la sociedad y fuentes de ingresos a las familias sin menoscabar otros bienes y servicios que proporcionan, como la implementación de planes de manejo forestales sustentables utilizando Unidades de Manejo para la Conservación y el Aprovechamiento de la Vida Silvestre (UMA) (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2011; SEMARNAT, 2012; Valdez-Hernández, 2016) y el ecoturismo (Téllez-García & Valdez-Hernández, 2012; Ojeda *et al.*, 2020).

Con la planificación y la gestión adecuada, el carbono que almacenan y secuestran los manglares, tendría la posibilidad de ser un mecanismo de financiamiento para el uso sostenible, la conservación y la restauración del ecosistema (Alongi, 2018a; Howard *et al.*, 2014). Para lograr este objetivo, los gestores deben poder evaluar las existencias de C de un área en particular (Howard *et al.*, 2014), de ahí la importancia de generar inventarios de carbono en manglares del país.

Por lo anterior, el primer objetivo del presente trabajo fue determinar la estructura y los almacenes de carbono arbóreo en manglares compuestos por cuatro especies arbóreas y bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. La hipótesis fue que los valores

de los atributos estructurales y las reservas de carbono arbóreo son diferentes para las cuatro especies arbóreas y en las cuatro condiciones de manglar.

El segundo objetivo fue determinar los almacenes de carbono y los nutrientes edáficos en tres profundidades de muestreo y bajo cuatro condiciones de manglar. La hipótesis fue que los almacenes de carbono y los nutrimentos edáficos son diferentes en las tres profundidades y en las cuatro condiciones de manglar.

CAPÍTULO I. ESTRUCTURA FORESTAL Y ALMACENES DE CARBONO ARBÓREO EN MANGLARES DEL EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ

1.1 RESUMEN

Los análisis de estructura y almacenes de carbono son fundamentales para estimar el alcance de los manglares para mitigar el cambio climático. El objetivo fue determinar la estructura y los almacenes de carbono arbóreo en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. En cuatro condiciones de manglares (conservación, manejo, recuperación y fuera de UMA) se evaluaron atributos dasométricos, estratificación vertical, distribución horizontal, índices estructurales, índices de dominancia, índice de esbeltez y carbono arbóreo. Los resultados mostraron que las especies de mayor valor de importancia fueron *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* en el manglar en conservación y fuera de UMA, mientras que *L. racemosa* fue la de mayor importancia en las condiciones bajo manejo y recuperación. La dominancia de *A. germinans* y *L. racemosa* estuvo confirmada por valores de Simpson < 0.5 , Shannon < 1 , número efectivo de especies < 3 y la equidad cercana a cero. Los manglares estaban compuestos por individuos adultos resistentes al viento. Los almacenes de carbono fueron de $88.276 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en el manglar en conservación, $64.945 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ fuera de UMA, $57.359 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ bajo manejo y $33.118 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en recuperación. Se concluyó que hubo diferencias estructurales por condición. Las especies dominantes y de mayor importancia fueron *A. germinans* y *L. racemosa*. El manejo y aprovechamiento sustentable del manglar modifica la estructura arbórea, pero no repercutió de manera negativa en el almacenamiento de carbono arbóreo. La recuperación de áreas degradadas de manglar resulta en la recuperación de almacenes de carbono.

Palabras clave: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Randia aculeata*, *Rhizophora mangle*, condiciones de manglar, estratificación vertical, distribución horizontal, índices de dominancia y de esbeltez.

FOREST STRUCTURE AND ARBOREAL CARBON STOCKS IN MANGROVES OF EL TARACHI, VERACRUZ

1.2 ABSTRACT

Analyses of structure and carbon stocks are fundamental to estimate the extent to which mangroves can mitigate climate change. The objective of this study was to determine aerial carbon, density and structure of mangrove forests under four conditions in the ejido El Tarachi, Veracruz. Dasometric attributes, vertical stratification, horizontal distribution, structural indices, dominance indices, slenderness index and aerial carbon were evaluated in four mangrove conditions (conservation, management, recovery and outside UMA). The results showed that the species of greatest importance were *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* in the mangrove forest under conservation and outside the UMA, while *L. racemosa* was the most important in the conditions under management and recovery. The dominance of *A. germinans* and *L. racemosa* was confirmed by Simpson's values < 0.5 , Shannon < 1 , effective number of species < 3 and equity close to zero. The mangroves were composed of wind-resistant adult individuals. Carbon stocks were $88.276 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in the mangrove forest under conservation, $64.945 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ outside the UMA, $57.359 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ under management and $33.118 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in recovery. It was concluded that there were structural differences by condition. The dominant and most important species were *A. germinans* and *L. racemosa*. The sustainable management and harvesting of the mangrove modified the forest structure but did not have a negative impact on aerial carbon stocks. The recovery of degraded mangrove areas results in the recovery of carbon stores.

Key words: *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, *Randia aculeata*, *Rhizophora mangle*, mangrove conditions, vertical stratification, horizontal distribution, dominance and slenderness indexes.

1.3 INTRODUCCIÓN

Los manglares proporcionan una serie de importantes servicios ecosistémicos que benefician a cientos de millones de personas en todo el mundo (Lau, 2013; Mohammed, 2012). Su capacidad de secuestro de carbono proporciona servicios que mitigan las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Alongi, 2014). Los análisis de estructura y reservas de carbono son fundamentales para estimar el alcance y el grado de éste y otros servicios ecosistémicos prestados (Kauffman *et al.*, 2011; Donato *et al.*, 2012).

Los manglares varían en su estructura tanto en escalas espaciales grandes como pequeñas (Feller *et al.*, 2010; Hill *et al.*, 2021), lo que se traduce en una variación de los servicios ecosistémicos que proporcionan (Owers *et al.*, 2018; Barbier, 2019). Un manglar puede ser homogéneo en cuanto a su estructura, especialmente cuando están formados por una sola especie de mangle que ha colonizado y crecido a un ritmo similar (Rivera-Monroy *et al.*, 2017). Aun así, a menudo hay gradientes estructurales notables como resultado de la diferente respuesta de las especies a las condiciones ambientales (por ejemplo, salinidad, regímenes de marea, temperatura y precipitaciones) (Simard *et al.*, 2018; Adame *et al.*, 2020).

La deforestación provocada por la tala, la explotación maderera y la extracción excesiva de productos forestales no sólo reduce la superficie de los manglares (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2006; Walters *et al.*, 2008), también altera su estructura y composición, lo que repercute en los múltiples servicios ecosistémicos que proporcionan (Gillis *et al.*, 2017; Scales & Friess, 2019).

Diversos estudios revelan que los cambios en la composición y la estructura de los manglares pueden provocar alteraciones en el suelo, liberando una cantidad considerable de gases de efecto invernadero, como CO₂, CH₄ y N₂O (Chauhan *et al.*, 2008; Donato *et al.*, 2011; Lovelock *et al.*, 2011).

En México, el aprovechamiento sostenible de madera de mangle en planes de manejo forestales ha sido abordado como una estrategia para su conservación, y ha demostrado no generar cambios significativos en la estructura (Valdez-Hernández, 2002; 2004).

El desarrollo de un conocimiento exhaustivo de la estructura y las reservas de carbono de los manglares es vital para determinar el manejo adecuado de estos ecosistemas (Alvis-Gordo, 2009; Velázquez-Pérez *et al.*, 2019), así como apoyar su inclusión en los procesos que contribuyen a la adaptación y mitigación del cambio climático (Cameron *et al.*, 2021; Azman *et al.*, 2021).

1.4 OBJETIVOS

General

- Determinar la estructura arbórea y los almacenes de carbono arbóreo en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Específicos

- Determinar atributos estructurales (altura / diámetro normal / área basal / área de copa / densidad de individuos) en las cuatro condiciones de manglar.
- Calcular los valores de importancia estructural (IVI e IVF) de las cuatro especies que componen el manglar, así como sus medidas de heterogeneidad y equidad.
- Estimar el índice de esbeltez y generar un modelo alométrico altura total-diámetro para las cuatro especies en las cuatro condiciones evaluadas.
- Cuantificar la biomasa y las reservas de carbono arbóreo para cuatro especies que componen el manglar en las cuatro condiciones.

1.5 HIPÓTESIS

- Los valores de atributos estructurales (altura total / diámetro normal / área basal / área de copa / densidad de individuos) son diferentes entre las cuatro condiciones del manglar, así como entre las cuatro especies que las componen.
- Los valores de importancia estructural (IVI e IVF) de las cuatro especies son diferentes entre las cuatro condiciones, así como sus medidas de heterogeneidad y equidad.
- Los índices de esbeltez y los modelos alométricos altura-diámetro son diferentes en las cuatro especies para las cuatro condiciones estudiadas.

- La biomasa y las reservas de carbono arbóreo son diferentes para las cuatro especies que componen el manglar en las cuatro condiciones evaluadas.

1.6 ÁREA DE ESTUDIO

El ejido El Tarachi pertenece al municipio de Acula en el Estado de Veracruz y se ubica en la parte central del denominado “Sistema Lagunar de Alvarado”, que actualmente está decretado como Sitio RAMSAR, Área de Importancia para Conservación de las Aves en México (AICA) y Región Marina Prioritaria de Conservación Nacional (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998; López-Sayago, 2017).

El suelo es de tipo Gleysol (Portilla-Ochoa *et al.*, 1999) y el clima es un Aw2 (i') w'' (García, 2004), cálido húmedo y subhúmedo con lluvias en verano (de 600-3000 mm anuales) y con temperatura media anual de 22-26 °.

El 67.7 % de la extensión territorial del ejido El Tarachi está cubierta por manglar, el cual se encuentra dentro de una Unidad de Manejo para la conservación de la Vida Silvestre (UMA) de 200 ha; las especies arbóreas que componen esta comunidad vegetal son *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (Combretaceae) y *Avicennia germinans* (L.) Stearn (Avicenniaceae) (López-Sayago, 2017), el manglar dentro de la UMA se encuentra en tres condiciones: conservación, recuperación y bajo manejo (Figura 1).

La regeneración del manglar bajo manejo (con 25 años) ha sido de manera natural (sin plantaciones), se realiza un aprovechamiento sustentable de madera bajo lineamientos técnicos y científicos (publicados en Valdez-Hernández, 2004) autorizados por SEMARNAT (2012) y siguiendo la normatividad vigente para especies amenazadas (Valdez-Hernández, 2016).

A consecuencia de un incendio en 2011, el manglar en recuperación (con siete años) se estableció mediante siembra al boleto y plantación a raíz desnuda con sobrevivencia de 3500 plantas·ha⁻¹ (P. Granados, comunicación personal, 16 de febrero de 2021).

Antes de establecer la UMA, el manglar en conservación presentaba extracción de mangles de forma ilegal. Fuera de la UMA existen áreas de manglar sin protección, en

la cual se sigue realizando tala ilegal (P. Granados, comunicación personal, 16 de febrero de 2021).

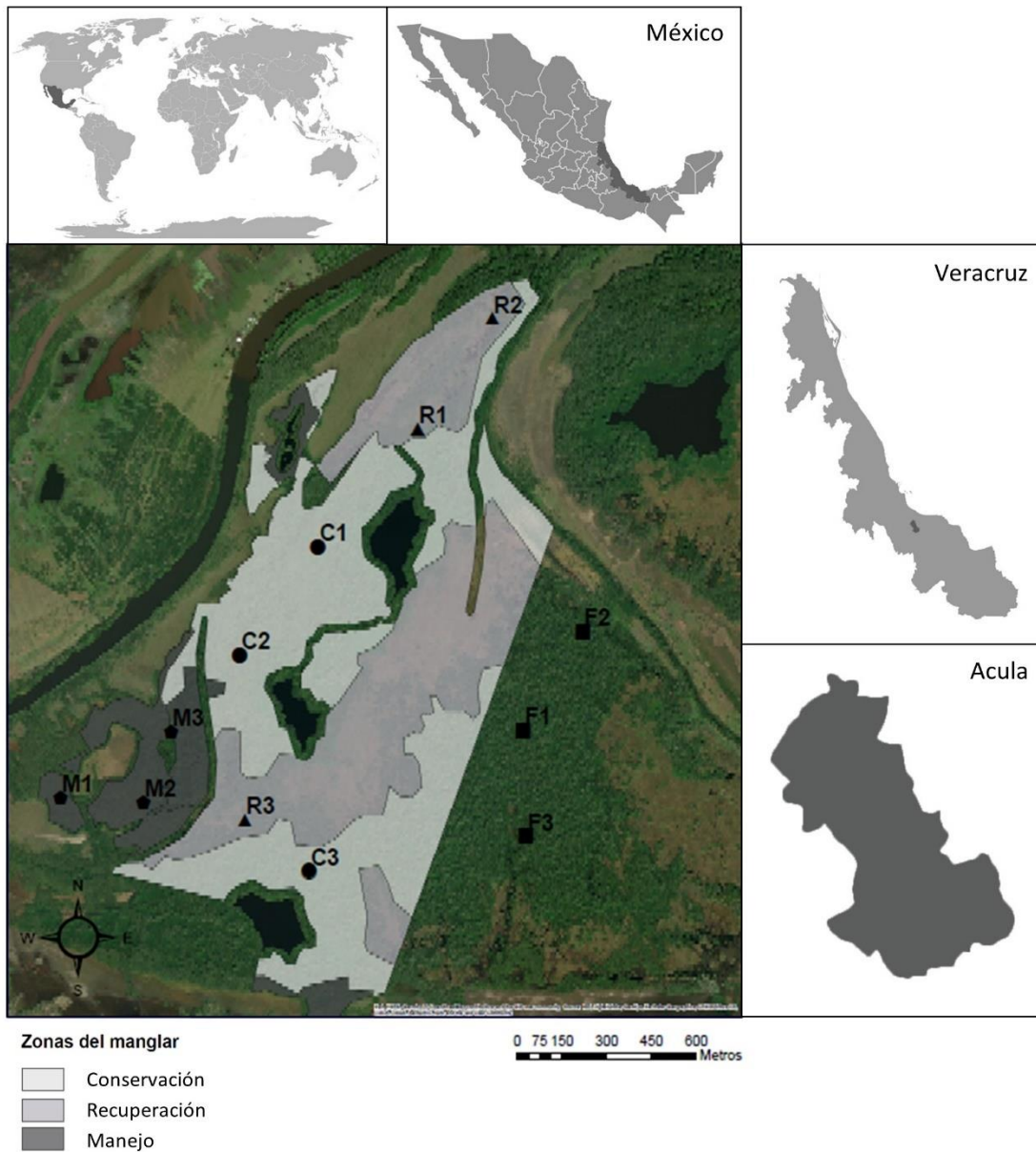


Figura 1. Zonificación del manglar de la UMA en el ejido El Tarachi, Veracruz. Sitios en conservación: C1, C2 y C3; bajo manejo: M1, M2 y M3; recuperación: R1, R2 y R3; fuera de UMA: F1, F2 y F3.

1.7 MATERIALES Y MÉTODOS

1.7.1 Establecimiento de los sitios de muestreo

Se seleccionaron 12 sitios de muestreo (SM) en el ejido El Tarachi, tres sitios en la zona bajo manejo, tres sitios en la zona de conservación, tres sitios en la zona de recuperación y tres sitios fuera de la UMA (Figura 1). En cada sitio de muestreo se ubicaron dos unidades de muestreo (UM) (Figura 2), la UM1 se colocó en sentido norte-sur y la UM2 en sentido este-oeste, cada UM fue un marco rectangular de 100 m² (25 x 4 m) (Masuhara *et al.*, 2015).

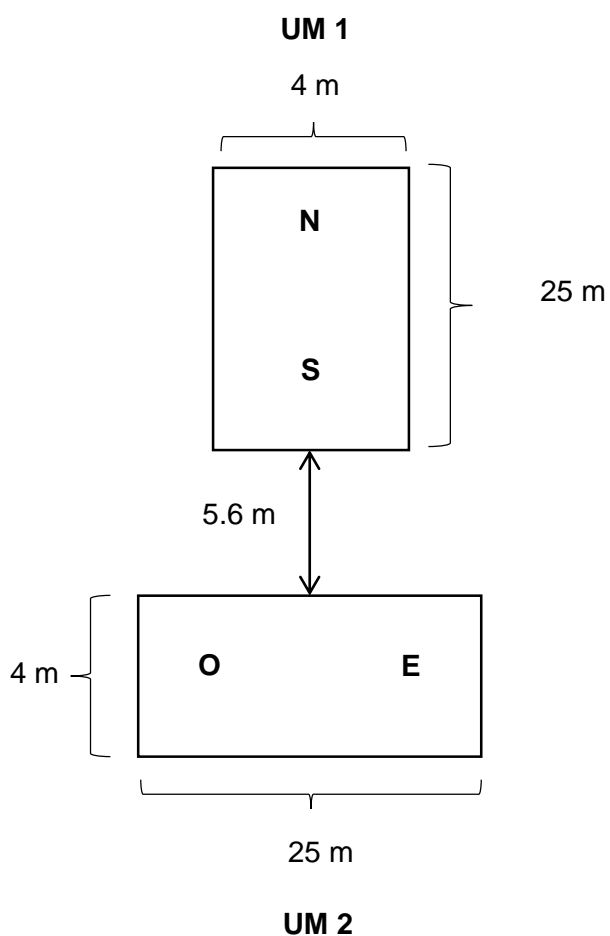


Figura 2. Ejemplo de un sitio de muestreo (SM) compuesto por la unidad de muestreo 1 (UM 1) y la unidad de muestreo 2 (UM 2). Modificado de Masuhara *et al.* (2015).

1.7.2 Medición de variables

Se identificaron todos los árboles enraizados dentro las UM y que presentaban un diámetro normal (DN) igual o mayor a 2.5 cm. El DN se midió a 1.30 m por arriba del suelo para *A. germinans* y *L. racemosa*, y a 30 cm por encima de la última raíz aérea en *R. mangle* (Valdez-Hernández, 2002). Para cada individuo también se registró su identidad taxonómica, altura total, el diámetro máximo y mínimo de copa; con los datos anteriores se calculó el área basal, área de copa y densidad de individuos (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2018).

1.7.3 Estratificación vertical y distribución horizontal

Para la estratificación vertical se elaboraron gráficos de frecuencias acumuladas de los individuos por categorías de altura (Télez-García & Valdez-Hernández, 2012). Para la distribución horizontal se elaboraron histogramas de categorías diamétricas por el número de individuos, el área basal, el área de copa y se definieron los tipos estructurales de las poblaciones (Velasco-García *et al.*, 2017).

1.7.4 Índices estructurales

El índice de valor de importancia (IVI) se estimó para jerarquizar la dominancia de especies arbóreas (Villavicencio-Enríquez & Valdez-Hernández, 2003; Zarco-Espinoza *et al.*, 2010) y el índice de valor forestal (IVF) se estimó con la finalidad de evaluar la estructura bidimensional de la vegetación arbórea en los manglares (Corella-Justavino *et al.*, 2001; Carreón-Santos & Valdez-Hernández, 2014).

1.7.5 Dominancia de especies

Para evaluar la homogeneidad de las condiciones de manglar se calcularon los índices de Simpson (S'), Shannon-Wiener (H'), Número efectivo de diversidad (NE), equidad (E) y el coeficiente cuantitativo de Sorensen (IS) (Zanvo *et al.*, 2021; Pototan *et al.*, 2021; Moreno *et al.*, 2011; Velasco-García *et al.*, 2016). Al índice de Shannon-Wiener se le aplicó una prueba de t modificada por Hutcheson para identificar diferencias significativas entre condiciones evaluadas (Tadeo-Noble *et al.*, 2019).

1.7.6 Relación altura total-diámetro e índice de esbeltez

Se realizaron gráficos para observar la relación altura total-diámetro normal (H-DN) para cada especie evaluada dentro de cada condición del manglar, para conocer el grado de estabilidad mecánica de cada especie se estimó el índice de esbeltez (IE), dicho índice se obtuvo al dividir el promedio de H entre el promedio de DN (H/DN) (Nájera-Luna & Hernández-Hernández, 2008; Hernández-Ramos *et al.*, 2020).

1.7.7 Biomasa y carbono aéreo

Al no encontrarse ecuaciones de biomasa desarrolladas específicamente para la zona de estudio, se emplearon ecuaciones para cuantificar el volumen maderable (m³) de cada especie, dichas ecuaciones fueron específicas de cada especie y lo más cercanas posibles al área de estudio (Cuadro 1). El volumen fue calculado para cada árbol de cada especie dentro de las diferentes condiciones.

Cuadro 1. Ecuaciones para estimar volumen de madera para las cuatro especies arbóreas localizadas en manglares del ejido El Tarachi, Veracruz.

Especie	Ecuación para volumen	Fuente
<i>A. germinans</i>	$V = e^{(-10.12597512+2.04755627 \cdot \ln(DN)+0.96453516 \cdot \ln(H))}$	CONAFOR, 2012
<i>L. racemosa</i>	$V = 0.00543946 + 0.00003622 \cdot (DN^2 \cdot H)$	Valdez-Hernández, 2004
<i>R. aculeata</i> *	$V = e^{(-9.41737421+1.76385327 \cdot \ln(DN)+1.04067089 \cdot \ln(H))}$	CONAFOR, 2012
<i>R. mangle</i>	$V = e^{(-9.76784179+1.87539164 \cdot \ln(DN)+1.05141081 \cdot \ln(H))}$	CONAFOR, 2012

V = volumen (m³), DN = diámetro normal (cm), H = altura (m), e = exponente, ln = logaritmo natural. *No se encontró ecuación para estimar volumen en *R. aculeata*, por lo que se utilizó la ecuación para la especie de *Randia longiloba*.

Para obtener la biomasa arbórea se multiplicó el volumen inventariado de cada especie por la densidad de la madera, las densidades utilizadas fueron de 0.87 Mg·m³ para *A. germinans*, 0.70 Mg·m³ para *L. racemosa*, 0.91 Mg·m³ para *R. aculeata* y 1.01 Mg·m³ para *R. mangle* (Ordóñez-Díaz *et al.*, 2015). El almacén de carbono se obtuvo mediante el factor de conversión de biomasa a carbono de 0.48 (Kauffman *et al.*, 2013).

1.7.8 Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental empleado fue completamente al azar con un modelo estadístico anidado, donde el factor A estuvo conformado por las cuatro condiciones del manglar (conservación, manejo, recuperación y fuera de UMA) y el factor B (anidado en A) se compuso por cuatro especies (*A. germinans*, *L. racemosa*, *R. aculeata* y *R. mangle*).

Las variables evaluadas para cada especie fueron: DN (cm), altura (m), área basal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$), área de copa ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$) y densidad de individuos ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$). Las variables evaluadas para cada condición fueron: índice de Simpson, número efectivo de especies y equidad. Las variables biomasa arbórea ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y carbono arbóreo ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) fueron evaluadas tanto para cada especie como para cada condición.

Para el análisis de las variables se empleó un análisis de varianza (ANOVA) cuando se presentó normalidad de los datos (Shapiro-Wilk, $P > 0.05$) y homogeneidad de varianzas (Levene, $P > 0.05$), así como la prueba de comparación de medias Tukey ($P < 0.05$) para detectar diferencias significativas entre “tratamientos” (Zar, 2010).

Cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($P < 0.05$) para cada una de las variables evaluadas y cuando se detectaron diferencias significativas se utilizó la prueba de comparaciones múltiples de Dunn ($P < 0.05$) (Zar, 2010). Todas las pruebas se realizaron con el paquete estadístico R versión 4.1.2 (R Core Team, 2021).

1.8 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.8.1 Valores de atributos dasométricos

Las especies *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* se observaron en las cuatro condiciones evaluadas y *R. aculeata* solo en el área bajo manejo (Cuadro 2).

Estas cuatro especies arbóreas fueron reportadas por Rodríguez-Zúñiga *et al.* (2011) en la misma zona de estudio, más tres especies arbóreas asociadas a zonas inundables: *Guatteria* sp., *Lycium carolinianum* y *Pachira aquatica*. Diversos estudios coinciden con

la presencia de estas especies en manglares de la región Golfo de México (Hernández-Melchor *et al.*, 2016; Moreno-Casasola *et al.*, 2016; Paniagua-Cano *et al.*, 2018).

Cuadro 2. Atributos dasométricos para cuatro especies arbóreas en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condición	<i>A. germinans</i>		<i>L. racemosa</i>		<i>R. aculeata</i>		<i>R. mangle</i>	
Conservación*								
DN (cm)	19.9	a A	12.2	a AB	--		8.8	
Altura (m)	10.5	a A	8.4	a AB	--		8.0	
AB (m ² ·ha ⁻¹)	11.5	a A	4.7	a A	--		0.1	
AC (m ² ·ha ⁻¹)	6526.5	a A	1571.6	b A	--		151.4	
DEN (ind·ha ⁻¹)	292	a B	225	a B	--		17	
Manejo								
DN (cm)	--		14.5	a A	4.7	b	6.9	ab A
Altura (m)	--		11.4	a A	3.2	c	7.1	b A
AB (m ² ·ha ⁻¹)	--		14.0	a A	0.04	b	0.2	b A
AC (m ² ·ha ⁻¹)	--		6455.4	a A	209.7	b	429.9	b A
DEN (ind·ha ⁻¹)	--		800	a AB	25	b	50	b A
Recuperación								
DN (cm)	7.6	a A	5.5	b B	--		4.8	b A
Altura (m)	7.6	a A	6.9	a B	--		6.2	a A
AB (m ² ·ha ⁻¹)	0.4	b B	8.0	a A	--		1.0	ab A
AC (m ² ·ha ⁻¹)	312.8	b B	5305.5	a A	--		926.8	ab A
DEN (ind·ha ⁻¹)	75	b C	2742	a A	--		517	ab A
Fuera de UMA								
DN (cm)	12.6	a A	7.2	a AB	--		8.9	a A
Altura (m)	8.6	a A	7.9	a AB	--		8.7	a A
AB (m ² ·ha ⁻¹)	7.8	a A	5.5	ab A	--		0.3	b A
AC (m ² ·ha ⁻¹)	6661.2	a A	3002.4	ab A	--		362.0	b A
DEN (ind·ha ⁻¹)	525	a A	1075	ab AB	--		42	b A

DN = diámetro normal, AB = área basal, AC = área de copa, DEN = densidad de individuos. **R. mangle* dentro de la condición bajo conservación no se consideró dentro del análisis de varianza por no alcanzar el número de repeticiones suficientes. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre especies de la misma condición (a, b, c) y entre diferentes condiciones (A, B, C).

En el manglar bajo conservación la variable área de copa fue la única que presentó diferencias significativas entre especies ($P < 0.05$), poseyendo *A. germinans* el mayor valor. En la condición bajo manejo se presentaron diferencias significativas entre especies ($P < 0.05$) en todas las variables, siendo *L. racemosa* la especie con los valores más altos en los atributos evaluados (Cuadro 2).

Para el manglar en recuperación no se observaron diferencias en altura entre especies ($P > 0.05$); los individuos con mayor DN fueron de la especie *A. germinans*, mientras que *L. racemosa* presentó valores superiores en las variables área basal, área de copa y densidad de individuos ($P < 0.05$). En la condición fuera de UMA no se presentaron diferencias en altura y DN entre especies ($P > 0.05$), pero sí para área basal, área de copa y densidad de individuos ($P < 0.05$), siendo *A. germinans* la que presentó los valores más altos (Cuadro 2).

Al comparar los atributos dasométricos de las especies entre condiciones, *R. mangle* no presentó diferencias significativas entre condiciones ($P > 0.05$). En *A. germinans* se presentaron diferencias entre condiciones solamente para área basal, área de copa y densidad de individuos ($P < 0.05$). Mientras que en *L. racemosa* las únicas variables que presentaron diferencias significativas fueron DN, altura y densidad de individuos ($P < 0.05$) (Cuadro 2).

En el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, Rodríguez-Zúñiga *et al.* (2011) encontraron resultados similares a lo observado en el presente estudio respecto a la densidad de individuos y área basal en el manglar bajo conservación. Paniagua-Cano *et al.* (2018) reportan densidades de 721 individuos por hectárea en manglares de Mandinga, Veracruz, siendo *A. germinans* más abundante con 348 individuos.

En otras regiones de México, los valores de los atributos estructurales de los manglares presentan divergencias con el presente estudio (Kauffmman *et al.*, 2016; Lara-Domínguez *et al.*, 2005; Adame *et al.*, 2013; Velázquez-Pérez *et al.*, 2019; Moreno-Martínez *et al.*, 2021). A escala mundial, las características dasométricas de los manglares también presentan variabilidad con el presente estudio y con otros estudios

evaluados (Bernini *et al.*, 2010; Jones *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2018; Matatula *et al.*, 2021; Hanggara *et al.*, 2021).

En el manglar bajo conservación del presente estudio se observó la menor densidad de individuos, dicho comportamiento puede deberse al autoaclareo (Wang *et al.*, 2021). Los manglares naturales muestran una disminución de la densidad con la edad (Khan *et al.*, 2007; Goessens *et al.*, 2014); el DN de los mangles también aumenta con la edad tras el autoaclareo (Deshar *et al.*, 2012; Kamara *et al.*, 2012), así como el área basal y la altura de los rodales muestran crecimientos graduales a lo largo de la madurez (Azman *et al.*, 2021).

Diversos estudios sugieren que la variabilidad de los atributos dasométricos es respuesta a la variación temporal de los factores del suelo, como la salinidad, la disponibilidad de nutrientes y la fertilidad (Feller *et al.*, 2003; Hossain & Nuruddin, 2016). La estructura y la vegetación también varían en función de las reservas de carbono y la materia orgánica del suelo del manglar (Jennerjahn & Ittekkot, 2002; Chmura *et al.*, 2003).

1.8.2 Estratificación vertical

Los estratos verticales fueron diferentes entre condiciones de manglar y entre especies dentro de la misma condición se observaron dos estratos principales (superior e inferior).

En el manglar en conservación (Figura 3-i) los límites superiores para estos estratos en *A. germinans* fueron 10 y 16 m, para *L. racemosa* 10 y 13 m y en *R. mangle* solo se presentó el estrato inferior con límite superior de 8 m.

En el manglar bajo manejo (Figura 3-ii), para *L. racemosa* los límites superiores de los dos estratos fueron 10 y 16 m, en *R. mangle* 6 y 13 m, mientras que en *R. aculeata* solo se observó un estrato con límite superior de 4 m. En el manglar en recuperación (Figura 3-iii), *A. germinans* presentó límites superiores de 7 y 10 m, *L. racemosa* de 6 y 12 m y *R. mangle* de 5 y 10 m. En el manglar fuera de la UMA (Figura 3-iv), los límites superiores para los estratos en *A. germinans* fueron de 9 y 16 m, para *L. racemosa* 6 y 10 m y *R. mangle* de 6 y 11 m.

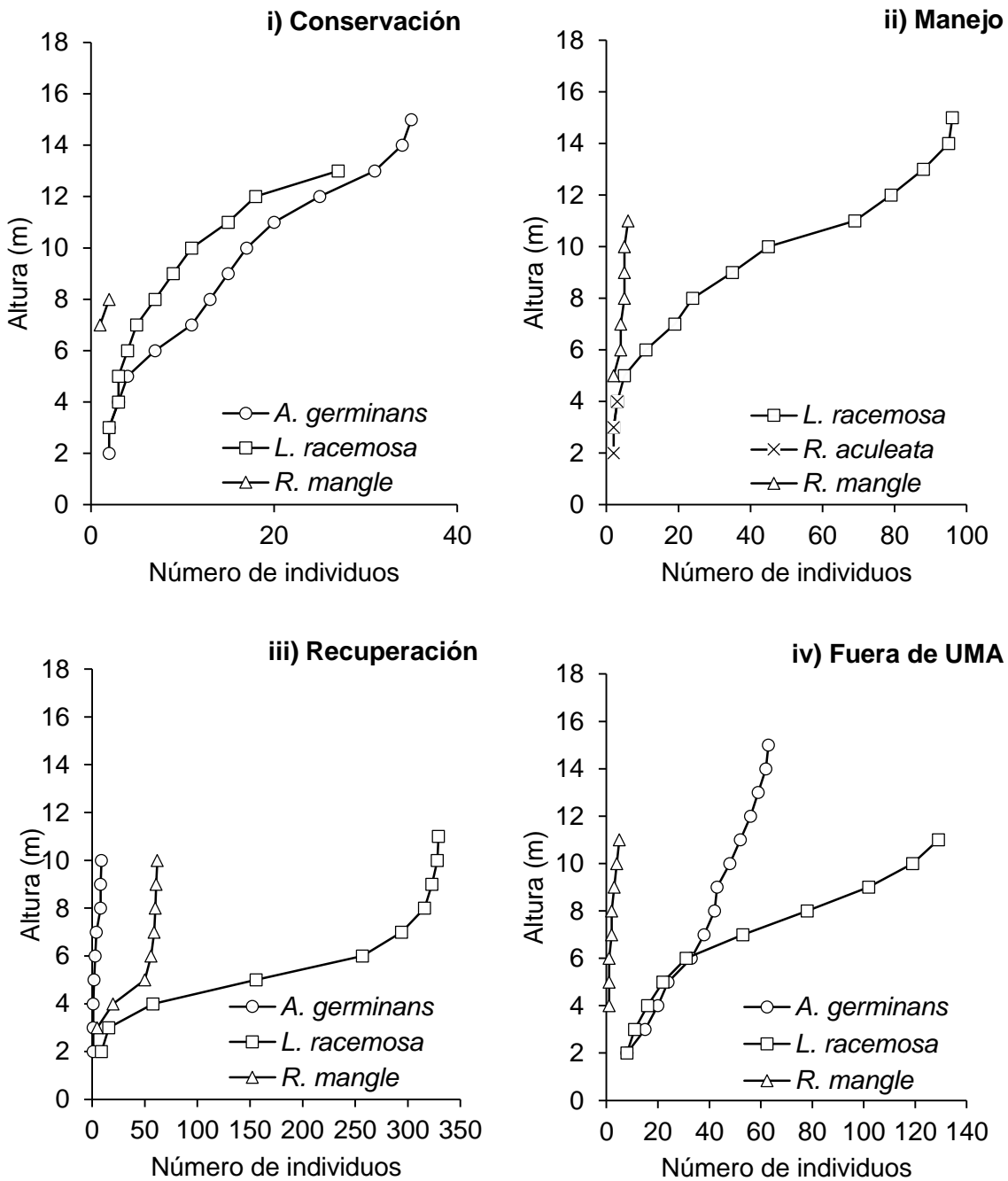


Figura 3. Distribución de las frecuencias de alturas acumuladas de especies arbóreas en cuatro condiciones de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

En manglares de Mandinga, Veracruz, Paniagua-Cano *et al.* (2018) encontraron un estrato superior entre 12 y 15 m, siendo *A. germinans* la especie emergente; el estrato medio y de mayor densidad con una altura entre 7 y 10 m estuvo compuesto por *A.*

germinans y *L. racemosa*; el estrato inferior estuvo representado por *R. mangle* con alturas menores de 5 m. Resultados similares fueron observados en el manglar bajo conservación del presente estudio, donde *A. germinans* fue la especie emergente del dosel.

La estructura y altura del dosel de los manglares está frecuentemente relacionada con la temperatura, debido a que la temperatura está asociada a la latitud, los doseles más bajos se presentan en latitudes más altas (Méndez-Alonzo *et al.*, 2008). La salinidad del agua y el clima también explican la altura de los manglares. Así, los manglares de zonas hipersalinas y más secas del Golfo de México suelen ser más chaparros (menores a 3 m) y los de hábitats más húmedos y menos salinos, más altos (mayores a 10 m) (Agraz-Hernández *et al.*, 2011).

Factores como la especie (Hogarth, 2015) y la edad de los mangles (Azman *et al.*, 2021) influyen en la altura del dosel. Lara-Domínguez *et al.* (2005) señalan que la presencia de huracanes propicia el bajo desarrollo de los manglares y Rodríguez-Zuñiga *et al.* (2011) afirman que también la extracción no sustentable de madera influye en la estructura y la altura que alcanzan los mangles en condiciones no conservadas.

1.8.3 Distribución horizontal

En el manglar en conservación (Figura 4-i) *A. germinans* presentó una estructura poblacional tipo IV (Velasco-García *et al.*, 2017), *L. racemosa* presentó una distribución de individuos de tipo II (Martínez-Ramos & Álvarez-Buylla, 1995) y *R. mangle* fue poco abundante para definir un tipo estructural.

En la condición bajo manejo (Figura 4-ii) *L. racemosa* mostró una distribución de campana, mientras que *R. aculeata* y *R. mangle* presentaron dos y tres categorías diamétricas. En el manglar en recuperación (Figura 4-iii) las tres especies mostraron una estructura tipo I (Bongers *et al.*, 1988) o de J invertida. En la condición fuera de UMA (Figura 4-iv) *A. germinans* presentó una estructura del tipo II (Bongers *et al.*, 1988), *L. racemosa* del tipo II (Martínez-Ramos & Álvarez-Buylla, 1995) y *R. mangle* una pendiente positiva.

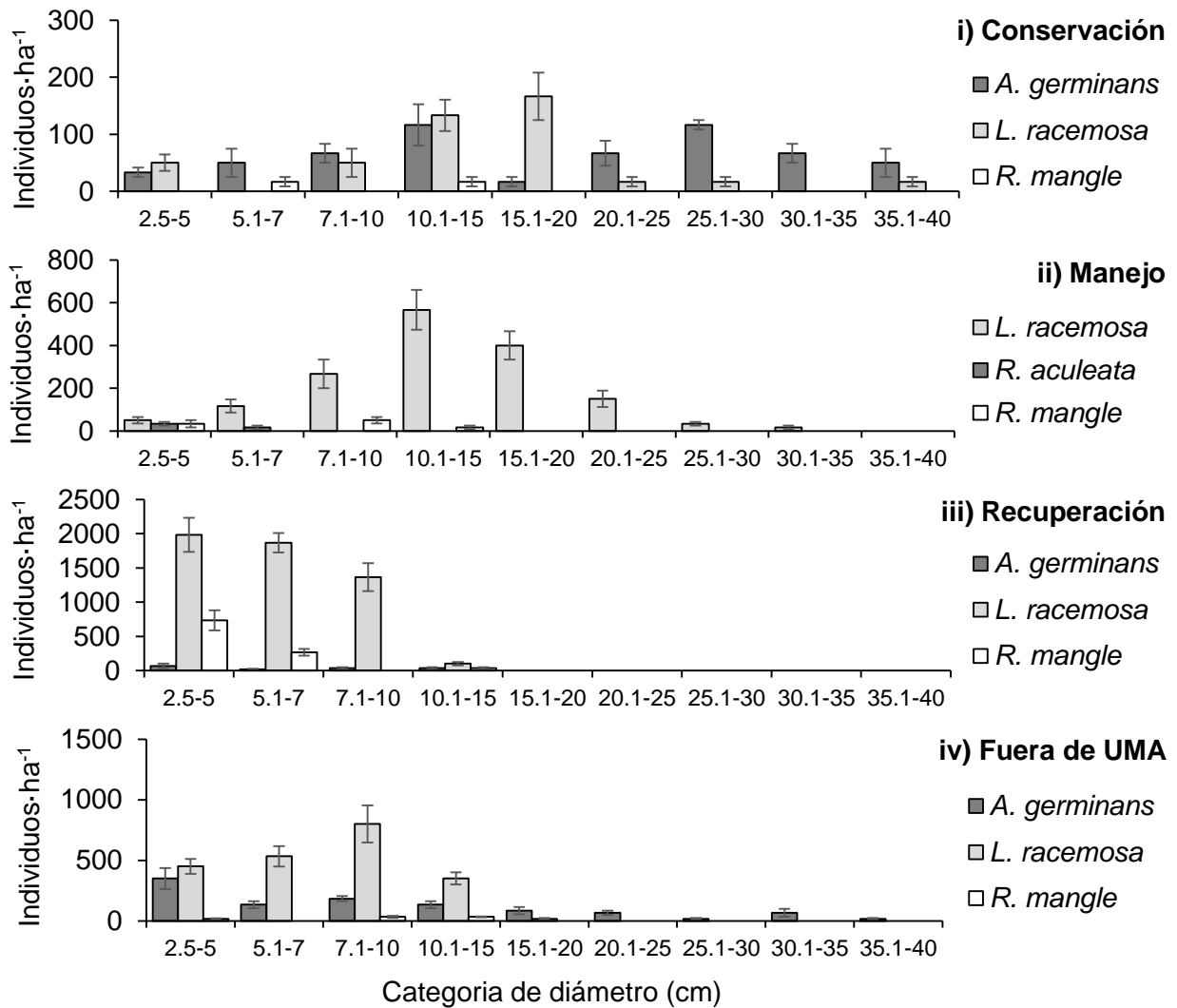


Figura 4. Distribución promedio del número de individuos por categoría diamétrica en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Las líneas en las barras indican el error estándar.

En cuanto a distribución de áreas basales, en el manglar bajo conservación (Figura 5-i) *A. germinans* presentó valores superiores en individuos de DN superiores, mientras que *L. racemosa* presentó mayor área basal en la categoría intermedia y *R. mangle* fue poco representativo únicamente con dos categorías pequeñas.

En el manglar bajo manejo (Figura 5-ii), *L. racemosa* presentó una distribución de área basal en forma de campana, mientras que *R. aculeata* y *R. mangle* presentaron áreas basales pequeñas y por debajo del DN de 15 cm.

En el manglar en recuperación (Figura 5-iii), *L. racemosa* presentó un incremento del área basal en las tres primeras categorías y un valor muy bajo en la cuarta, *A. germinans* mostró un incremento y *R. mangle* mostró un decremento de área basal conforme aumentaba la categoría diamétrica.

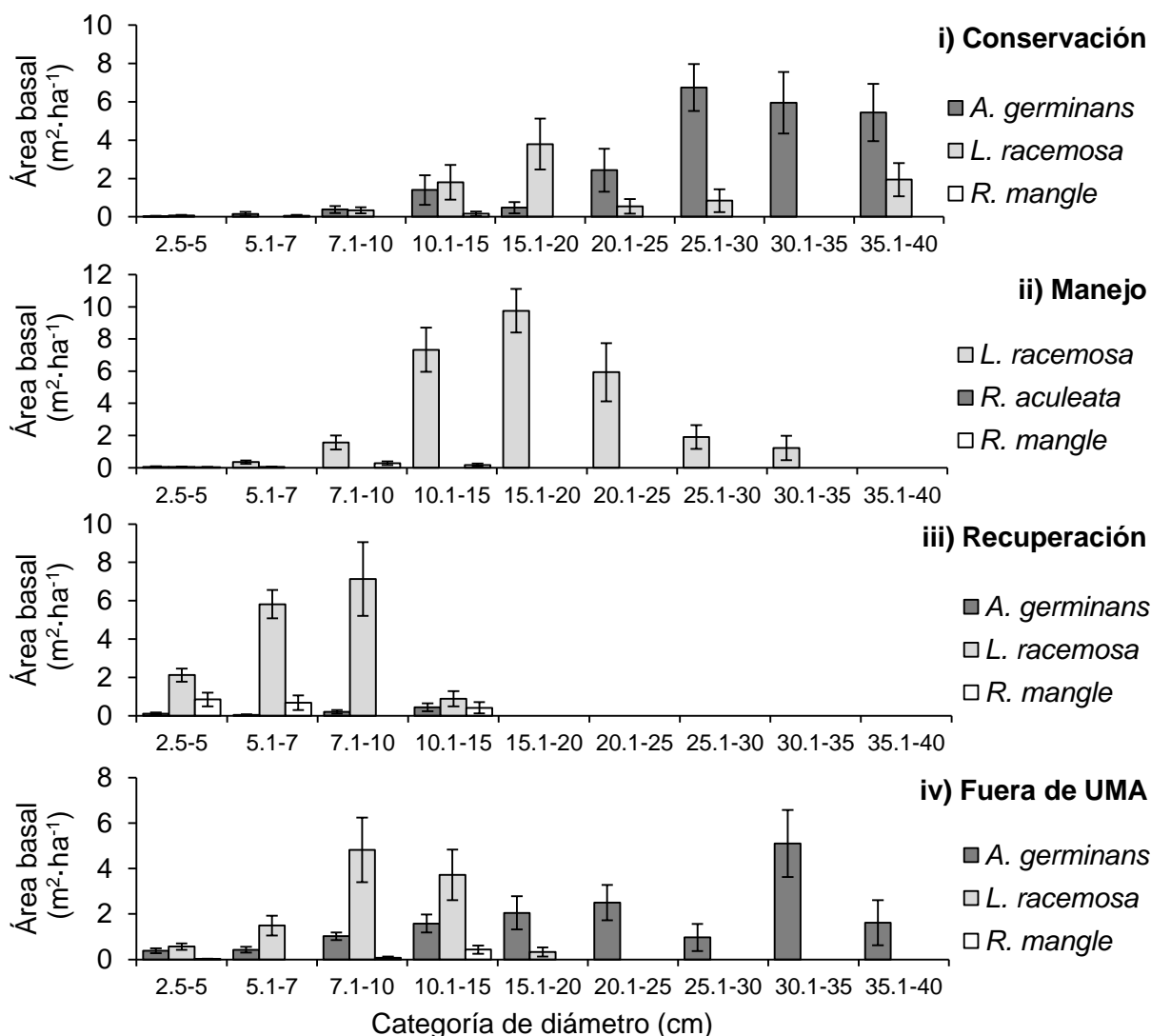


Figura 5. Distribución promedio del área basal por categoría diamétrica en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Las líneas en las barras indican el error estándar.

En la condición fuera de UMA (Figura 5-iv), *A. germinans* presentó un crecimiento de área basal en las primeras categorías diamétricas, una disminución en la octava categoría, un incremento en la novena y un decremento en la última categoría. *L.*

racemosa mostró una distribución del área basal en forma de campana y *R. mangle* mostró un crecimiento del área basal conforme la categoría diamétrica aumentaba.

La distribución del área de copa por categoría diamétrica entre especies y condiciones evaluadas (Figura 6) siguió la misma tendencia que siguió el área basal.

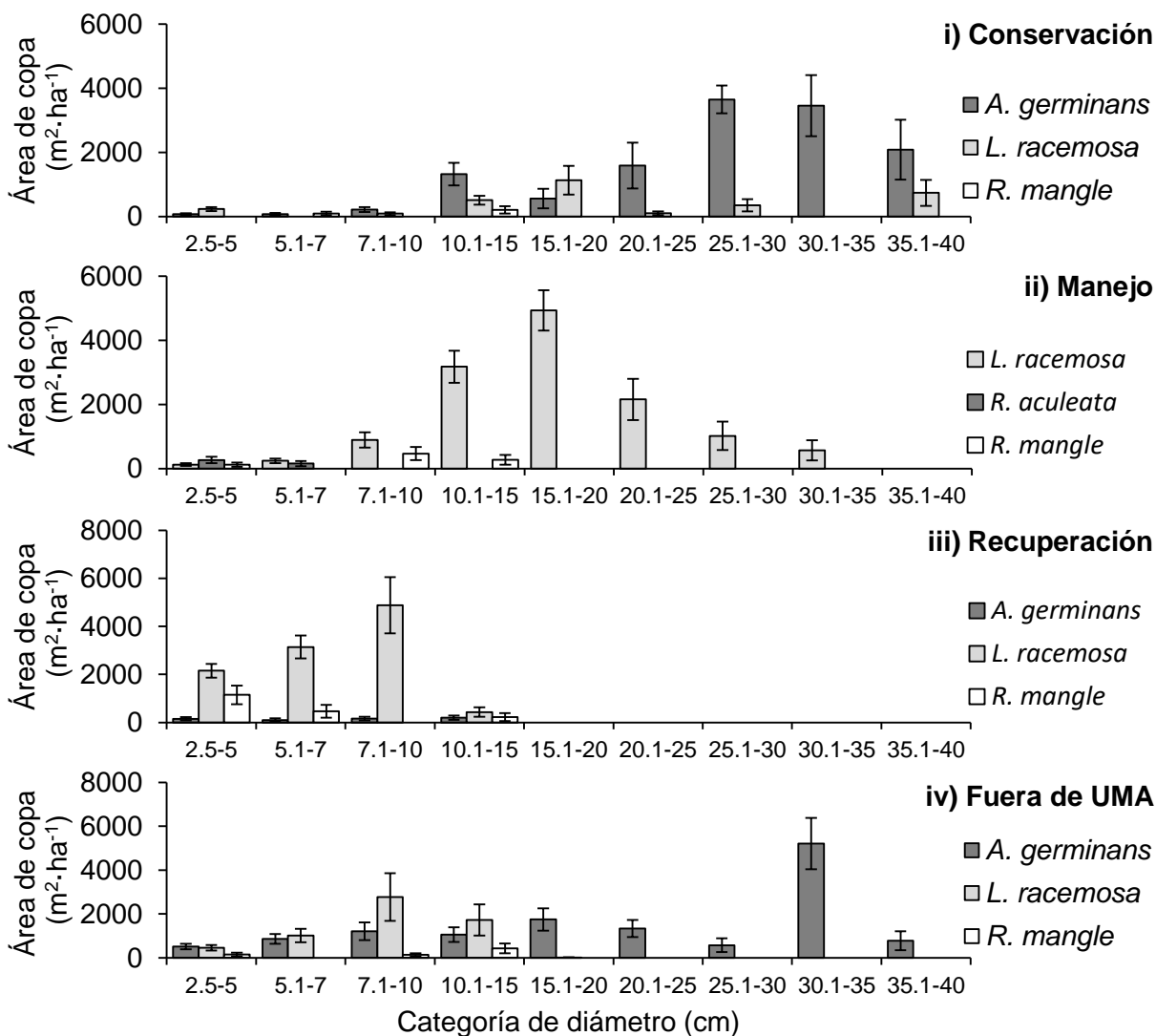


Figura 6. Distribución promedio del área de copa por categoría diamétrica en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Las líneas en las barras indican el error estándar.

Los bosques con edades desiguales tienden a tener el patrón de J invertida en la estructura del rodal debido a la naturaleza multiespecie y a la alta variación en el

crecimiento (Westphal *et al.*, 2006; Pukkala *et al.*, 2010). Este patrón también indica que los manglares en las diferentes condiciones tenían una buena capacidad de regeneración (Sinha *et al.*, 2017; Basáñez-Muñoz *et al.*, 2021).

Manglares conservados con distribución de tipo I han sido reportados por Velázquez-Pérez *et al.* (2019) en Chiapas y por Téllez-García & Valdez-Hernández (2012) en manglares bajo manejo en Colima. Mientras que Matatula *et al.* (2021) reportan este mismo comportamiento en manglares de Indonesia y Rasquinha & Mishra (2021) en manglares de India.

La curva de estructura poblacional tipo II de Bongers *et al.* (1988) indica una reproducción adecuada con establecimientos esporádicos de plántulas e interrupción temporal de la repoblación por daños directos a la misma. La curva tipo II de Martínez-Ramos & Álvarez-Buylla (1995) refleja fuertes limitantes ambientales al establecimiento y sobrevivencia de los individuos de edades tempranas.

La distribución tipo IV (Velasco-García *et al.*, 2017), una pendiente positiva (Zanvo *et al.*, 2021) y la distribución en forma de campana (Vílchez & Rocha, 2006; Lizano-López, 2017) también indican limitantes para el establecimiento, supervivencia y regeneración.

Las bajas densidades de regeneración en el manglar en conservación y fuera de UMA pueden atribuirse a un dosel superior dominado por *A. germinans*, que impide la penetración de la luz para el crecimiento de los juveniles de *L. racemosa* y *R. mangle* (Clarke & Kerrigan, 2002), asegurando el crecimiento de las plántulas de *A. germinans* (Pinto-Nolla, 1999). También se observó una baja densidad de *L. racemosa* asociada a su extracción selectiva (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2011; Romero-Berny *et al.*, 2019).

La mayor densidad de adultos de *L. racemosa* en el manglar bajo manejo se debió a su selección para conservación y aprovechamiento, mientras que en el manglar en recuperación presentó mayor sobrevivencia. La dominancia de *L. racemosa* está asociada a su desarrollo después de la apertura de claros (Murray *et al.*, 2003; McGowan *et al.*, 2010), pues tolera grandes cantidades de luz (Rasquinha & Mishra, 2021).

1.8.4 Índices estructurales y de dominancia

En los manglares en conservación y fuera de UMA las especies con mayor índice de importancia (IVI) fueron *A. germinans* y *L. racemosa*, mientras que *R. mangle* presentó un valor muy bajo. En las condiciones bajo manejo y recuperación la especie más importante fue *L. racemosa* (Cuadro 3), mientras que *A. germinans* y *R. mangle* presentaron valores inferiores.

Cuadro 3. Índice de valor de importancia (IVI) e índice de valor forestal (IVF) en las cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condición	Especie	IVI	IVF
Conservación	<i>A. germinans</i>	177.8	195.6
	<i>L. racemosa</i>	110.7	98.6
	<i>R. mangle</i>	11.5	5.8
	Total	300	300
Manejo	<i>L. racemosa</i>	240.7	281.7
	<i>R. aculeata</i>	28.2	4.8
	<i>R. mangle</i>	31.1	13.4
	Total	300	300
Recuperación	<i>A. germinans</i>	23.2	10.5
	<i>L. racemosa</i>	217.5	248.9
	<i>R. mangle</i>	59.2	40.6
	Total	300	300
Fuera de UMA	<i>A. germinans</i>	135.9	137.0
	<i>L. racemosa</i>	136.5	154.1
	<i>R. mangle</i>	27.6	8.9
	Total	300	300

En el manglar en conservación *A. germinans* presentó el mayor valor forestal (IVF). En las condiciones bajo manejo y recuperación la especie con valor forestal más alto fue *L. racemosa*. Mientras que en el manglar fuera de UMA, las especies que resultaron con mayor valor forestal fueron *A. germinans* y *L. racemosa* (Cuadro 3).

El manglar en conservación y fuera de UMA presentó dominancia de dos especies, mientras que en las condiciones bajo manejo y recuperación se observó una dominancia de una especie sobre las otras especies. Así lo confirman el índice de dominancia de Simpson menor a 0.5, el índice de entropía de Shannon menor a 1, el número efectivo de especies menor a 3 y la equidad muy cercana a 0 (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valores de dominancia de especies arbóreas en cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

	Conservación	Manejo	Recuperación	Fuera de UMA
Número de individuos	64	105	400	197
Riqueza	3	3	3	3
Índice de Simpson (S')	0.44 a	0.21 a	0.25 a	0.29 a
Índice de Shannon (H')	0.64	0.37	0.39	0.46
No efectivo de esp. (NE)	1.92 a	1.51 a	1.51 a	2.66 a
Equidad (E)	0.22 a	0.12 a	0.08 a	0.11 a

Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre condiciones evaluadas.

Pese a lo anterior, los índices de dominancia de Simpson, número efectivo de especies y equidad, no presentaron diferencias significativas entre las cuatro condiciones evaluadas ($P > 0.05$) (Cuadro 4).

En cuanto a la semejanza de las condiciones evaluadas (Cuadro 5), el manglar en conservación presentó menor semejanza con la condición bajo manejo (IS = 0.296) y recuperación (IS = 0.147). Lo anterior es confirmado también por la prueba de t modificada por Hutcheson, la cual indica que se encontró mayor heterogeneidad entre estas condiciones ($P < 0.05$). El resto de las comparaciones de condiciones resultaron ser similares y homogéneas.

Rodríguez-Zúñiga *et al.* (2011) reportan que *A. germinans* es la especie dominante en el área de estudio. Paniagua-Cano *et al.* (2018) también señalan a esta especie como la de mayor valor relativo en manglares de Mandinga, Veracruz. Los anteriores estudios coinciden con lo encontrado en el manglar bajo conservación del presente estudio, pero

difiere con lo reportado por Moreno-Casasola *et al.* (2017), quienes indican que *R. mangle* presentó mayor valor de importancia en Acula, Veracruz.

Cuadro 5. Significancia del índice de heterogeneidad H' y coeficiente de semejanza cuantitativo de Sorensen entre las condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condiciones comparadas		Heterogeneidad H'			IS cuantitativo
Condición A	Condición B	t calculada	gl	probabilidad	
Conservación	Manejo	2.04	145.09	0.02*	0.30
Conservación	Recuperación	2.28	90.33	0.01*	0.15
Conservación	Fuera de UMA	1.56	108.93	0.06 ^{ns}	0.49
Manejo	Recuperación	0.21	163.72	0.42 ^{ns}	0.40
Manejo	Fuera de UMA	0.86	198.06	0.20 ^{ns}	0.67
Recuperación	Fuera de UMA	0.95	423.63	0.17 ^{ns}	0.48

* Indica diferencias significativas ($P < 0.05$); ns = no significativo

En otras regiones de México, Velázquez-Pérez *et al.* (2019) encontraron que *R. mangle* es la especie de mayor importancia en manglares de Chiapas y Lara-Domínguez *et al.* (2005) señalan que *A. germinans* como especie de mayor importancia en Quintana Roo.

En Indonesia, Matatula *et al.* (2021) encontraron que los manglares son más heterogéneos cuando son mangles naturales ($H' = 1.07$) y no producto de una plantación ($H' = 0.84$). Hanggara *et al.* (2021) señalan también que los manglares conservados son más heterogéneos y presentan menor dominancia por pocas especies ($H' = 1.39$, $S' = 0.59$), comparado con manglares restaurados ($H' = 1.8$, $S' = 0.41$) y perturbados ($H' = 0.86$, $S' = 0.46$).

Por otro lado, Azman *et al.* (2021) reportan que los manglares jóvenes regenerados en Malasia presentan alta homogeneidad y dominancia de una sola especie ($H' = 0$, $S' = 0$, $E = 0$, $IS = 1$), pero que estos se diversifican con la edad, ya que en un sitio intacto se observó el manglar más homogéneo ($H' = 0.56$, $S' = 0.45$, $E = 0.47$) y solo tenía una especie en común con los sitios jóvenes regenerados ($IS = 0.22$).

El grado de cosecha en el aprovechamiento no sustentable también influye en la dominancia de especies (de manera negativa), Zanvo *et al.* (2021) encontraron que un manglar con alto grado de cosecha en África es más homogéneo ($H' = 0.79$, $S' = 0.38$, $E = 0.39$) que un manglar con una cosecha más baja ($H' = 0.91$, $S' = 0.55$, $E = 0.32$).

La posición de las especies de mangle presenta variaciones en este estudio y en otros a escala local, nacional y mundial. Dichas divergencias son resultado de la variación geomorfológica (Hill *et al.*, 2021), las características adaptativas de cada especie (Pototan *et al.*, 2021) y de la intervención humana en la recuperación del manglar y el aprovechamiento forestal (Kairu *et al.*, 2021).

1.8.5 Relación altura total-diámetro e índice de esbeltez

Se observaron correlaciones positivas entre la altura total y DN en todas las especies y condiciones evaluadas (Figura 7).

La mayoría de las especies presentaron modelos con un coeficiente de determinación (R^2) superior a 0.5, excepto *A. germinans* ($R^2 = 0.0855$) y *L. racemosa* ($R^2 = 0.1806$) en el manglar en recuperación (Figura 7-vii y 7-viii). Para *R. mangle* en el manglar en conservación no se pudo establecer una relación ya que solo se realizaron dos observaciones de esta especie (Figura 7-iii).

Coincidiendo con lo anterior, un estudio en Malasia demostró una correlación positiva entre la altura total y el DN en manglares regenerados naturalmente, el modelo alométrico producido mostró un ajuste con una $R^2 = 0.52$ (Azman *et al.*, 2021). En manglares de Bangladesh, la altura de los mangles también reveló una correlación positiva con el DN y el modelo reflejó una alta bondad de ajuste ($R^2 = 0.79$) (Kamruzzaman *et al.*, 2017).

En cuanto al índice de esbeltez (IE), se encontró una relación negativa entre este y el DN en todas las especies y condiciones, los modelos generados mostraron una R^2 superior a 0.7 (Figura 8). Cuando los mangles presentaron un DN pequeño el IE fue más alto y fue disminuyendo conforme aumentaban las dimensiones del DN y madurez de los individuos en todas las especies.

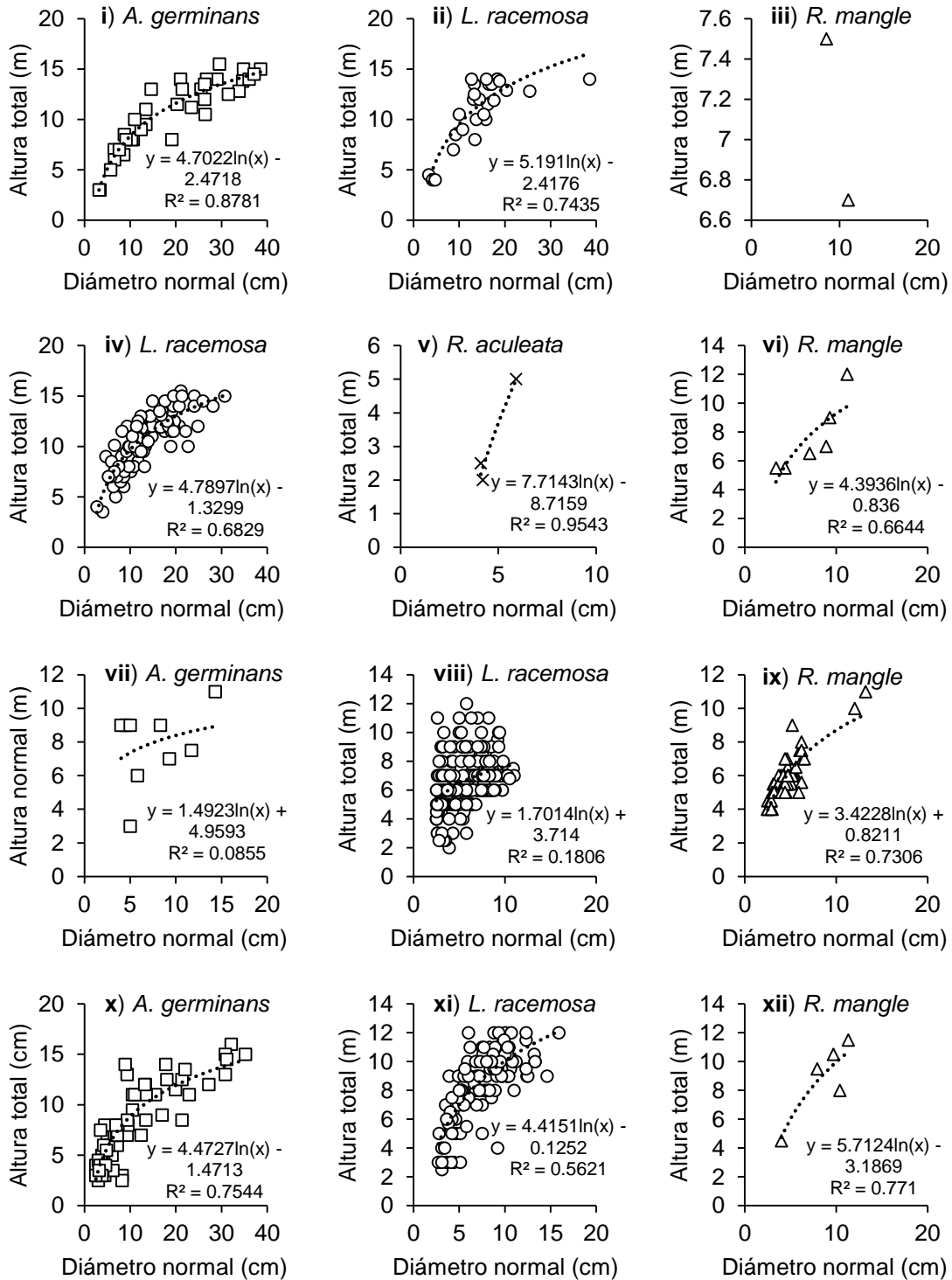


Figura 7. Relación altura total-diámetro normal (H-DN) en especies arbóreas en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Conservación (i, ii, iii), manejo (iv, v, vi), recuperación (vii, viii, ix) y fuera de UMA (x, xi, xii).

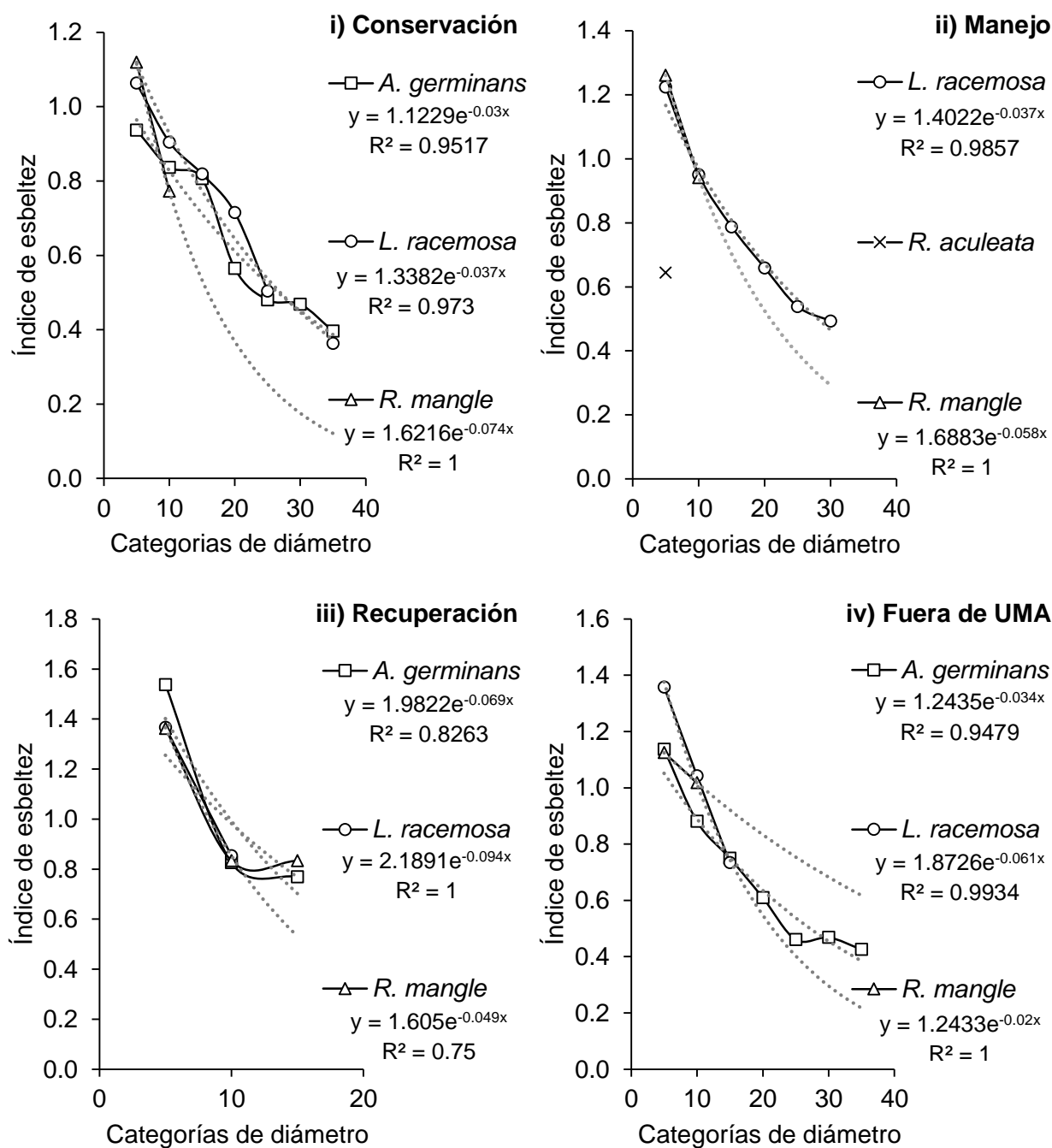


Figura 8. Relación entre índice de esbeltez y categoría diamétrica de especies arbóreas en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Los árboles con un IE bajo revelan una mayor estabilidad y resistencia a los vientos (Dudek *et al.*, 2021; Mezei *et al.*, 2014; Kaźmierczak *et al.*, 2015). Un árbol con un IE bajo suele indicar un centro de gravedad más bajo con una longitud de copa mayor y un

sistema radicular mejor desarrollado (Ezenwenyi & Chukwu, 2017). El índice de esbeltez también puede utilizarse como una variable para la evaluación del vigor y la salud de los árboles (Opio *et al.*, 2000). Un árbol con índice de esbeltez alto puede tener menos vigor (Zhang *et al.*, 2020).

Diversos autores proporcionan valores umbrales para la resistencia de los árboles a los daños causados por el viento, con IE desde 0.6 (Becquey & Riou-Nivert, 1987) hasta 0.7 (Stępień, 2014). Los mangles adultos del presente estudio con DN superior a 20 cm tuvieron un IE inferior a estos valores. Valores superiores a 1 se consideran críticos (Slodicak & Novak, 2006).

Vospernik *et al.* (2010) señalan que el IE puede alcanzar valores extremos bajos cuando los árboles se encuentran muy espaciados y valores extremos altos cuando hay densidades de individuos máximas (aumento de la competencia). Otros estudios también informaron que la densidad de individuos afectaba significativamente el índice de esbeltez (Mitchell, 2013; Bošel'a *et al.*, 2014).

Aunque la esbeltez de un árbol depende de factores ambientales como la disponibilidad de luz, el viento y la densidad de individuos (Harja *et al.*, 2012; Watt & Kirschbaum, 2011), se ha llegado a la conclusión de que este rasgo también está controlado por componentes genéticos (Pastorino *et al.*, 2010; Chaendaekattu & Mydin, 2018), además de estar influenciada por la densidad de la madera (Ducey, 2012).

Analizando en sentido estrictamente matemático, podría pensarse que lo que se debe garantizar son grandes diámetros para contrarrestar los riesgos, pero deben conciliarse dos objetivos: por un lado, disminuir la susceptibilidad a los daños y, por otro, garantizar el rendimiento en aserrío (León-Sánchez *et al.*, 2019).

Según Arias-Aguilar (2005), valores bajos de la relación H/DN están asociados con árboles más cónicos que pueden ser más resistentes al efecto de fuertes vientos. Sin embargo, desde el punto de vista del rendimiento del aserrío, valores menores de la relación H/DN presentan mayores desventajas con respecto a árboles de dimensiones similares pero cilíndricos (León-Sánchez *et al.*, 2019).

1.8.6 Biomasa y carbono arbóreo

El almacén de biomasa arbórea en el manglar en conservación y fuera de UMA fue mayor para *A. germinans* ($P < 0.05$), mientras que en las condiciones bajo manejo y recuperación el mayor almacén fue para *L. racemosa* ($P < 0.05$) (Cuadro 6). También se observaron diferencias significativas en el almacén de biomasa al comparar la misma especie en diferentes condiciones, excepto en *R. mangle* ($P > 0.05$).

Cuadro 6. Biomasa arbórea almacenada por especie arbórea en cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condición	Biomasa arbórea (Mg·ha ⁻¹)				Total (Mg·ha ⁻¹)
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. aculeata</i>	<i>R. mangle</i>	
Conservación*	143.19 a A	39.61 b B	--	1.10	183.91 A
Manejo	--	116.55 a A	0.221 b	2.73 b A	119.50 AB
Recuperación	3.20 b B	57.02 a AB	--	8.77 b A	69.00 B
Fuera de UMA	90.42 a A	41.63 ab B	--	11.29 b A	143.35 AB

**R. mangle* dentro de la condición bajo conservación no se consideró dentro del análisis de varianza por no alcanzar el número de repeticiones suficientes.

Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre especies de la misma condición (a, b, c) y entre diferentes condiciones (A, B, C).

En la evaluación de la biomasa arbórea total por condición (Cuadro 6), el manglar en conservación no presentó diferencias significativas con las condiciones bajo manejo y fuera de UMA ($P > 0.05$), pero sí presentó diferencias significativas con el manglar en recuperación ($P < 0.05$), que fue en la que se observó el menor almacén.

El comportamiento del almacén de carbono arbóreo (Cuadro 7) fue similar al del almacén de la biomasa arbórea. Solo se observaron diferencias significativas entre las condiciones bajo conservación y en recuperación ($P < 0.05$). En el manglar bajo conservación se observó un almacén de carbono de 88.276 Mg·ha⁻¹ y en la condición fuera de UMA se tuvo un almacén de 64.945 Mg·ha⁻¹ con mayor aporte de *A. germinans*. En la condición bajo manejo se presentó un almacén de 57.359 Mg·ha⁻¹, mientras que el manglar en recuperación presentó un almacén equivalente a 33.118 Mg·ha⁻¹, ambos con mayor aporte de *L. racemosa*.

Cuadro 7. Carbono arbóreo almacenado por especie arbórea en cuatro condiciones del manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condición	Carbono arbóreo (Mg·ha ⁻¹)				Total (Mg·ha ⁻¹)
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. aculeata</i>	<i>R. mangle</i>	
Conservación*	68.73 a A	19.01 b B	--	0.53	88.28 A
Manejo	--	55.94 a A	0.11 b	1.31 b A	57.36 AB
Recuperación	1.54 b B	27.37 a AB	--	4.21 b A	33.12 B
Fuera de UMA	43.40 a A	19.98 ab B	--	1.56 b A	64.94 AB

**R. mangle* dentro de la condición bajo conservación no se consideró dentro del análisis de varianza por no alcanzar el número de repeticiones suficientes.

Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre especies de la misma condición (a, b, c) y entre diferentes condiciones (A, B, C).

En manglares de Veracruz, Hernández & Junca-Gómez (2020) reportaron dos sitios con valores similares al presente estudio (74 y 34 Mg C·ha⁻¹), un sitio con almacén superior (127 Mg C·ha⁻¹) y otro con almacén inferior (24.23 Mg C·ha⁻¹). Kauffman *et al.* (2016) reportan almacenes superiores (100 Mg C·ha⁻¹) en manglares de Tabasco.

Un estudio realizado por Herrera-Silveira *et al.* (2020) determinó un almacén 152.32 Mg C·ha⁻¹ en la región del Golfo de México, dicho almacén es superior al observado en cualquier condición de manglar del presente estudio realizado en la misma región.

En otras regiones del país los almacenes de carbono arbóreo son variables. En Chiapas se reportan almacenes de 87 Mg C·ha⁻¹ (Velázquez-Pérez *et al.*, 2019), en Guerrero de 142 y 284 Mg C·ha⁻¹ (Moreno-Martínez *et al.*, 2021), en Quintana Roo de 31.9 Mg C·ha⁻¹ (Adame *et al.*, 2013), en Campeche de 92.38 Mg C·ha⁻¹ (Guerra-Santos *et al.*, 2014), en Nayarit de 19.73 a 159.90 Mg C·ha⁻¹ (Agraz-Hernández *et al.*, 2020) y en Baja California Sur de 13.6 a 31.6 Mg C·ha⁻¹ (Ochoa-Gómez *et al.*, 2019).

A nivel mundial, los reportes de carbono arbóreo también son variables. En China, Liu *et al.* (2014) reportan almacenes de 84.61 Mg C·ha⁻¹. En la India, Ray *et al.* (2011) reportan de 29.19 a 50.78 Mg C·ha⁻¹. En Micronesia, Donato *et al.* (2012), reportan de 101 a 249 Mg·C·ha⁻¹. En Japón, Khan *et al.* (2007) reportan 35.1 Mg C·ha⁻¹. En Madagascar,

Benson *et al.* (2017) reportan 46.23 a 73.90 Mg C·ha⁻¹. En Indonesia, Murdiyarso *et al.* (2015) reportan 211 Mg C·ha⁻¹. En Fiyi, Cameron *et al.* (2021) encontraron almacenes de 4.5 a 231.7 Mg C·ha⁻¹.

La capacidad de captura y almacenamiento de carbono de los ecosistemas de manglares de todo el mundo varía considerablemente en función de la latitud (Mao *et al.*, 2011; Ren *et al.*, 2010), los entornos geomórficos (Rovai *et al.*, 2018), el intercambio de nutrientes (Reef *et al.*, 2010; Alongi, 2011) y los gradientes de inundación de las mareas (Hayes *et al.*, 2017).

La condición en la que se encuentra el manglar provoca cambios en los almacenes de carbono, así lo demostraron Hanggara *et al.* (2021) en manglares restaurados (79.40 Mg C·ha⁻¹), conservados (92.26 Mg C·ha⁻¹) y degradados (39.89 Mg C·ha⁻¹). Mientras que Rasquinha & Mishra (2021) encontraron que un manglar con cosecha (196.11 Mg C·ha⁻¹) tenía 11 % más carbono que uno no cosechado (179.72 Mg C·ha⁻¹).

La edad de los rodales también influye en el tamaño de los almacenes de carbono arbóreo, como lo demostró Camacho *et al.* (2011) en manglares producto de plantación de 15 años (208.5 Mg C·ha⁻¹), 20 años (149.5 Mg C·ha⁻¹), 40 años (370.7 Mg C·ha⁻¹) y manglares naturales (145.6 Mg C·ha⁻¹).

En cuanto al aporte de carbono por especie, la mayor densidad de individuos favoreció el almacén para *L. racemosa* y *A. germinans* para este estudio. Algunos estudios en manglares señalan que la dominancia de individuos favorece el almacén de carbono arbóreo para especies específicas (Velázquez-Pérez *et al.*, 2019; MacKenzie *et al.*, 2016). Dicha dominancia de las especies puede darse de manera natural (Hernández & Junca-Gómez, 2020) o por la extracción selectiva de algunas especies (Rodríguez-Zuñiga *et al.*, 2011; Rasquinha & Mishra, 2021).

1.9 CONCLUSIONES

Los valores de atributos estructurales fueron diferentes entre especies dentro de las condiciones evaluadas, así como entre condiciones (hipótesis aceptada). Las especies dominantes y de mayor importancia en los manglares en conservación y fuera de UMA

fueron *A. germinans* y *L. racemosa*, mientras que en los manglares bajo manejo y en recuperación la especie dominante y de mayor importancia fue *L. racemosa* (hipótesis aceptada).

Se observó una correlación positiva entre la altura total y el DN de los individuos en todas las condiciones. El índice de esbeltez mostró diferencias entre las cuatro especies evaluadas en las cuatro condiciones, mostrando individuos adultos resistentes al viento (hipótesis aceptada).

Las especies arbóreas presentaron diferencias en el almacén de carbono (hipótesis aceptada), la condición en conservación fue la de mayor almacén de carbono arbóreo y el manglar en recuperación presentó el menor almacén (hipótesis aceptada).

CAPÍTULO II. CARBONO Y NUTRIENTES EDÁFICOS EN MANGLARES DEL EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ

2.1 RESUMEN

La cuantificación del tamaño de las reservas de carbono y de nutrientes edáficos es fundamental para comprender el funcionamiento de los manglares. El objetivo fue determinar el almacén de carbono total orgánico y nutrientes edáficos a tres profundidades de muestreo en manglares bajo cuatro condiciones (conservación, manejo, recuperación y fuera de UMA) en el ejido El Tarachi, Veracruz. Se obtuvieron muestras de suelo a 0-15, 15-30 y 30-50 cm de profundidad y se acondicionaron en laboratorio. Se cuantificaron las concentraciones de carbono orgánico total (C) con autodeterminador automático TOC SSM 5050A Shimadzu, nitrógeno total (NT) por el método semi-micro Kjeldahl, fósforo extraíble (P) mediante el método de Bray & Kurtz, azufre (S) por método turbidimétrico en extracto de pasta saturada y el potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio (Na) por el método del acetato de amonio a pH 7.0, posteriormente se estimaron sus respectivos almacenes. Los resultados mostraron almacenes de C edáfico de 108.41 a 139.10 Mg·ha⁻¹ sin diferencias entre condiciones, pero con almacenes superiores en la capa superior del suelo. Los almacenes de NT fueron mayores en el manglar bajo manejo (8.12 Mg·ha⁻¹) y menores en la condición en conservación (6.18 Mg·ha⁻¹), con almacenes superiores en la capa superior del suelo. Los almacenes de P se encontraron entre 0.06 y 0.11 Mg·ha⁻¹, sin mostrar diferencias entre condiciones ni profundidad. Los almacenes de K fueron de 0.68 a 1.44 Mg·ha⁻¹, sin diferencias entre condiciones. Los almacenes de Ca, Mg, S y Na no mostraron diferencias entre condiciones. Se concluyó que el manejo y aprovechamiento sustentable mejoraron los almacenes de carbono edáficos y que el tamaño de los almacenes de nutrientes edáficos correspondió a la condición estuarina de los manglares.

Palabras clave: condición de manglar, profundidad de suelo, nitrógeno total, fósforo extraíble, potasio, azufre, calcio, magnesio, sodio.

CARBON AND EDAPHIC NUTRIENTS IN MANGROVES OF THE EJIDO EL TARACHI, VERACRUZ

2.2 ABSTRACT

Quantifying the size of carbon and soil nutrient stocks is fundamental to understanding mangrove functioning. The objective was to determine the stock of total organic carbon and soil nutrients at three sampling depths in mangroves under four conditions (conservation, management, recovery and outside UMA) in the ejido El Tarachi, Veracruz. Soil samples were obtained at 0-15, 15-30 and 30-50 cm depth and conditioned in the laboratory. Total organic carbon (C) concentrations were quantified with TOC SSM 5050A Shimadzu automatic autodeterminer, total nitrogen (TN) by the semi-micro Kjeldahl method, extractable phosphorus (P) using the Bray & Kurtz method, sulfur (S) by turbidimetric method in saturated paste extract and potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), and sodium (Na) by the ammonium acetate method at pH 7.0, their respective stocks were subsequently estimated. The results showed edaphic C stores from 108.41 to 139.10 Mg·ha⁻¹ with no differences between conditions, but with superior stocks in the upper soil layer. NT stocks were higher in the mangrove under management (8.12 Mg·ha⁻¹) and lower in the conservation condition (6.18 Mg·ha⁻¹), with higher stocks in the upper soil layer. P stocks were found between 0.06 and 0.11 Mg·ha⁻¹, with no differences between conditions and depth. K stocks ranged from 0.68 to 1.44 Mg·ha⁻¹, with no differences between conditions. Ca, Mg, S and Na stocks showed no differences between conditions. It was concluded that sustainable management and harvesting improved edaphic carbon stocks and that the size of edaphic nutrient stocks corresponded to the estuarine condition of the mangroves.

Key words: mangrove condition, soil depth, total nitrogen, extractable phosphorus, potassium, sulfur, calcium, magnesium, sodium.

2.3 INTRODUCCIÓN

La formación de los suelos de manglares es el resultado de una combinación de procesos ecológicos que incluyen la meteorización, transporte y sedimentación de suelo mineral y, la descomposición y enterramiento de la materia orgánica (Perera & Amarasinghe, 2019). A menudo, los manglares tienen suelos orgánicos que miden desde 0.5 metros hasta tres metros (Kauffman *et al.*, 2013; Smoak *et al.*, 2013; Etemadi *et al.*, 2018) y suelen ser salinos, anóxicos y frecuentemente anegados (Chen *et al.*, 2014, Alongi, 2018b).

Los manglares pueden almacenar cantidades significativas de carbono en su biomasa aérea (Hutchison *et al.*, 2014), sin embargo, el reservorio principal está en el suelo (Donato *et al.*, 2011; Murdiyarto *et al.*, 2015; Sanders *et al.*, 2016; Agraz-Hernández *et al.*, 2020), lo anterior es debido a las condiciones anaeróbicas que predominan en el componente edáfico (Perera & Amarasinghe, 2019) y a las altas tasas de acumulación sedimentaria (Giri *et al.*, 2011). La baja tasa de descomposición de materia orgánica conduce a incrementos constantes de carbono edáfico que se reflejan en una masa de carbono hasta cuatro veces superior a la de otros ecosistemas terrestres (Alongi, 2012, 2014).

Los mangles, al igual que otros árboles, necesitan de varios macronutrientes para sintetizar el contenido de las células y fabricar tejidos estructurales y reproductivos (Reef *et al.*, 2010). Dependiendo del elemento en cuestión, alrededor del 82-95 % de los diferentes grupos de nutrientes se almacenan en el suelo y no en los árboles o en los cuerpos de agua adyacentes (Alongi *et al.*, 2003; Li, 1997).

Los macronutrientes necesarios son nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S), magnesio (Mg), calcio (Ca) y potasio (K) (Alongi, 2021). Como los manglares tienen una existencia entre estuarina y marina, rara vez se ven limitados por las cantidades relativamente grandes de S, Mg, Ca y K que existen en el agua de mar (Ball, 1988; Reef *et al.*, 2010).

El N y P son los nutrientes críticos que regulan la magnitud y distribución espacial tanto de la productividad como las propiedades estructurales de los mangles (Ray *et al.*, 2014; Dangremond & Feller, 2014). Esta necesidad se ha demostrado repetidamente en

experimentos de cultivo y fertilización en laboratorio, que han revelado la limitación de estos macronutrientes en bosques dominados por una variedad de especies en diferentes entornos geomorfológicos (Alongi, 2009; Reef *et al.*, 2010).

La cuantificación del tamaño de la reserva de C y de nutrientes es fundamental para comprender el funcionamiento de los manglares (Khan *et al.*, 2007). La falta de conocimiento sobre el tamaño de la reserva de C orgánico en los suelos de manglares se considera una carencia a la hora de estimar su verdadera capacidad para secuestrar C (Perera & Amarasinghe, 2019). En México, son escasos los estudios no solo de los almacenes y flujos de C, sino también de otros macroelementos en suelos de estos ecosistemas (Herrera-Silveira *et al.*, 2016; Moreno-Cáliz *et al.*, 2002; Hernández & Junca-Gómez, 2020).

2.4 OBJETIVOS

General

- Determinar el contenido de carbono orgánico y nutrientes edáficos a tres profundidades de muestreo en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Específicos

- Determinar el pH, conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (DAP) y materia orgánica (MO) en tres profundidades de suelo en las cuatro condiciones de manglar.
- Estimar las concentraciones de macronutrientes edáficos (NT, P, K, Ca, Mg, S y Na) a tres profundidades en las cuatro condiciones de manglar.
- Calcular el almacén de C edáfico a tres profundidades en las cuatro condiciones de manglar.
- Determinar el almacén de C total del ecosistema (arbóreo + edáfico) en las cuatro condiciones de manglar.

2.5 HIPÓTESIS

- Los valores del pH, conductividad eléctrica (CE), densidad aparente (DAP) y materia orgánica (MO) en las cuatro condiciones son diferentes entre las tres profundidades muestreadas, así como entre las cuatro condiciones del manglar.
- Los almacenes de macronutrientes edáficos (NT, P, K, Ca, Mg, S y Na) en las cuatro condiciones son diferentes entre las tres profundidades muestreadas, así como entre las cuatro condiciones del manglar.
- Los almacenes de C edáfico son diferentes entre las tres profundidades muestreadas, así como entre las cuatro condiciones del manglar.
- Los almacenes de C total del ecosistema (arbóreo + edáfico) son diferentes entre las cuatro condiciones del manglar.

2.6 MATERIALES Y MÉTODOS

2.6.1 Obtención de las muestras

Dentro de los sitios de muestreo (Figura 1), en cada UM se ubicaron dos zonas de muestro (ZM) orientadas en el mismo sentido que la UM en la que se encontraban y a un metro de distancia del centro de ésta, las ZM consistieron en marcos cuadrados de 0.5 x 0.5 m (Figura 9) (Masuhara *et al.*, 2015). En el centro de cada ZM se tomaron muestras de suelo a profundidades de 0-15, 15-30 y 30-50 cm (Kauffman *et al.*, 2013, 2016; Dung *et al.*, 2016; Adame *et al.*, 2021; Murdiyarto *et al.*, 2021) con la ayuda de una barrena cilíndrica de 5.2 cm de diámetro.

En cada UM se mezclaron las dos muestras de suelo obtenidas en la ZM1 y la ZM2 para la misma profundidad. Dado que en la UM1 del SM1 de la condición fuera de UMA no se pudieron obtener muestras a la profundidad de 30-50 cm, se obtuvieron un total de 71 muestras compuestas para los 12 sitios muestreados.

2.6.2 Acondicionamiento de las muestras

Las muestras se secaron al aire libre en recipientes planos de plásticos, posteriormente se colocaron en charolas de aluminio y se secaron en una estufa a 60 °C hasta alcanzar peso constante (Kauffman *et al.*, 2013). Las muestras ya secas se pasaron por un tamiz

de 2 mm para separar grava y restos vegetales, posteriormente se pulverizaron en un mortero de ágata hasta que en su totalidad atravesaran un tamiz malla 10 (González-Molina, Etchevers-Barra, & Hidalgo-Moreno, 2008).

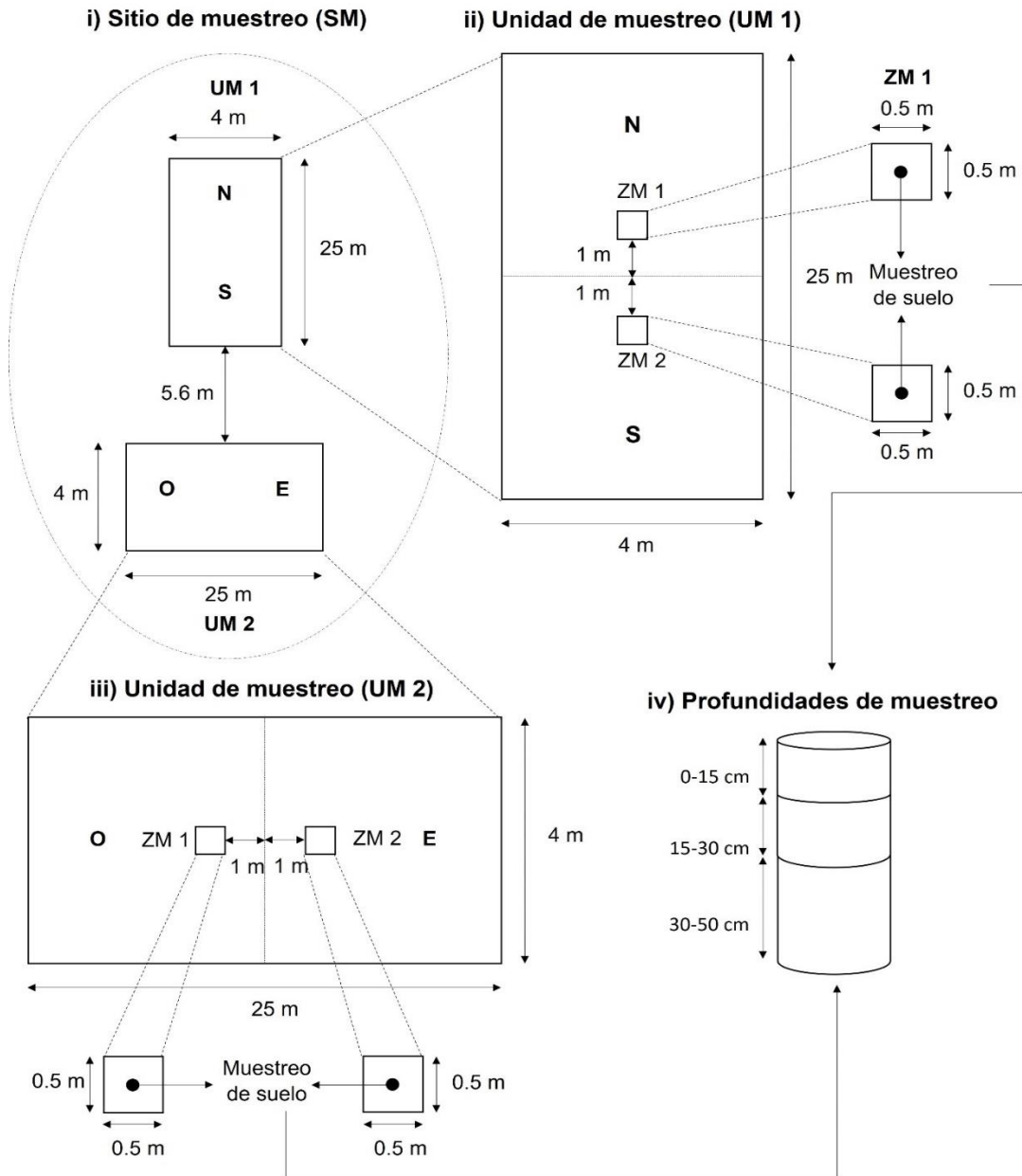


Figura 9. i) Ejemplo de un sitio de muestreo (SM): ii) unidad de muestreo 1 (UM1), iii) unidad de muestreo 2 (UM2), iv) Profundidad de muestreo para suelo en las zonas de muestreo (ZM), modificado de Masuhara *et al.* (2015).

2.6.3 Densidad aparente

En cada muestra de suelo seca se midió la densidad aparente con el método reportado por Anderson & Ingram (1993):

$$DA = \frac{W}{V}$$

Dónde:

DA= Densidad aparente ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)

W= masa del suelo seco (g)

V= Volumen total (cm^3)

2.6.4 Potencial de hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE)

Se utilizó un medidor impermeable de pH y CE portátil marca HANNA® instruments modelo HI 98130. Para medir pH el electrodo del instrumento se calibró con soluciones buffer comerciales de pH 4.01, 7.01 y 10.01, para medir CE el electrodo se calibró con solución comercial de $12.88 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Se pesaron 5 g de suelo y se colocaron en un recipiente de plástico con capacidad de 120 ml, se añadieron 25 ml de agua destilada, se agitó durante un minuto y se dejó la suspensión en reposo durante 24 horas, posteriormente se determinó el pH y CE del suelo introduciendo el electrodo en la suspensión.

2.6.5 Carbono, macroelementos y materia orgánica

La materia orgánica (MO) se obtuvo mediante el método de Walkley & Black (1934), los cationes intercambiables (K, Ca, Mg y Na) por el método del acetato de amonio a pH 7.0 (Rhoades, 1982), el S por método turbidimétrico en extracto de pasta saturada (Chesnin & Yien, 1950), el P extraíble mediante el método de Bray & Kurtz (1945), el nitrógeno total (NT) por el método semi-micro Kjeldahl (Bremer, 1965), el carbono orgánico total mediante digestión seca en el autodeterminador automático TOC SSM 5050A Shimadzu (Ming & Takako, 2004).

2.6.6 Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental empleado fue completamente al azar con un modelo estadístico anidado, donde el factor A estuvo conformado por las cuatro condiciones del manglar (conservación, manejo, recuperación y fuera de UMA) y el factor B (anidado en A) se compuso por tres profundidades (0-15, 15-30 y 30-50 cm). Las variables edáficas evaluadas fueron pH, CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$), DAP ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), MO (%), C ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), N ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), S ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), P ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), K ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), Ca ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), Mg ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Na ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Para el análisis de las variables, después de verificar que se cumplieron los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk, $P > 0.05$) y homogeneidad de varianza (Levene, $P > 0.05$), se empleó un análisis de varianza (ANOVA) ($P < 0.05$), así como la prueba de medias Tukey ($P < 0.05$) para detectar diferencias significativas entre “tratamientos” (Zar, 2010). Todas las pruebas se realizaron con en el paquete estadístico R versión 4.1.2 (R Core Team, 2021).

2.7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.7.1 pH y conductividad eléctrica (CE)

El pH indicó que los suelos eran de naturaleza neutra en las cuatro condiciones de manglar (Figura 10). El pH promedio más alto se observó en el manglar en conservación (7.22) ($P < 0.05$), mientras que los valores más bajos se encontraron en las condiciones bajo manejo (6.64) y fuera de UMA (6.63) ($P < 0.05$). Se observaron diferencias del pH por profundidad únicamente en dos condiciones: bajo manejo con valores más altos en la capa de 0-30 cm ($P < 0.05$) y fuera de UMA en la capa de 0-15 cm ($P < 0.05$).

El pH neutro del presente estudio puede deberse a la afluencia de agua dulce del río Acula (Gaonkar & Rodrigues, 2021; Sahu & Kathiresan, 2019; Ranjan *et al.*, 2010) que funciona como amortiguador diluyente del agua de mar (Rozainah *et al.*, 2018). Santana-de Andrade *et al.* (2018) señalan que un pH neutro es indicador de suelos no perturbados y esto coincide con la tendencia que mostró la condición bajo conservación.

Los valores de pH del suelo en estos ecosistemas pueden variar de ácidos a alcalinos (Gao *et al.*, 2019; Hossain & Nuruddin, 2016), cambian por efecto de las mareas y las

temporadas del año (Nóbreaga *et al.*, 2014; Rozainah *et al.*, 2018), así como también muestran comportamiento variable respecto a la profundidad del suelo (Bourgeois *et al.*, 2019; Gao *et al.*, 2019; Feng *et al.*, 2019).

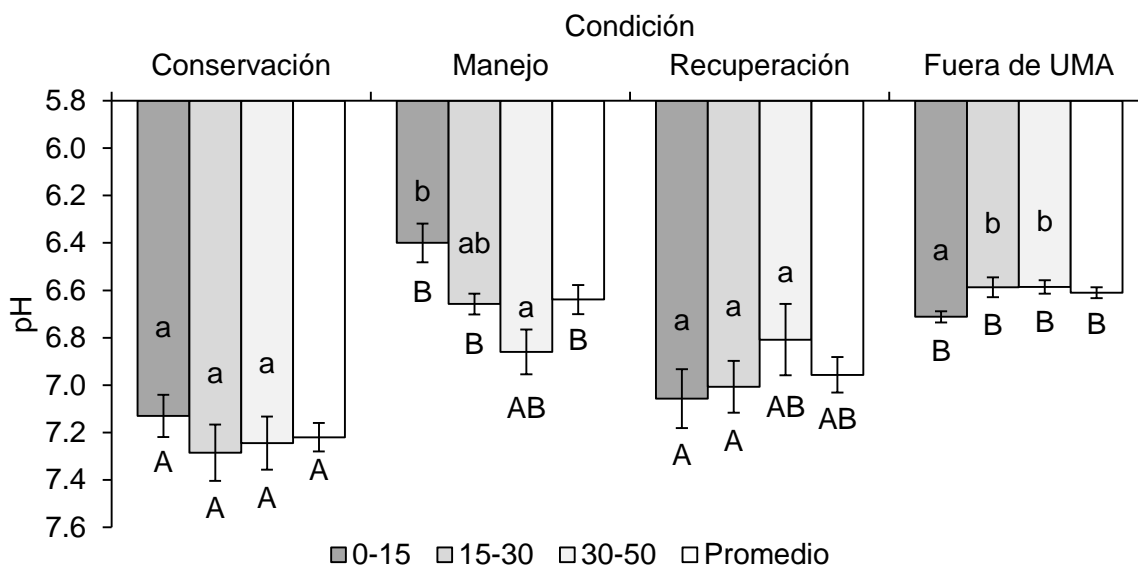


Figura 10. pH en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

La CE promedio señaló suelos igual de salinos en todas las condiciones ($P > 0.05$), con valores de $6.21 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (conservación), $5.575 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (recuperación), $4.51 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (manejo) y $4.50 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (fuera de UMA). Las condiciones que presentaron diferencias por profundidad fueron únicamente el manglar bajo manejo con CE mayor en la capa de 0-15 cm ($P < 0.05$) y fuera de UMA en la capa de 30-50 cm ($P < 0.05$) (Figura 11).

Los valores de CE superiores a $4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ del presente estudio indican que los suelos de manglares son de naturaleza salina (Khan & Amin, 2019; Moreno-Cáliz *et al.*, 2002), observándose en otros estudios que no hay gran diferencia en la salinidad a lo largo de la profundidad del suelo (Suhaili *et al.*, 2020). La CE también tiende a disminuir a mayor distancia del manglar de la línea marina (Kumar & Kumara, 2020).

Hernández & Junca-Gómez (2020) señalan tres manglares con suelos de pH moderadamente ácido (5.03 a 6.14) y uno con pH básico (8.27) en Veracruz, los cuales contrastan con los suelos neutros del presente estudio. Suelos ácidos y salinos también fueron reportados en manglares de Tabasco por González-Hernández *et al.* (2016) (pH de 5.80 a 6.57 y CE de 12.24 a 15.98 dS·m⁻¹) y Moreno-Cáliz *et al.* (2002) (pH de 2.8 a 5.5 y CE de 12.1 a 112.3 dS·m⁻¹).

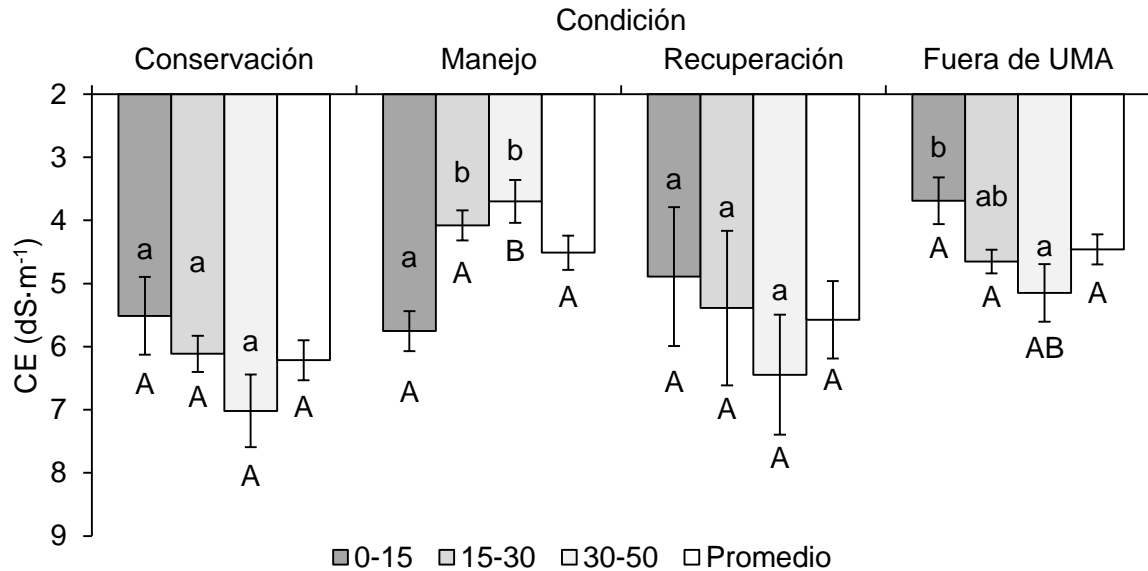


Figura 11. CE en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

2.7.2 Densidad aparente (DAP) y materia orgánica (MO)

En suelos de manglares en conservación la DAP promedio fue de $0.90 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, en la condición bajo manejo de $0.80 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, en recuperación de $0.79 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ y fuera de UMA de $0.90 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, las cuales no presentaron diferencias ($P > 0.05$). En las cuatro condiciones la DAP fue mayor en la capa intermedia de 15-30 cm ($P < 0.05$) (Figura 12).

La DAP de los suelos del presente estudio se encontraron entre los valores señalados por Hernández & Junca-Gómez (2020) en manglares de Veracruz (0.11 a $1.20 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$).

También se encuentra entre los señalados por otros estudios en manglares de México que van de 0.22 a 1.67 g·cm⁻³ (Kauffman *et al.*, 2016; Moreno-Cáliz *et al.*, 2002; Cerón-Bretón *et al.*, 2010; Adame *et al.*, 2013) y estudios globales que van de 0.27 a 1.72 g·cm⁻³ (Perera & Amarasinghe, 2019; Benson *et al.*, 2017; Bernardino *et al.*, 2020; Gao *et al.*, 2019). Se ha visto que a densidades aparentes cercanas a 1.2 g·cm⁻³, las raíces finas de algunas especies de mangle crecen óptimamente (Ola, Schmidt, & Lovelock, 2018).

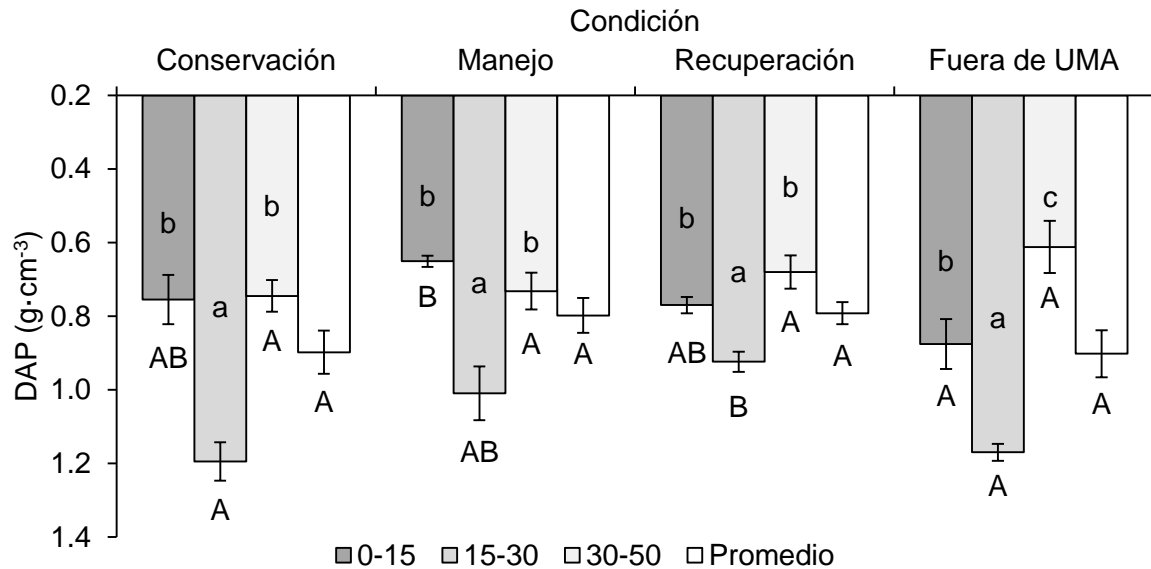


Figura 12. DAP en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

Diversos estudios indicaron que la DAP aumenta de la parte superior a la inferior del suelo (Donato *et al.*, 2011; Lunstrum & Chen, 2014; Kauffman *et al.*, 2016; Dung *et al.*, 2016; Feng *et al.*, 2019; Tinh *et al.*, 2020; Harishma *et al.*, 2020; Rovai *et al.*, 2021) mientras que otros señalaron un comportamiento inverso (Iimura *et al.*, 2019). Chen *et al.* (2021) no encontraron diferencias entre capas de suelo, mientras que otras investigaciones no identificaron una tendencia clara conforme a la profundidad (Adame *et al.*, 2018; Adame *et al.*, 2021; Cadiz *et al.*, 2020; Rozainah *et al.*, 2018; Zakaria *et al.*, 2021). Los cambios en densidad aparente en estos ecosistemas reflejan cambios a

diferentes profundidades reflejando los procesos de sedimentación alternados con la entrada de nuevo material orgánico proveniente del dosel del manglar.

La DAP afecta la porosidad, permeabilidad, ventilación y estructura del suelo (Gao *et al.*, 2019), influyendo en el desarrollo de las raíces de manglares (Ola & Lovelock, 2021). Valores menores a $1.3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, como los del presente estudio, se consideran buenos para el desarrollo de raíces (Pricillia *et al.*, 2021).

Lunstrum & Chen (2014) señalan que la DAP disminuye conforme aumenta la edad de los manglares, mientras que Arias-Ortiz *et al.* (2020) afirman que se mantiene baja cuando los manglares se conservan y aumenta al ser perturbados por la deforestación, coincidiendo con Bernardino *et al.* (2020).

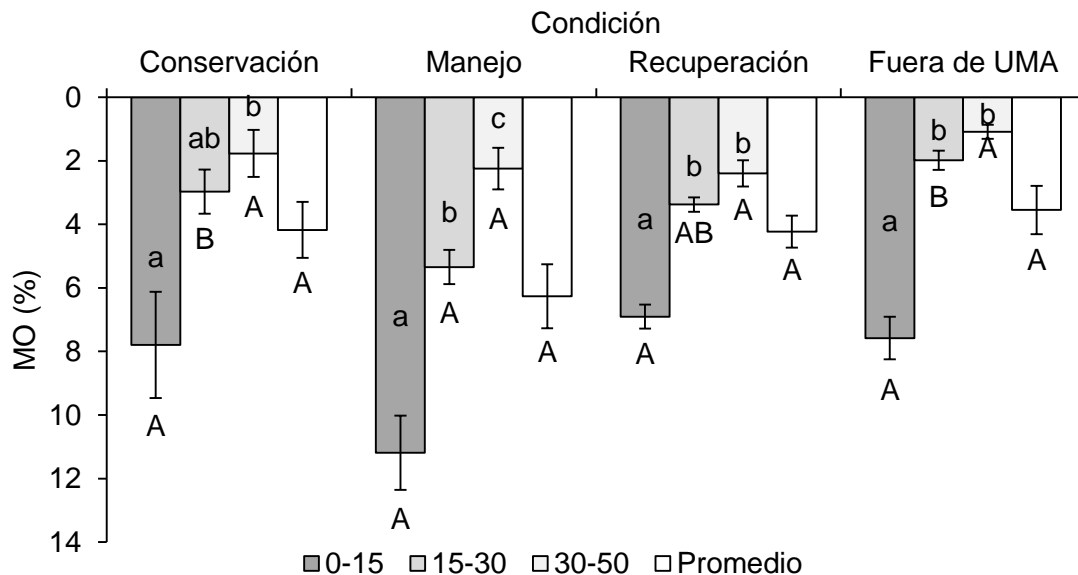


Figura 13. MO en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

Las concentraciones promedio de materia orgánica del suelo fueron similares para las cuatro condiciones ($P > 0.05$), con 4.18 % en los manglares en conservación, 6.26 % en la condición bajo manejo, 4.23 % en la condición en recuperación y 3.55 % en el manglar

fuera de UMA (Figura 13). El almacén vertical de materia orgánica fue diferente en las tres profundidades en todas las condiciones ($P < 0.05$), observándose una tendencia de mayor almacenamiento en la capa superior que disminuyó conforme aumentó la profundidad.

La MO del presente estudio se encontró entre los valores reportados por González-Hernández *et al.* (2016) en manglares de Tabasco (2.7 a 14.7 %) y Ruiz-Fernández *et al.* (2018) en Nayarit (5.8 a 23.6 %). Fue inferior a lo reportado por Moreno-Cáliz *et al.* (2002) en manglares de Tabasco (de 6.9 hasta 85.7 %). En manglares de Campeche, Cerón *et al.* (2011) señalaron valores superiores (entre 15 y 25 %) e indicaron que se presentó mayor concentración de MO en la capa superior del suelo.

Estudios globales también señalaron valores superiores de MO en suelos de manglares de Filipinas (8.32 %) a profundidades de 0-30 cm (Dimalen & Rojo, 2019), en manglares de Vietnam (11.2 %) a profundidades de 0-400 cm (Dung *et al.*, 2016) y en manglares de Malasia (14.91 a 18.55 %) a profundidades de 0-50 cm. Concentraciones menores fueron reportados por Hasan *et al.* (2018) en manglares de Bangladesh (1.65 % a 0-15 cm y 1.45 % a 15-30 cm).

El alto nivel de asignación de carbono a las raíces en muchos manglares (Komiya *et al.*, 2008; Yu *et al.*, 2021), junto con la caída natural de la hojarasca y las bajas tasas de descomposición impuestas por los suelos anóxicos hacen que estos ecosistemas sean ricos en materia orgánica (Reef *et al.*, 2010; Santana-de Andrade *et al.*, 2018). Murdiyarsa *et al.* (2021) afirman que en manglares bajo manejo, los restos vegetales producto de la cosecha incrementan las concentraciones de MO en los suelos.

Concentración de MO bajas en los suelos de manglares se pueden deber a la eliminación de hojarasca del suelo durante las inundaciones (Hasan *et al.*, 2018) y a una mayor presencia de partículas de arenas que de arcillas en el suelo (Torres *et al.*, 2018).

2.7.3 Macronutrientes primarios

2.7.3.1 Nitrógeno Total (NT)

El mayor almacén promedio de NT se presentó en el manglar bajo manejo con 8.12 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($P < 0.05$), mientras que el menor almacén se observó en la condición en conservación con 6.18 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($P < 0.05$). Se presentaron diferencias en el almacén vertical de N ($P < 0.05$) dentro de las cuatro condiciones, con una tendencia de mayor almacén en la capa superior del suelo y disminuyó conforme aumentó la profundidad (Figura 14).

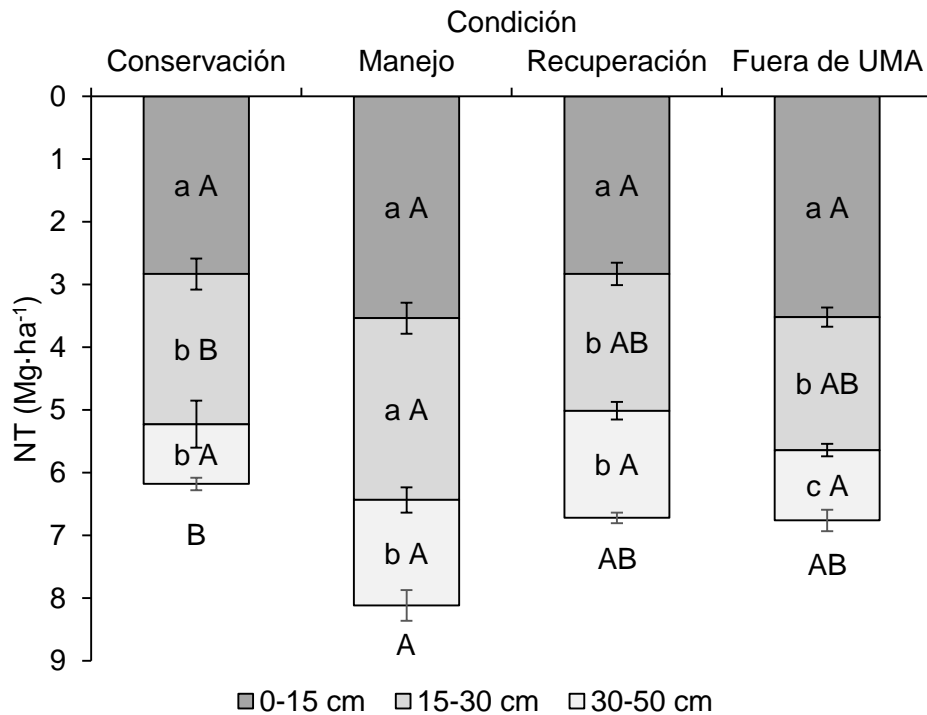


Figura 14. Almacenes NT en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

Los almacenes de NT edáfico del presente estudio se encontraron entre los valores reportados en manglares de Chiapas, México (5.4 a 11 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a profundidades de 0-

50 cm, de igual manera, mostraron una tendencia vertical de mayor almacén en el suelo superficial (Adame *et al.*, 2015).

Se estima que a nivel mundial hay un almacenamiento de 50 Mg·ha⁻¹ de NT edáfico (0-100 cm) para manglares (Alongi, 2020b), valor que es más alto a lo reportado en este estudio. Reservas de NT más altas también fueron señaladas por Alongi *et al.* (2003) en manglares de Australia (10.3 a 11.7 Mg ha⁻¹), Hatje *et al.* (2020) en manglares de Brasil (12 Mg ha⁻¹) y Kandasamy *et al.* (2021) en manglares de la India (20.87 Mg ha⁻¹), todos a profundidades de 0-100 cm.

En manglares de Madagascar se encontraron almacenes similares a los del presente estudio (7 a 8.3 Mg ha⁻¹) a 0-100 cm de profundidad (Arias-Ortiz *et al.*, 2020). Mientras que reservorios más bajos fueron señalados por Saravanakumar *et al.* (2016) en manglares de la India (0.995 Mg ha⁻¹) a 0-100 cm, Wang *et al.* (2021) en manglares de China a 0-10 cm (1.50 Mg ha⁻¹) y Kumar & Kumara (2020) en manglares de la India a 0-15 cm (0.031 a 0.307 Mg ha⁻¹).

Diversos estudios coinciden en que los almacenes de NT son mayores en la capa superior del suelo y disminuye conforme aumenta la profundidad (Khan *et al.*, 2007; Hasan *et al.*, 2018; Bourgeois *et al.*, 2019). Alongi *et al.* (2004) afirman que las reservas de NT en el suelo también disminuyen con el aumento de la edad de los manglares. Rahman *et al.* (2021) indican que los almacenes de NT aumentan en suelos de mayor salinidad, mientras que Gaonkar & Rodrigues (2021) concluyen que el aumento de la salinidad disminuye la disponibilidad de este nutriente.

Los manglares se consideran típicamente ecosistemas limitados por nitrógeno debido a su alta productividad (Shiau & Chiu, 2020; Alongi, 2018b; Feller *et al.*, 2003; Reef *et al.*, 2010), pero disponen de un gran depósito de raíces muertas y una fuerte inmovilización hermética de los solutos disponibles para retenerlo (Alongi, 2009).

El nitrógeno disuelto en el suelo de manglar se encuentra principalmente en forma de amonio en lugar de nitrito y nitrato (Sherman *et al.*, 1998; Alongi, 2018b). Aproximadamente entre el 70 y 90 % del nitrógeno que regresa al suelo se integra a los

árboles a través de la reserva de amonio, lo que permite mantener un rápido ritmo de producción del dosel (Alongi *et al.*, 2002).

2.7.3.2 Fósforo (P)

Los almacenes promedio de P fueron de 0.06 Mg·ha⁻¹ en suelos de manglares conservados, bajo manejo de 0.07 Mg·ha⁻¹, en recuperación de 0.09 Mg·ha⁻¹ y fuera de UMA de 0.11 Mg·ha⁻¹, sin observarse diferencias entre condiciones (P > 0.05). Los almacenes verticales de P no mostraron diferencias dentro de las condiciones (P > 0.05) (Figura 15).

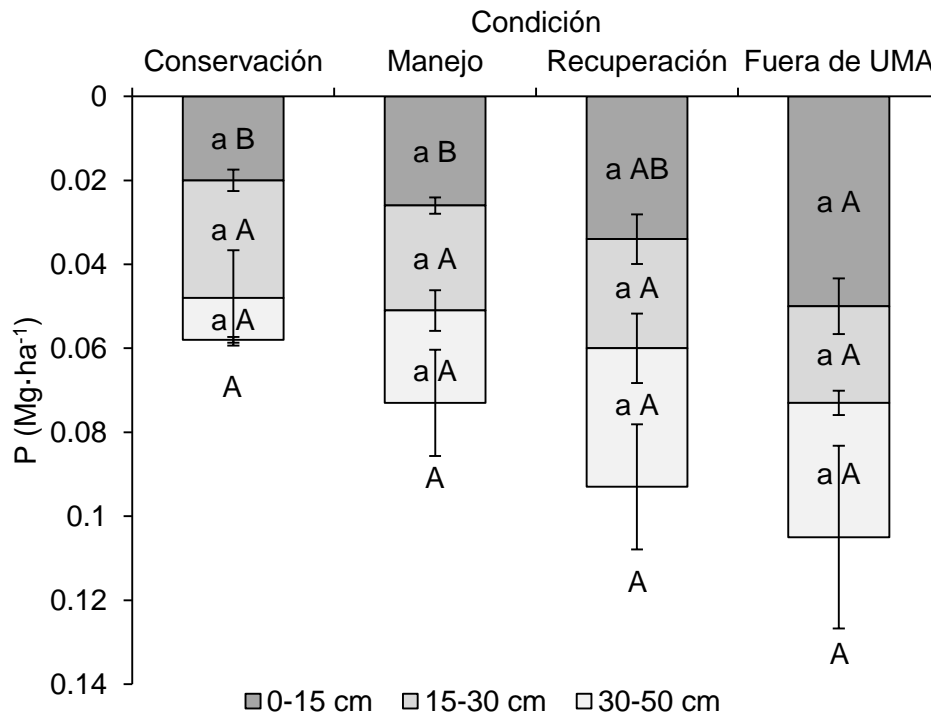


Figura 15. Almacenes de P en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas (P < 0.05) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

La disponibilidad de P de acuerdo con el pH oscila de 5.5 a 7.0 (Rowell, 2014), de hecho, la tendencia inversa entre el pH (Figura 10) y el P (Figura 15) encontrada en este estudio

confirma esta relación, con mayor P extraíble en la condición más ácida del suelo que fue fuera de la UMA.

Los reservorios de P del presente estudio fueron inferiores a los valores reportados por otras investigaciones a nivel global que fueron de 0.40 a 0.54 Mg·ha⁻¹ a profundidades de 0-100 cm (Saravanakumar *et al.* 2016; Wang *et al.* 2021; Kandasamy *et al.* 2021). Mientras que los almacenes de P encontrados a profundidades de 0-15 cm, fueron similares a los reportados por Kumar & Kumara (2020) a la misma profundidad en manglares de la India (0.001 a 0.047 Mg·ha⁻¹).

Al igual que en el N, otras investigaciones indicaron que el P mantiene almacenes altos en la capa superior del suelo comparada con las inferiores (Bourgeois *et al.*, 2019; Nóbrega *et al.*, 2014; Adame *et al.*, 2013; Hasan *et al.*, 2018). El tamaño de las reservas de este nutriente disminuye con la edad del manglar (Alongi *et al.*, 2004), el aumento de la salinidad disminuye su disponibilidad (Gaonkar & Rodrigues, 2021) y las condiciones de mayor acidez aumenta el contenido de P en los sedimentos (Torres *et al.*, 2018).

El P también se considera un macronutriente limitante en estos ecosistemas (Alongi, 2018b; Maurya & Kumari, 2021; Kamal *et al.*, 2020) y como mecanismo de retención, se mantiene fuertemente inmovilizado en las zonas de intercambio de compuestos orgánicos, formando complejos con el aluminio, el hierro, el calcio y los sulfuros del suelo (Sherman *et al.*, 1998; Alongi, 2009; Vazquez *et al.*, 2000). Un factor importante para la liberación del P es el pH, pues frecuentemente las condiciones reductivas del sedimento se mencionan como factor para aumentar el P disponible (Oxmann *et al.*, 2009).

Castañeda-Moya *et al.* (2020) encontraron que fenómenos naturales como la incidencia de huracanes incrementa las concentraciones de P en los suelos de manglares, mientras que Barcellos *et al.* (2019) afirman que los efluentes enriquecidos con P (de forma antropogénica) aumentan los riesgos de eutrofización para estos ecosistemas. Es decir, con más P disponible los microorganismos del suelo pueden demandar más oxígeno u otro aceptor de electrones como el nitrato.

2.7.3.3 Potasio (K)

Los almacenes promedio de K fueron de 1.14 Mg·ha⁻¹ en suelos de manglares en conservación, bajo manejo de 1.02 Mg·ha⁻¹, en recuperación de 1.44 Mg·ha⁻¹ y fuera de UMA de 0.68 Mg·ha⁻¹, sin presentar diferencias entre condiciones (P > 0.05). El manglar fuera de UMA fue el único que presentó diferencias en el almacén vertical de K, con menor almacén en la capa del suelo de 30-50 cm (P < 0.05) (Figura 16).

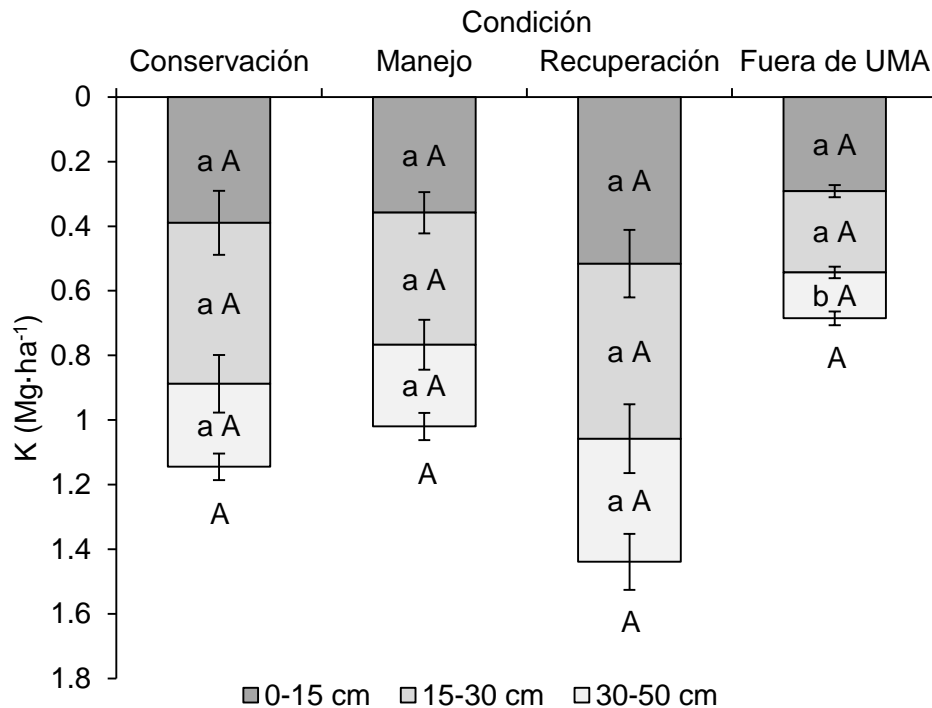


Figura 16. Almacenes K en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas (P < 0.05) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

En suelos de manglares de la India, Saravanakumar *et al.* (2016) reportaron reservorios de K superiores (11.533 Mg·ha⁻¹) a los del presente estudio, mientras que Kandasamy *et al.* (2021) reportaron almacenes inferiores (0.6 Mg·ha⁻¹), ambos a profundidades de 0-100 cm. Kumar & Kumara (2020) encontraron reservorios de K similares (0.117 a 0.538

Mg·ha⁻¹) a los del presente estudio a profundidades de 0-15 cm, también en manglares de la India.

Bourgeois *et al.* (2019) señalaron que las concentraciones de K disminuyen conforme aumenta la profundidad del suelo, resultados similares se observaron en el manglar fuera de UMA en El Tarachi. Hasan *et al.* (2018) indicaron una tendencia inversa. Alongi *et al.* (2004) afirmaron que las reservas de K disminuyen con la edad del manglar, así como el aumento de la salinidad del suelo disminuye su disponibilidad (Gaonkar & Rodrigues, 2021)

Debido a la existencia estuarinas y marina del K, Alongi (2018b, 2020b) afirma que los manglares rara vez están limitados por las cantidades relativamente grandes de este nutriente, aunque otras investigaciones señalan evidencia de limitaciones y disponibilidad variable de K en algunos manglares (Ukpong, 1997; Reef *et al.*, 2010; Nasrin *et al.*, 2019). Además, el potasio se encuentra en forma de ion y no requiere de ningún proceso mediado por microorganismos para su mineralización, de tal forma que la disolución directa del material geológico del suelo es suficiente para el abastecimiento de K (Schlesinger & Bernhardt, 2020).

2.7.4 Macronutrientes secundarios (Ca, Mg, S y Na)

Los almacenes promedio de Ca, Mg, S y Na no mostraron diferencias entre condiciones ($P > 0.05$), con el siguiente orden: Na > Ca > S > Mg (Figura 17).

Los reservorios de Ca no presentaron diferencias por profundidad en ninguna condición ($P > 0.05$) (Figura 17-I). El Mg fue igual en todas las profundidades para las condiciones en conservación y recuperación ($P > 0.05$), mientras que en las condiciones bajo manejo y fuera de UMA se presentó el mayor almacén en la capa de suelo de 15-30 cm y la menor en la capa de 30-50 cm ($P < 0.05$) (Figura 17-II).

Los almacenes verticales de S (Figura 17-III) únicamente presentaron diferencias en la condición bajo manejo, observándose el mayor valor en la capa inferior de suelo (30-50 cm) y el menor en la capa superior (0-15 cm) ($P \leq 0.05$). Los reservorios de Na (Figura 17-IV) no fueron diferentes en las profundidades del suelo para las condiciones bajo

manejo y recuperación ($P > 0.05$), mientras que en las condiciones en conservación y fuera de UMA se observaron mayores almacenes en la capa de intermedia del suelo (15-30 cm) y valores menores en la capa superior (0-15 cm) ($P < 0.05$).

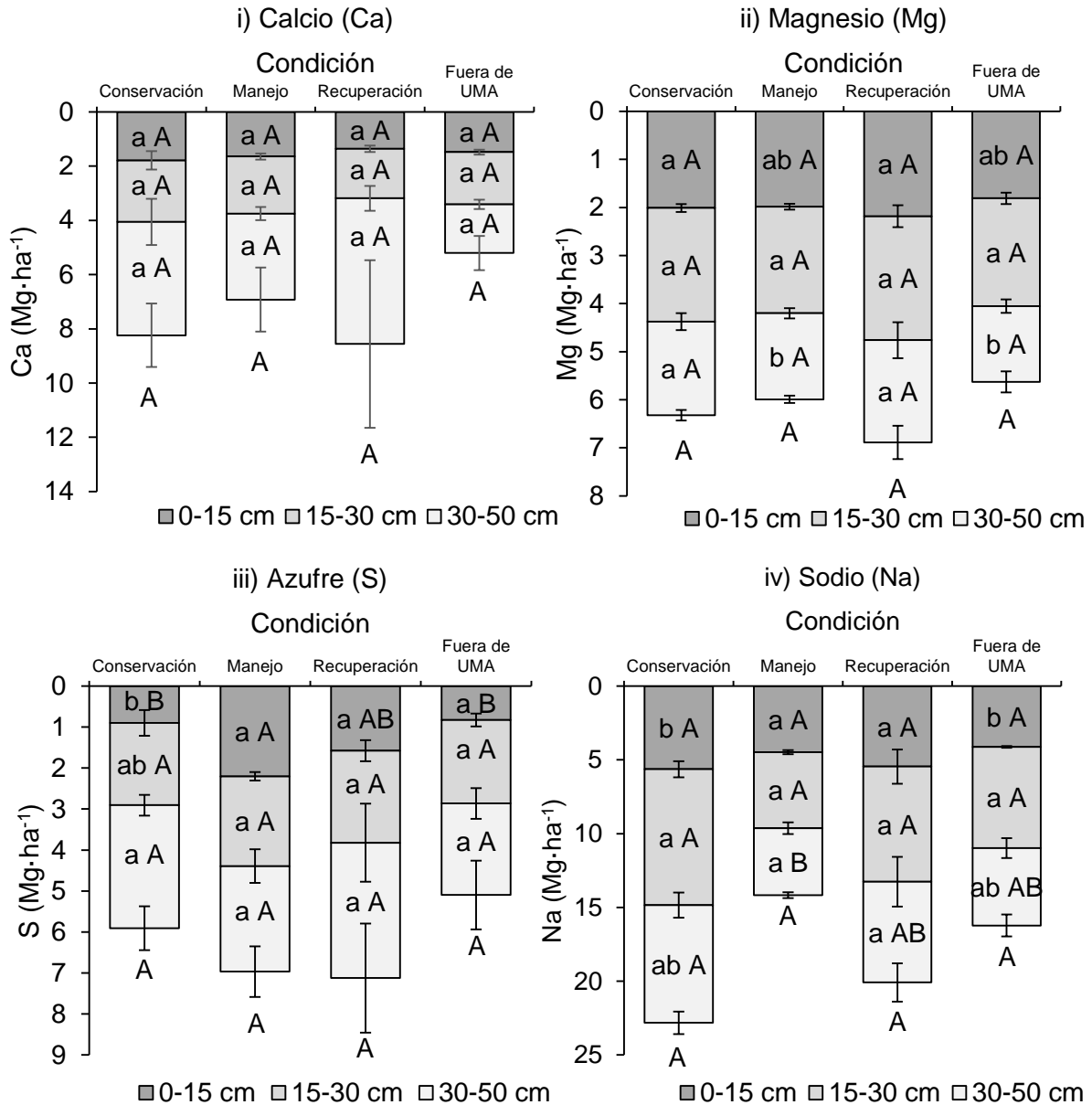


Figura 17. Almacenes de i) Ca, ii) Mg, iii) S y iv) Na en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

Kandasamy *et al.* (2021) reportaron valores superiores a los del presente estudio en reservorios de S ($33.35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Mg ($28.86 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en manglares de la India a profundidades de 0-100 cm. Para un manglar dominado por *Avicennia marina*, Alongi *et al.* (2003) encontraron almacenes mayores en el suelo de $344 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para Ca, $126.33 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para Na, $100.33 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para Mg y $44.67 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para S; mientras que para uno dominado por *Rhizophora stylosa* señalan almacenes de $384 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de Ca, $110 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de Na, $85 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de S y $74.11 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de Mg.

Otros estudios señalaron almacenes promedio en el orden de: Mg > Ca > Na (Ray *et al.*, 2021), concentraciones de Mg > Na > Ca (Santana-de Andrade *et al.*, 2018) y Mg > Ca (Bernini *et al.*, 2010).

Bourgeois *et al.* (2019) señalan que mientras las concentraciones de Mg disminuyen conforme aumenta la profundidad, el Ca y S tienen un comportamiento inverso, estos resultados son comparables con el comportamiento del Mg (bajo manejo y fuera de UMA) y S (bajo manejo) en el ejido El Tarachi. Otro factor que influye en el tamaño de la reserva de estos nutrientes es la edad del rodal, pues Alongi *et al.* (2004) señalaron que los almacenes de Mg, S y Na en el suelo disminuyen con el aumento de la edad de los rodales, mientras que el Ca no muestra tendencias claras.

Los macronutrientes como el Mg, Ca, Na y S son abundantes en el agua de mar (Kamal *et al.*, 2020; Alongi, 2018b, 2021) y las altas concentraciones de estos elementos en los suelos de manglares muestran que las importaciones de las mareas son la fuente principal (Ukpong, 2000).

Las reservas proporcionalmente grandes de estos nutrientes no implican necesariamente condiciones no limitantes, pues la mayoría se encuentra en formas no disponibles y pueden existir deficiencias en ambientes altamente salinos (Alongi *et al.*, 2003, 2004; Alongi, 2021).

La mayor concentración de elementos como el Ca, Mg, Na y S también está relacionado con la mayor cantidad de MO en los sedimentos (Kamal *et al.*, 2020; Bourgeois *et al.*, 2019), pues dichos elementos pueden formar fácilmente complejos con la MO. Además, esta materia orgánica (ácido húmico y ácido fúlvico) puede producir fácilmente complejos

catiónicos, debido a la combinación única de los grupos funcionales con carga negativa (es decir, carboxílicos y fenólicos) a pH neutro.

En general, las cantidades de cationes como Ca, Mg y Na son un reflejo de las salidas de los volúmenes de agua de las cuencas ubicadas arriba de los manglares (Schlesinger & Bernhardt, 2020) y es probable que al existir una geología muy similar en la cuenca del área de estudio no se hayan encontrado diferencias en dichos cationes.

2.7.5 Carbono edáfico

Se encontró mayor almacén promedio ($P < 0.05$) de C edáfico en manglares bajo manejo ($139.10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Las condiciones bajo recuperación ($109.44 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), en conservación ($108.75 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y fuera de UMA ($108.41 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) no presentaron diferencias significativas en el almacén de C edáfico ($P > 0.05$) (Figura 18).

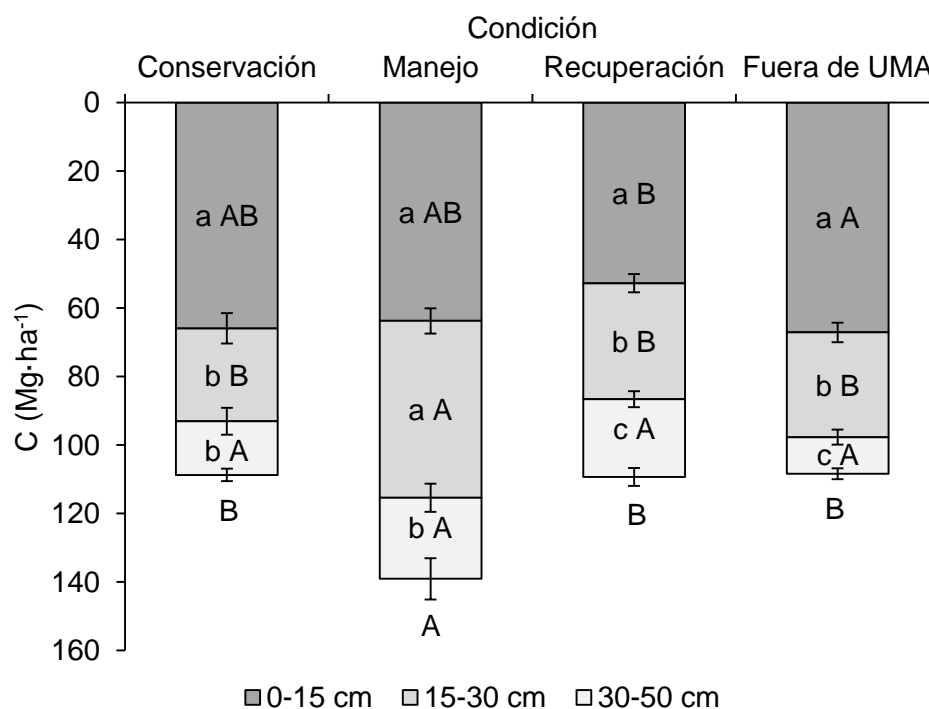


Figura 18. Almacenes de carbono (C) en suelos de manglar bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre profundidades de la misma condición (a, b, c) y entre misma profundidad de diferentes condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

En la condición bajo manejo, los reservorios de C fueron menores en la capa de 30-50 cm ($P < 0.05$), mientras que los mayores reservorios ($P < 0.05$) de las capas de 0-15 y 15-30 cm no presentaron diferencias entre ellos ($P > 0.05$). En el manglar en conservación, el mayor almacén ($P < 0.05$) se presentó en la capa de 0-15 cm, mientras que los valores menores ($P < 0.05$) de las capas de 15-30 y 30-50 cm fueron iguales ($P > 0.05$) entre ellos.

En los manglares en recuperación y fuera de UMA, se presentaron diferencias en los reservorios verticales de C en las tres profundidades ($P < 0.05$), con valores más altos en la capa superficial del suelo (0-15 cm) y disminuyeron conforme aumentó la profundidad de muestreo.

Almacenes de C superiores a los del presente estudio fueron reportados por Herrera-Silveira *et al.* (2016) para la Región Golfo de México a más de 100 cm de profundidad (1256.15 Mg·ha⁻¹). Los resultados de este estudio ajustados a 100 cm podrían llegar a 278.2 Mg·ha⁻¹, pero aun así son menores a los de otros estudios.

Cuadro 8. Almacenes de carbono orgánico edáfico en manglares de México.

Lugar	Profundidad (cm)	Carbono (Mg·ha ⁻¹)	Referencia
Baja California Sur	0 - 45	175	Ochoa-Gómez <i>et al.</i> (2019)
Campeche	0 - 60	396.1	Cerón-Bretón <i>et al.</i> (2010)
Campeche	0 - 60	2308 - 2316	Cerón <i>et al.</i> (2011)
Chiapas	0 - > 50	505.9	Adame <i>et al.</i> (2015)
Nayarit	0 - 20	89.7	Valdés-Velarde <i>et al.</i> (2011)
Nayarit	0 - 20	30.02 - 50.49	Agraz-Hernández <i>et al.</i> (2020)
Quintana Roo	0 - > 100	286 - 1166	Adame <i>et al.</i> (2013)
Sinaloa	0 - 100	408	Aldana-Gutiérrez <i>et al.</i> (2021)
Tabasco	0 - 200	472 - 822	Moreno-Cáliz <i>et al.</i> (2002)
Tabasco	0 - > 300	137 - 2002	Kauffman <i>et al.</i> (2016)
Veracruz	0 - 100	187 - 671	Hernández & Junca-Gómez (2020)
Veracruz	0 - 50	108.41 - 139.10	Este estudio

> Indica que el muestreo se realizó a profundidades superiores a las señaladas por el valor que se encuentra a la derecha, pero no se señala el valor exacto en el estudio.

Para la misma región, Vázquez-Lule *et al.* (2019) también indicaron reservorios superiores a profundidades de 0-30 cm (127.3 Mg-ha⁻¹). Diversos estudios en manglares de México (Cuadro 8) demuestran que los almacenes de C edáfico son divergentes con los del presente estudio, así como entre ellos.

Las divergencias en los almacenes de C edáfico en manglares de las diferentes regiones de México son debidas a la variación en sus condiciones ambientales como el comportamiento del hidropérido, dinámica del suelo, aporte de materia orgánica y la geomorfología local (Agraz-Hernández *et al.*, 2020; Ruiz-Fernández *et al.*, 2018).

Cuadro 9. Almacenes de carbono orgánico edáfico a diferentes profundidades en manglares de diferentes partes del mundo.

País	Profundidad (cm)	Carbono (Mg-ha ⁻¹)	Referencia
Australia	0 - 258	666.41	Cacho <i>et al.</i> (2021)
Brasil	0 - 100	248.79	Rovai <i>et al.</i> (2021)
Catar	0 - 50	35.52	Chatting <i>et al.</i> (2020)
China	0 - 100	84.8 - 421.8	Gao <i>et al.</i> , 2019
Filipinas	0 - 30	218.03	Dimalen & Rojo (2019)
Gabón	0 - 200	654.9	Trettin <i>et al.</i> (2021)
India	0 - 60	81.26	Harishma <i>et al.</i> (2020)
Indonesia	0 - 100	354.1	Murdiyarso <i>et al.</i> (2021)
Irán	0 - 100	227	Savari <i>et al.</i> (2020)
Japón	0 - 90	251	limura <i>et al.</i> (2019)
Madagascar	0 - 100	220	Arias-Ortiz <i>et al.</i> (2020)
Malasia	0 - 100	351.98	Suhaili <i>et al.</i> (2020)
Palaos	0 - 135	631	Donato <i>et al.</i> (2012)
Sri Lanka	0 - 45	404.68	Perera & Amarasinghe (2019)
Sudáfrica	0 - 100	176.91 – 262.53	Johnson <i>et al.</i> (2020)
Tailandia	0 - 350	961.7	Kida <i>et al.</i> (2021)
Tanzania	0 - 100	301.7	Cleyndert <i>et al.</i> (2020)
Vietnam	0 - 100	92.27	Pham <i>et al.</i> (2021)
México	0 - 50	108.41 - 139.10	Este estudio

Los almacenes de C edáfico en manglares del ejido El Tarachi también son inferiores a la media mundial reportada por Kauffman *et al.* (2020) ($333.7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y Alongi (2020a) ($565.4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a profundidades de 0-100 cm. Diversos estudios mostraron que existe variabilidad en los reservorios de carbono edáfico en manglares para diferentes partes del mundo (Cuadro 9), así como en la profundidad muestreada.

El manejo silvícola realizado en manglares del ejido El Tarachi incrementó los reservorios de C en el suelo, lo que coincidió con Murdiyarso *et al.* (2021) y Sasmito *et al.* (2020), quienes indicaron que los residuos de madera, producto de la cosecha selectiva incrementan la acumulación de sedimentos verticales, por lo que no afectó negativamente las reservas de carbono del suelo.

Los suelos de estos ecosistemas son lugares privilegiados para el secuestro de C, por lo que se deben gestionar minimizando perturbaciones y conservando el horizonte del suelo para almacenarlo durante largos periodos (Murdiyarso *et al.*, 2021; Alongi *et al.*, 2004).

Algunos estudios señalan que, en manglares perturbados, los almacenes de carbono disminuyen (Dung *et al.*, 2016; Zakaria *et al.*, 2021; Sippo *et al.*, 2020), pasando de ser sumideros a fuentes de emisión de CO_2 (Kauffman *et al.*, 2016; Sasmito *et al.*, 2019; Arias-Ortiz *et al.*, 2020), por lo que, en manglares conservados, el carbono del suelo es clave para asegurar su permanencia (Murdiyarso *et al.*, 2021). En el presente estudio, el C edáfico del manglar fuera de UMA (que no se encuentra protegido) fue igual al del manglar conservado, por lo que se considera poco perturbado.

En estadios juveniles, los manglares en recuperación presentan almacenes de carbono edáfico menores que los conservados (Lunstrum & Chen, 2014; Yu *et al.*, 2021; Kandasamy *et al.*, 2021), pero con la madurez pueden llegar a igualarlos (Tinh *et al.*, 2020) e incluso a superarlos (Dung *et al.*, 2016; Hanggara *et al.*, 2021). Los manglares en recuperación del presente estudio llegaron a igualar los reservorios edáficos de C de los manglares en conservación. Por lo anterior, se considera que las prácticas de rehabilitación de manglares pueden restaurar activamente las reservas de carbono (Friess *et al.*, 2020).

Al igual que en los manglares de este estudio, otras investigaciones señalaron que los reservorios disminuyen con el aumento de la profundidad (Donato *et al.*, 2011; Cerón *et al.*, 2011; Lunstrum & Chen, 2014; Khan *et al.*, 2007), aunque algunos investigadores señalan una tendencia inversa (Dung *et al.*, 2016; Adame *et al.*, 2013, 2018).

Otros factores que afectan la cantidad de C retenido en los suelos de manglares son la edad del manglar (Yu *et al.*, 2021; Sahu & Kathiresan, 2019; Johnson *et al.*, 2020) el pH, la textura del suelo (Adeolua *et al.*, 2015), la temperatura (Chimner, 2004), el régimen de lluvias, la hidrología (Satrio *et al.*, 2009) y los gradientes geomorfológicos (Cacho *et al.*, 2021; Valdés-Velarde *et al.*, 2011).

2.7.6 Carbono total en el ecosistema

La sumatoria de ambos componentes (Figura 19) mostró que el manejo sustentable no afectó negativamente el almacén de carbono total del ecosistema, pues los valores fueron iguales ($P > 0.05$) para el manglar en conservación ($197.02 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y bajo manejo ($196.46 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), teniendo además los almacenes más altos ($P < 0.05$). El manglar fuera de UMA presentó un almacén de $173.35 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, mientras que la condición bajo recuperación mostró el almacén más bajo ($P < 0.05$) con $142.56 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

En el manglar bajo manejo se observó que el almacén de C edáfico fue igual que el del C arbóreo ($P > 0.05$), mientras que en las otras tres condiciones se registró al suelo como mayor almacén de C ($P < 0.05$) comparado con el componente arbóreo.

Investigaciones en México coincidieron con la presente al concluir que los suelos presentan mayores almacenes de C que el componente arbóreo (Kauffman *et al.*, 2016; Herrera-Silveira *et al.*, 2016; Ochoa-Gómez *et al.*, 2019; Hernández & Junca-Gómez, 2020). Estos resultados muestran el papel del suelo de los manglares como un reservorio esencial de carbono.

Estudios en diferentes partes del mundo también señalaron al suelo como el componente que almacena mayor C en estos ecosistemas (Liu *et al.*, 2014; Chatting *et al.*, 2020; Cleyndert *et al.*, 2020; Pricillia *et al.*, 2021; Dung *et al.*, 2016; Jones *et al.*, 2014; Harishma

et al., 2020; Johnson *et al.*, 2020; Kauffman *et al.*, 2020; Benson *et al.*, 2017; Murdiyarso *et al.*, 2021).

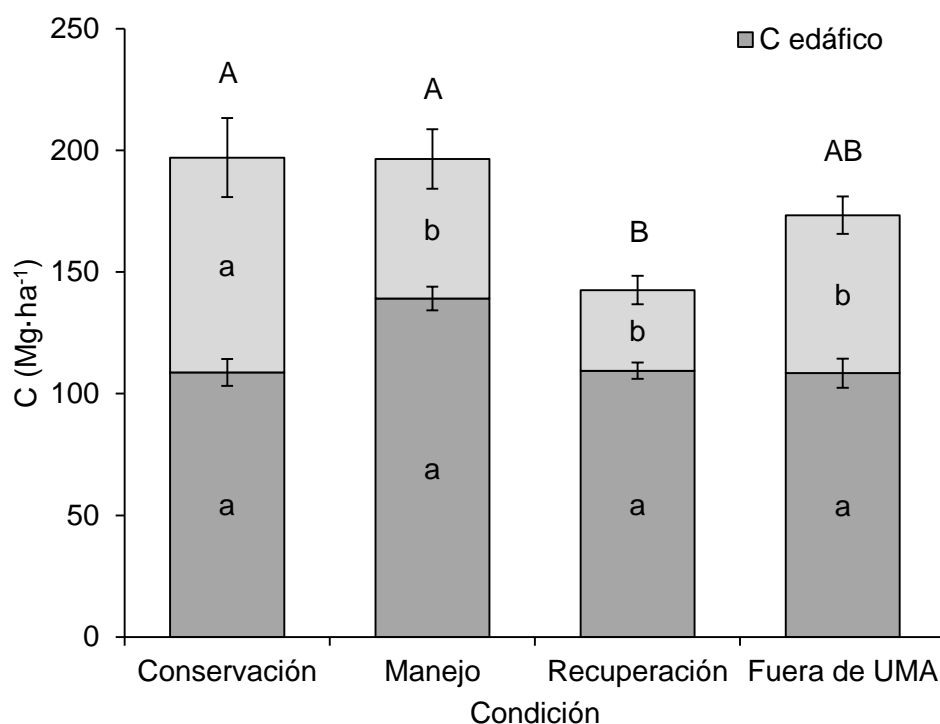


Figura 19. Almacenes de carbono total (arbóreo + edáfico) en manglares bajo cuatro condiciones en el ejido El Tarachi, Veracruz. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre componentes (a, b, c) y entre condiciones (A, B, C). Las líneas en las barras indican el error estándar.

Se sabe que los ecosistemas costeros tienen una mayor acumulación de C en los suelos en comparación con los ecosistemas terrestres, principalmente debido a los altos aportes autóctonos y alóctonos y a las bajas tasas de descomposición de la materia orgánica debido a las condiciones mayormente anóxicas de los sedimentos (Kristensen, 2000; Donato *et al.*, 2011; Kida & Fujitake, 2020; Shiau & Chiu, 2020). Los tamaños de estos almacenes se consideran como indicadores de la alta productividad de los manglares (Boullion *et al.*, 2008; Cadiz *et al.*, 2020).

2.8 CONCLUSIONES

La variable pH fue mayor en suelos del manglar en conservación y la MO fue mayor en el manglar bajo manejo (hipótesis aceptada), mientras que la CE y DAP no mostraron diferencias entre condiciones (hipótesis rechazada). La DAP y MO presentaron diferencias entre profundidades en las cuatro condiciones, mientras que los valores de pH y CE presentaron diferencias entre profundidad solo en las condiciones bajo manejo y fuera de UMA (hipótesis aceptada).

Los almacenes de NT fueron mayores en las condiciones bajo manejo y fuera de UMA (hipótesis aceptada), mientras que los de P y K no presentaron diferencias entre condiciones (hipótesis rechazada). La distribución vertical del almacén de NT presentó diferencias entre profundidades en las cuatro condiciones, K únicamente en la condición fuera de UMA (hipótesis aceptada) y P no mostró diferencias (hipótesis rechazada).

Los almacenes de Ca, Mg, S y Na no presentaron diferencias entre condiciones (hipótesis rechazada). La distribución vertical del almacén Ca no mostró diferencias entre profundidades (hipótesis rechazada), el Mg mostró diferencias solo en las condiciones bajo manejo y fuera de UMA, mientras que el Na únicamente en los manglares en conservación y fuera de UMA (hipótesis aceptada).

El mayor almacén de C edáfico se presentó en la condición bajo manejo y existió un mayor almacén de C en la capa superior del suelo en las cuatro condiciones (hipótesis aceptada). El componente edáfico tuvo un mayor almacenamiento de carbono que el componente arbóreo en las cuatro condiciones (hipótesis aceptada).

Los resultados demostraron que aún bajo manejo los manglares son sumideros muy importantes de carbono y que, manteniendo una vigilancia de los cambios en sus reservorios de nutrientes, se pueden manejar de manera sustentable.

CONCLUSIONES GENERALES

La presente investigación permitió determinar que el manejo silvícola en manglares del ejido El Tarachi, modifica la estructura arbórea del ecosistema, pero hasta ahora las evidencias indican que no ha impactado de manera negativa su capacidad de almacenamiento de carbono. En el componente edáfico, el manejo silvícola propició un mayor almacén de carbono orgánico comparado con el manglar en conservación, producto de la acumulación de residuos de biomasa provenientes de la cosecha y labores culturales.

Las áreas de conservación de manglar también son reservas importantes de carbono arbóreo y edáfico, por lo que las actividades de conservación se manifiestan como una estrategia necesaria y efectiva para mantener ese carbono secuestrado en el ecosistema, y así evitar que el cambio de uso de suelo genere emisiones de CO₂ y otros gases de efecto invernadero a la atmósfera.

La recuperación de manglar en áreas degradadas por incendio resultó en la regeneración de la cubierta vegetal y del carbono arbóreo, así como en la conservación del carbono edáfico. El objetivo de la recuperación no debe ser solo mejorar las reservas de carbono, se deben considerar también las mejoras en la diversidad de especies y estructura, pues a menudo, la recuperación inducida por el hombre ha tendido a utilizar una sola especie; este tipo de práctica no fomenta el restablecimiento de la biodiversidad, por lo que los proyectos de esta índole deben considerar objetivos múltiples. Además, se ha visto que los ecosistemas con múltiples especies son más resistentes y resilientes ante las alteraciones naturales y las causadas por el hombre.

En los manglares fuera de UMA, la pequeña escala de las actividades informales de tala ilegal y la simplicidad de las técnicas empleadas (aserrado manual *in situ* de los troncos y extracción manual del lugar de la tala) limitaron el impacto destructivo y no presentaron pérdidas importantes en los almacenes de carbono arbóreo y edáfico, pero el aprovechamiento no controlado sigue constituyendo una amenaza, por lo que es necesario abordar urgentemente las cuestiones de manejo sustentable de estas áreas.

Con relación a la magnitud de reservorios de macronutrientes como NT, P y cationes en las cuatro condiciones del ecosistema de manglar estudiado, se encontraron dentro de los niveles reportados en estudios similares.

Debido a la fuerte dependencia local de los recursos de los manglares y a la falta de alternativas viables en el país, la conservación total y estricta no es una opción viable si se quiere que los medios de vida locales no sean afectados. Además, a pesar de la amplia legislación nacional que regula los manglares y las zonas protegidas, las autoridades estatales carecen de capacidad para aplicarla y hacerla cumplir.

La elaboración e implementación de Planes de Manejo Forestal Sustentable utilizando UMAs es una estrategia que debería ser aplicada en las diferentes regiones con manglares del país, pues ha demostrado que permite la aplicación de métodos forestales adecuados para el aprovechamiento sustentable de la madera de mangle sin menoscabo de otros servicios que proporcionan, incluso mejoraron las reservas de carbono.

Aprovechar el valor que tiene este carbono conservado y restaurado en el mercado voluntario podría generar otros ingresos para apoyar e incentivar la gestión sustentable de los manglares dirigida localmente, mejorar los medios de vida y aliviar las presiones antropogénicas. Climate Action Reserve (CAR) es una organización que ha implementado el “Protocolo Forestal de México”, el cual proporciona orientación para proyectos de mejoramiento de carbono en manglares y la actualización de su última versión plantea la inclusión del carbono del suelo. Las reservas de carbono derivadas de este estudio podrían constituir la base de un escenario de referencia de un proyecto de carbono con esta organización.

Otras de las estrategias que están siendo exploradas para el aprovechamiento sustentable de manglares son el ecoturismo y la agroforestería, esta última en países como Nigeria, en donde se ha experimentado con el cultivo de caña de azúcar en estos ecosistemas. El uso agrícola de los manglares requiere un conocimiento profundo de sus peculiaridades y su potencial en los sistemas productivos, así como la adaptabilidad de las especies que se puedan cultivar, pues la naturaleza de su hábitat, con características tanto terrestres como acuáticas, le impone ciertos retos orientados a la gestión.

LITERATURA CITADA

- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., & Herrera S., J. A. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8 (2), e56569. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>
- Adame, M. F., Reef, R., Santini, N. S., Najera, E., Turschwell, M. P., Hayes, M. A., Masque, P., & Lovelock, C. E. (2020). Mangroves in arid regions: Ecology, threats, and opportunities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 248, 106796. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796>
- Adame, M. F., Santini, N. S., Torres-Talamante, O., & Rogers, K. (2021). Mangrove sinkholes (cenotes) of the Yucatan Peninsula, a global hotspot of carbon sequestration. *Biology Letters*, 17, 20210037. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2021.0037>
- Adame, M. F., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., & Castro, L. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of riverine mangroves and freshwater wetlands. *Biogeosciences*, 12, 1015-1045. <https://doi.org/10.5194/bgd-12-1015-2015>
- Adame, M. F., Zakaria, R. M., Fry, B., Chong, V. C., Then, Y. H. A., Brown, C. J., & Lee, S. Y. (2018). Loss and recovery of carbon and nitrogen after mangrove clearing. *Ocean and Coastal Management*, 161, 117-126. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.04.019>
- Adeolua, A. R., Mohammad, T. A., Daud, N. N. N., Mustaphab, S., Sayok, A. K., Roryd, P., & Stephaniee, E. (2015). Investigating the Influence of Rainfall on Soil Carbon Quantity in a Tropical Peatland. *Procedia Environmental Science*, 30, 44-49. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.008>
- Agraz-Hernández, C. M., Chan-Keb, C. A., Chávez-Barrera, J., Osti-Sáenz., J., Expósito-Díaz, G., Alonso-Campos, V. A., Muñoz-Salazar, R., Ruiz-Fernández, A. C., Pérez-Bernal, L. H., Sánchez-Cabeza, J. A., & Rivera-Arriaga, E. (2020). Reserva de carbono en un ecosistema de manglar al norte de México: cambios ambientales durante 35 años. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e912910. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.2910>
- Agraz-Hernández, C. M., García-Zaragoza, C., Iriarte-Vivar, S., Flores-Verdugo, F. J., & Moreno-Casasola, P. (2011). Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 19, 273–293. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9216-4>
- Aldana-Gutiérrez, G., Ruiz-Fernández, A. C., Pérez-Bernal, L. H., Flores-Verdugo, F., Cuéllar-Martínez, T., & Sánchez-Cabeza, J. A. (2021). Flujos e inventarios de carbono azul en manglares asociados a una laguna costera antropizada. *Geofísica*

- Alongi, D. M. (2009). *The Energetics of Mangrove Forests*. Springer, The Netherlands. 216 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4271-3>
- Alongi, D. M. (2011). Early growth responses of mangroves to different rates of nitrogen and phosphorus supply. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 397 (2), 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.11.021>
- Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3 (3), 313-322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>
- Alongi, D. M. (2014). Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195-219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- Alongi, D. M. (2018a). *Blue Carbon: Coastal Sequestration for Climate Change*. Springer. Annandale, QLD, Australia. 96 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-91698-9>
- Alongi, D. M. (2018b). Impact of Global Change on Nutrient Dynamics in Mangrove Forests. *Forests*, 9, 596. <https://doi.org/10.3390/f9100596>
- Alongi, D. M. (2020a). Carbon Balance in Salt Marsh and Mangrove Ecosystems: A Global Synthesis. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8, 767. <https://doi.org/10.3390/jmse8100767>
- Alongi, D. M. (2020b). Nitrogen Cycling and Mass Balance in the World's Mangrove Forests. *Nitrogen*, 1, 167-189. <https://doi.org/10.3390/nitrogen1020014>
- Alongi, D. M. (2021). Macro- and Micronutrient Cycling and Crucial Linkages to Geochemical Processes in Mangrove Ecosystems. *Journal of Marine Sciences and Engineering*, 9 (5), 456. <https://doi.org/10.3390/jmse9050456>
- Alongi, D. M., Clough, B. F., Dixon, P., & Tirendi, F. (2003). Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Trees*, 16, 51-60. <https://doi.org/10.1007/s00468-002-0206-2>
- Alongi, D. M., Trott, L. E., Wattayakorn, G., & Clough, B. F. (2002). Below-ground nitrogen cycling in relation to net canopy production in mangrove forests of southern Thailand. *Marine Biology*, 140, 855-864. <https://doi.org/10.1007/s00227-001-0757-6>
- Alongi, D. M., Wattayakorn, G., Tirendi, F., & Dixon, P. (2004). Nutrient capital in different aged forests of the mangrove *Rhizophora apiculata*. *Botanica Marina*, 47 (2), 116-124. <https://doi.org/10.1515/BOT.2004.011>
- Alvis-Gordo, J. F. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 7(1), 116-122. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v7n1/v7n1a13.pdf>

- Anderson, J. M., & Ingram, J. S. I. (1993). Tropical soil biology and fertility a handbook of methods. CAB international. London, UK. 221 p. <https://doi.org/10.2307/2261129>
- Arias-Aguilar, D. (2005). Morfometría del árbol en plantaciones forestales tropicales. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 2 (5), 19-32. Disponible en: <https://revistas.tec.ac.cr/index.php/kuru/article/view/543>
- Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Glass, L., Benson, L., Kennedy, H., Duarte, C. M., Garcia-Orellana, J., Benitez-Nelson, C. R., Humphries, M. S., Rafeinjanahary, I., Ravelonjatovo, J., & Lovelock, C. (2020). Losses of soil organic carbon with deforestation in mangroves of Madagascar. *Ecosystems*, 24 (1), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00500-z>
- Arriaga-Cabrera, L., Vázquez-Domínguez, E., González-Cano, J., Jiménez-Rosenberg, R., Muñoz-López, E., & Aguilar-Sierra, V. (1998). Regiones Prioritarias Marinas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 198 p. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/marinas.html>
- Azman, M. S., Sharma, S., Shaharudin, M. A. M., Hamzah, M. L., Adibah, S. N., Zakaria, R. M., & MacKenzie, R. A. (2021). Stand structure, biomass and dynamics of naturally regenerated and restored mangroves in Malaysia. *Forest Ecology and management*, 482, 118852. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118852>
- Ball, M. C. (1988). Ecophysiology of mangroves. *Trees*, 2 (3), 129-142. <https://doi.org/10.1007/BF00196018>
- Barbier, E. B. (2019). The Value of Coastal Wetland Ecosystem Services. In: Perillo, G. M. E., Wolanski, E., Cahoon, D. R., & Hopkinson, C. S. (Eds.), *Coastal Wetlands* (2nd ed.). Colorado, USA. pp. 947–964. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00027-7>
- Barcellos, D., Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., de Oliveira F., R. L., Santaella, S. T., Otero, X. L., & Ferreira, T. O. (2019). Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 58-63. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.031>
- Basáñez-Muñoz, A. J., Jordán-Garza, A. G., & Serrano, A. (2021). Forest Structure and Projections of *Avicennia germinans* (L.) L. at Three Levels of Perturbation in a Southwestern Gulf of Mexico Mangrove. *Forests*, 12 (8), 989. <https://doi.org/10.3390/f12080989>
- Becquey, J., Riou-Nivert, P. (1987). L`existence de zones de stabilite des peuplements. Consequences sur la gestión. *Revue Forestière Française*, 39 (4), 323–334. <https://doi.org/10.4267/2042/25804>
- Benson, L., Glass, L., Jones, T. G., Ravaoarinosihoaana, L., & Rakotomahazo, C. (2017). Mangrove Carbon Stocks and Ecosystem Cover Dynamics in Southwes

- Madagascar and the Implications for Local Management. *Forests*, 8 (6), 190. <https://doi.org/10.3390/f8060190>
- Bernardino, A. F., Sanders, C. J., Bissoli, L. B., Gomes, L. E., Kauffman, J. B., & Ferreira, T. O. (2020). Land use impacts on benthic bioturbation potential and carbon burial in Brazilian mangrove ecosystems. *Limnology and oceanography*, 65 (10), 2366-2376. <https://doi.org/10.1002/lno.11458>
- Bernini, E., da Silva, M. A. B., do Carmo, T. M. S., & Cuzzuol, G. R. F. (2010). Spatial and temporal variation of the nutrients in the sediment and leaves of two Brazilian mangrove species and their role in the retention of environmental heavy metals. *Brazilian Society of Plant Physiology*, 22 (3), 177-187. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202010000300005>
- Bianchi, T. S., Allinson, M. A., Zhao, J., Li, X., Comeaux, R. S., Feagin, R. A., & Kulawardhana, R. W. (2013). Historical reconstruction of mangrove expansion in the Gulf of Mexico: Linking climate change with carbon sequestration in coastal wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119, 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.12.007>
- Bongers, F., Popma, J., Meave-del Castillo, J., & Carabias, J. (1988). Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio*, 74, 55-80. <https://doi.org/10.1007/BF00045614>
- Bošel'a, M., Konôpka, B., Šebeň, V., Vladovič, J., & Tobin, B. (2014). Modelling height to diameter ratio-an opportunity to increase Norway spruce stand stability in the Western Carpathians. *Lesnícky časopis—Forestry Journal*, 60 (1), 71–80. Available in: <https://www.proquest.com/docview/1563868035>
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., Kristensen, E., Lee, S. Y., Marchand, C., Middelburg, J. J., Rivera-Monroy, V. H., Smith, T. J., & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22 (2), GB2013. <https://doi.org/10.1029/2007GB003052>
- Bourgeois, C., Alfaro, A. C., Dencer B., A., Duprey, J. L., Desnues, A., & Marchand, C. (2019). Stocks and soil-plant transfer of macro-nutrients and trace metals in temperate New Zealand estuarine mangroves. *Plant and Soil*, 463, 565-586. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03945-x>
- Bray, R. H., & Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59 (1), 39-46. <https://doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- Bremmer, J. M. (1965). Total nitrogen. In: Black, C. A. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbial properties* (1049-1178). Madison, WI, USA: American Society of Agronomy. Available in: <http://www.sci epub.com/reference/127396>

- Cacho, C. V., Conrad, S. R., Brown, D. R., Riggs, A., Gardner, K., Li, L., Laicher-Edwards, D., Tischler, L., Hoffman, R., Brown, T., & Sanders, C. J. (2021). Local geomorphological gradients affect sedimentary organic carbon storage: A Blue Carbon case study sub-tropical Australia. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101840. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101840>
- Cadiz, P. L., Calumpang, H. P., Sinutok, S., & Chotikarn, P. (2020). Carbon storage potential of natural and planted mangals in Trang, Thailand. *Applied Ecology and Environmental Research*, 18 (3), 4383-4403. https://doi.org/10.15666/aeer/1803_43834403
- Camacho, L. D., Gevaña, D. T., Carandang, A. P., Camacho, S. C., Combalicer, E. A., Rebugio, L. L., & Youn, Y. C. (2011). Tree biomass and carbon stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. *Forest Science and Technology*, 7 (4), 161-167. <https://doi.org/10.1080/21580103.2011.621377>
- Cameron, C., Kennedy, B., Tuiwawa, S., Goldwater, N., Soapi, K., & Lovelock, C. E. (2021). High variance in community structure and ecosystem carbon stocks of Fijian mangroves driven by differences in geomorphology and climate. *Environmental Research*, 192, 110213. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110213>
- Carreón-Santos, R. J., & Valdez-Hernández, J. I. (2014). Estructura y diversidad arbórea de vegetación secundaria derivada de una selva mediana subperennifolia en Quintana Roo. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 20 (1), 119-130. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2013.06.023>
- Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., Chambers, R. M., Zhao, X., Lamb-Wotton, L., Gorsky, A., Gaiser, E. E., Troxler, T. G., Kominoski, J. S., & Hiatt, M. (2020). Hurricanes fertilize mangrove forests in the Gulf of Mexico (Florida Everglades, USA). *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (9), 4831-4841. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908597117>
- Cerón, R. M., Cerón, J. G., Guerra, J. J., Zavala, J. C., Amador, L. E., Endañu, E., & Moreno, G. (2011). Determination of the amount of carbon stored in a disturbed mangrove forest in Campeche, México. *Ecosystem and Sustainable Development VIII*, 144, 327-338. <https://doi.org/10.2495/ECO110291>
- Cerón-Bretón, J. G., Cerón-Bretón, R. M., Rangel-Marrón, M., & Estrella-Cahuich, A. (2010). Evaluation of carbon sequestration potential in undisturbed mangrove forest in Términos Lagoon, Campeche. Eds. Mladenov, V., Psarris, K., Mastorakis, N., Caballero, A., & Vachtsevanos, G. In: *Development, Energy, Environment, Economics* 295-300. Available in: <https://www.wseas.org/multimedia/books/2010/Tenerife/DEEE.pdf>
- Chaendaekattu, N., & Mydin, K. K. (2018). Inheritance pattern and genetic correlations among growth and wood quality traits in Para rubber tree (*Hevea brasiliensis*) and implications for breeding. *Tree Genetics and Genomes*, 14, 63. <https://doi.org/10.1007/s11295-018-1278-5>

- Chatting, M., LeVay, L., Walton, M., Skov, M. W., Kennedy, H., Wilson, S., & Al-Maslmani, I. (2020). Mangrove carbon stocks and biomass partitioning in an extreme environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 244, 106940. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106940>
- Chauhan, R., Ramanathan, A. L., & Adhya, T. K. (2008). Assessment of methane and nitrous oxide flux from mangroves along Eastern coast of India. *Geofluids*, 8, 321-332. <https://doi.org/10.1111/j.1468-8123.2008.00227.x>
- Chen, G. C., Ulumuddin, Y. I., Pramudij, S., Chen, S. Y., Chen, B., Ye, Y. Ou, Y. D., Ma, Z. Y., Huang, H., & Wang, J. K. (2014). Rich soil carbon and nitrogen but low atmospheric greenhouse gas fluxes from North Sulawesi mangrove swamps in Indonesia. *Science of The Total Environment*, 487, 91-96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.140>
- Chen, R., & Twilley, R. R. (1999). Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River estuary, Florida. *Estuaries and Coasts*, 22 (4), 955-970. <https://doi.org/10.2307/1353075>
- Chen, S., Chen, B., Chen, G., Ji, J., Yu, W., Liao, J., & Chen, G. (2021). Higher soil organic carbon sequestration potential at a rehabilitated mangrove comprised of *Aegiceras corniculatum* compared to *Kandelia obovata*. *Science of the Total Environment*, 752, 142279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142279>
- Chesnin, L., & Yien, C. (1950). Turbidimetric determination of available sulfates. *Soil Science Society of America Journal*, 15, 144-151. <https://doi.org/10.2136/sssaj1951.036159950015000C0032x>
- Chimner, R. A. (2004). Soil respiration rates of tropical peatlands in Micronesia and Hawaii. *Wetlands*, 24, 51–56. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0051:SRROTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0051:SRROTP]2.0.CO;2)
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, 17 (4), 1-12. <https://doi.org/10.1029/2002GB001917>
- Clarke, P. J., & Kerrigan, R. A. (2002). The effects of seed predators on the recruitment of mangroves. *Journal of Ecology*, 90 (4), 728–736. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00705.x>
- Cleyndert, G. J., Cuni-Sanchez, A., Seki, H. A., Shirima, D. D., Munishi, P. K. T., Burgess, N., Calders, K., & Marchant, R. (2020). The effects of seaward distance on above and below ground carbon stocks in estuarine mangrove ecosystems. *Carbon Balance and Management*, 15, 27. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00161-4>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2012). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Anexo 7. Ecuaciones utilizadas para el cálculo de volúmenes. 175 p. Disponible en: <https://snigf.cnf.gob.mx/resultados-2004-2009/>

- Corella-Justavino, F., Valdez-Hernández, J. I., Cetina-Alcalá, V. M., González-Cossio, F. V., Trinidad-Santos, & Aguirre-Rivera, J. R. (2001). Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México*, 26 (90), 73-102. Disponible en <http://cienciasforestales.inifap.gob.mx/index.php/forestales/article/view/914>
- Dahdouh-Guebas, F., Collin, S., Lo Seen, D., Rönnbäck, P., Depommier, D., Ravishankar, T., & Koedam, N. (2006). Analysing ethnobotanical and fishery-related importance of mangroves of the East-Godavari Delta (Andhra Pradesh, India) for conservation and management purposes. *Journal Ethnobiology Ethnomedicine*, 2, 24. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-2-24>
- Dangremond, E. M., & Feller, I. C. (2014). Functional traits and nutrient limitation in the rare mangrove *Pelliciera rhizophorae*. *Aquatic Botany*, 116, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.12.007>
- Deshar, R., Sharma, S., Mouctar, K., Wu, M., Hoque, A. T. M. R., & Hagihara, A. (2012). Self-thinning exponents for partial organs in overcrowded mangrove *Bruguiera gymnorhiza* stands on Okinawa Island, Japan. *Forest Ecology and Management*, 278, 146–154. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.007>
- Díaz-Gaxiola, J. M. (2011). Una revisión sobre los manglares: características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: caso sistema laguna de Topolobampo. *Ra Ximhai*, 7 (3), 355–369. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46121063005>
- Dimalen, F. K., & Rojo, M. J. A. (2019). Carbon stock assessment of a mangrove forest in Cotabato City, Philippines. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 14 (2), 1-8. Available in: <https://ssrn.com/abstract=3588114>
- Dittmar, T., Hertkorn, N., Kattner, G., & Lara, R. J. (2006). Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, 20 (1), GB1012. <https://doi.org/10.1029/2005GB002570>
- Domínguez-Domínguez, M., Zavala-Cruz, J., & Martínez-Zurimendi, P. (2011). Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados. Villahermosa, Tabasco, México. 137 p. Disponible en: http://sostenible.palencia.uva.es/system/files/publicaciones/LIBRO_MANGLARES_DE_TABASCO.pdf
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Mackenzie, R. A., Ainsworth, A., & Pflieger, A. Z. (2012). Whole-island carbon stock in the tropical pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management*, 97, 89-96. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.12.004>

- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4 (5), 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Duarte, C. M. (2009). Coastal eutrophication research: a new awareness. *Hydrobiologia*, 629 (1), 263-269. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9795-8>
- Ducey, M. J. (2012). Evergreenness and wood density predict height-diameter scaling in trees of the northeastern United States. *Forest Ecology and Management*, 279, 21-26. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.034>
- Dudek, T., Korol, M., Havryliuk, S., Dychkevych, V., & Bobiec, A. (2021). The dendrometric characteristics of oak woods in rural landscapes of the East Carpathians. *Baltic Forestry*, 27 (1), 336. <https://doi.org/10.46490/BF336>
- Dung, L. V., Tue, N. T., Nhuan, M. T., & Omori, K. (2016). Carbon storage in a restored mangrove forest in Can Gio Mangrove Forest Park, Mekong Delta, Vietnam. *Forest Ecology and Management*, 380, 31-40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.032>
- Etemadi, H., Smoak, J. M., & Sanders, C. J. (2018). Forest migration and carbon sources to Iranian mangrove soils. *Journal of Arid Environments*, 157, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.06.005>
- Ezenwenyi, J. U., & Chukwu, O. (2017). Effects of slenderness coefficient in crown area prediction for *Tectona grandis* Linn. f. in Omo Forest Reserve, Nigeria. *Current Life Science*, 3 (4), 65-71. <https://doi.org/10.5281/zenodo.996326>
- Feller, I. C. (1995). Effects of Nutrient Enrichment on Growth and Herbivory of Dwarf Red Mangrove (*Rhizophora mangle*). *Ecological Monographs*, 65 (4), 477-505. <https://doi.org/10.2307/2963499>
- 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>
- Feller, I. C., McKee, K. L., Whigham, D. F., & O'Neill, J. P. (2003). Nitrogen vs. phosphorus limitation across an ecotonal gradient in a mangrove forest. *Biogeochemistry*, 6 (2), 145-175. <https://doi.org/10.1023/A:1021166010892>
- Feller, I. C., Whigham, D. F., O'Neill, J. P., & McKee, K. L. (1999). Effects of nutrient enrichment on within-stand cycling in a mangrove forest. *Ecology*, 80 (7), 2193-2205. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[2193:EONEOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[2193:EONEOW]2.0.CO;2)
- Feng, J., Cui, X., Zhou, J., Wang, L., Zhu, X., & Lin, G. (2019). Effects of exotic and native mangrove forests plantation on soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus contents and pools in Leizhou, China. *Catena*, 180, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.018>
- Friess, D. A., Krauss, K. W., Taillardat, P., Adame, M. F., Yando, E. S., Cameron, C., Sasmito, S. D., & Sillanpää, M. (2020). Mangrove Blue Carbon in the Face of

- Deforestation, Climate Change, and Restoration. *Annual Plant Reviews online*, 3, 427-456. <https://doi.org/10.1002/9781119312994.apr0752>
- Gao, Y., Zhou, J., Wang, L., Guo, J., Feng, J., Wu, H., & Lin, G. (2019). Distribution patterns and controlling factors for the soil organic carbon in four mangrove forests of China. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00575. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00575>
- Gaonkar, S., & Rodrigues, B. F. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungal status in mangroves of Pichavaram Forest, Tamil Nadu, India. *Tropical Ecology*, 62, 538-548. <https://doi.org/10.1007/s42965-021-00167-0>
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) (5ª ed.). México: Instituto de Geografía UNAM. Disponible en: <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83>
- Gillis, L. G., Belshe, E. F., & Narayan, G. R. (2017). Deforested Mangroves Affect the Potential for Carbon Linkages Between Connected Ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 40, 1207-1213. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0210-9>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (1), 154–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Goessens, A., Satyanarayana, B., Van der Stocken, T., Zuniga, M. Q., Mohd-Lokman, H., Sulong, I., & Dahdouh-Guebas, F. (2014). Is Matang Mangrove Forest in Malaysia Sustainably Rejuvenating after More than a Century of Conservation and Harvesting Management? *PloS one*, 9 (8), e105069. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105069>
- González-Hernández, L., Sol-Sánchez, A., Pérez-Vázquez, A., & Obrador-Olan, J. J. (2016). Sobrevivencia y crecimiento de mangle negro (*Avicennia germinans* L.) en plantaciones reforestadas y regeneración natural. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 14, 2769–2782. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v7nspe14/2007-0934-remexca-7-spe14-2769.pdf>
- González-Molina, L., Etchevers-Barra, J. D., & Hidalgo-Moreno, C. (2008). Carbono en suelo de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia*, 42, 741-751. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v42n7/v42n7a1.pdf>
- Guerra-Santos, J. J., Cerón-Bretón, R. M., Cerón-Bretón, J. G., Damián-Hernández, D. L., Sánchez-Junco, R. C., & Guevara-Carrió, E. C. (2014). Estimation of the carbon pool in soil and above-ground biomass within mangrove forests in Southeast Mexico using allometric equations. *Journal of Forestry Research*, 25 (1), 129-134. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0437-2>

- Hanggara, B. B., Murdiyarso, D., Ginting, Y. R. S., Widha, Y. L., Panjaitan, G. Y., & Lubis, A. A. (2021). Effects of diverse mangrove management practices on forest structure, carbon dynamics and sedimentation in North Sumatra, Indonesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 259, 107467. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107467>
- Harishma, K. M., Sandeep, S., & Sreekumar, V. B. (2020). Biomass and carbon stocks in mangrove ecosystems of Kerala, southwest coast of India. *Ecological Processes*, 9, 31. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00227-8>
- Harja, D., Vincent, G., Mulia, R., & van Noordwijk, M. (2012). Tree shape plasticity in relation to crown exposure, *Trees-Structure and Function*, 26, 1275-1285. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0703-x>
- Hasan, M. K., Rahman, G. M. M., & Akter, R. (2018). Present Status Of Soil Nutrient And Tree Stands Density Of Sundarbans Mangrove Forest Of Bangladesh. *Journal of Agricultural Science and Practice*, 3 (6), 121-131. <https://doi.org/10.31248/JASP2018.111>
- Hatje, V., Masqué, P., Patire, V. F., Dórea, A., & Barros, F. (2020). Blue carbon stocks, accumulation rates, and associated spatial variability in Brazilian mangroves. *Limnology and Oceanography*, 66 (2), 321-334. <https://doi.org/10.1002/lno.11607>
- Hayes, M. A., Jesse, A., Hawke, B., Baldock, J., Tabet, B., Lockington, D., & Lovelock, C. E. (2017). Dynamics of sediment carbon stocks across intertidal wetland habitats of Moreton Bay, Australia. *Global Change Biology*, 23 (10), 4222-4234. <https://doi.org/10.1111/gcb.13722>
- Hernández, M. E., & Junca-Gómez, D. (2020). Carbon stocks and greenhouse gas emissions (CH₄ and N₂O) in mangroves with different vegetation assemblies in the central coastal plain of Veracruz, Mexico. *Science of The Total Environment*, 741, 140276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140276>
- Hernández-Melchor, G. I., Sánchez, A. S., Ruíz-Rosado, O., Valdez-Hernández, J. I., López-Collado, J. C., & Reta-Mendiola, J. L. (2016). Diagnóstico del proceso de reforestación en manglares de la costa de Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 14, 2883-2894. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.459>
- Hernández-Ramos, J., Valdez-Hernández, J. I., García-Cuevas, X., Quiñonez-Barraza, G., Reyes-Hernández, V. J., & Hernández-Ramos, A. (2020). Modelos altura-diámetro con efectos mixtos para *Lysiloma latisiliquum* (L) Benth. en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques*, 26 (2), e2622046. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2622046>
- Herrera-Silveira, J. A., Camacho-Rico, A., Pech, E., Pech, M., Ramírez-Ramírez, J., & Teutli-Hernández, C. (2016). Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana*, 34, 61-72. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v34n1/2395-8030-tl-34-01-00061.pdf>

- Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cardenas, M. A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., Camacho-Rico, A., Caamal-Sosa, J. P., Mendoza-Martínez, J. E., Pech-Poot, E. Y., Montero, J., & Teutli-Hernández. (2020). Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *Peer J Life & Environment*, 8, e8790. <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>
- Hill, J. W., Bourke, L. A., Horton, C. M., Staples, T. L., & Lovelock, C. E. (2021). Limited relationships between mangrove forest structure and hydro-edaphic conditions in subtropical Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 248, 106930. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106930>
- Hogarth, P. J. (2015). *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. Oxford University Press (3th ed.) Oxford, United Kingdom. 300 p. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198716549.001.0001>
- Hossain, M. D., & Nuruddin, A. A. (2016). Soil and Mangrove: A Review. *Journal of Environmental Science and Technology*, 9 (2), 198-207. <https://doi.org/10.3923/jest.2016.198.207>
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (2014). Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass Meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commissions of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 186 p. Available in: <https://www.cifor.org/knowledge/publication/5095/>
- Huang, X., Wang, X., Li, X., Xin, K., Yan, Z., Sun, Y., & Bellerby, R. (2018). Distribution Pattern and Influencing Factors for Soil Organic Carbon (COC) in Mangrove Communities at Dongzhaigang, China. *Journal of Coastal Research*, 34 (2), 434-442. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00207.1>
- Hutchison, J., Manica, A., Swetnam, R., Balmford, A., & Spalding, M. (2014). Predicting Global Patterns in Mangrove Forest Biomass. *Conservation Letters*, 7 (3), 233–40. <https://doi.org/10.1111/conl.12060>
- Huxham, M., Langat, L., Tamooh, F., Kennedy, H., Mencuccini, M., Skov, M. W., & Kairo, J. (2010). Decomposition of mangrove roots: Effects of location, nutrients, species identity and mix in a Kenyan forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88 (1), 135-142. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.021>
- Iimura, Y., Kazutoshi, K., Kondo, M., & Ohtsuka, T. (2019). Soil carbon stocks and their primary origin at mature mangrove ecosystems in the estuary of Fukido River, Ishigaki Island, southwestern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 65 (5), <https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1660589>
- Izaurrealde, R. C., Rosemberg, N. J., & Lal, R. (2001). Mitigation of climate change by soil carbon sequestration: Issues of science, monitoring and degraded lands. *Advances in Agronomy*, 70, 1-75. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)70003-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(01)70003-X)

- Jennerjahn, T. C., & Ittekkot, V. (2002). Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften*, 89 (1), 23-30. <https://doi.org/10.1007/s00114-001-0283-x>
- Johnson, J. L., Raw, J. L., & Adams, J. B. (2020). First report on carbon storage in a warm-temperate mangrove forest in South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 235, 106566. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106566>
- Jones, T. G., Ratsimba, H. R., Ravaoarinorotsihoarana, L., Cripps, G., & Bey, A. (2014). Ecological Variability and Carbon Stock Estiamtes of Mangrove Ecosystem in Northwestern Madagascar. *Forests*, 5 (1), 177-205. <https://doi.org/10.3390/f5010177>
- Kairu, A., Kotut, K., Mbeche, R., & Kairo, J. (2021). Participatory forestry improves mangrove forest management in Kenya. *International Forestry Review*, 23 (1), 41.54. <https://doi.org/10.1505/146554821832140385>
- Kamal, A. H. M., Hoque, M. M., Idris, M. H., Billah, M. M., Karim, N. U., Bhuiyan, M. K. A. (2020). Nutrient proprieties of tidal-borne alluvial sediments from a tropical mangrove ecosystem. *Regional Studies in Marine Sciences*, 36, 101299. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101299>
- Kamara, M., Deshar, R., Sharma, S., Kamruzzaman, M., & Hagihara, A. (2012). The self-thinning exponent in overcrowded stands of the mangrove, *Kandelia obovata*, on Okinawa Island, Japan. *Journal of Oceanography*, 68, 851-856. <https://doi.org/10.1007/s10872-012-0135-7>
- Kamruzzaman, M., Ahmed, S., & Osawa, A. (2017). Biomass and net primary productivity of mangrove communities along the Oligohaline zone of Sundarbans, Bangladesh. *Forest Ecosystems*, 4, 16. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0104-0>
- Kandasamy, K., Rajendran, N., Balakrishnan, B., Thiruganasambandam, R., & Narayanasamy, R. (2021). Carbon sequestration and storage in planted mangrove stands of *Avicennia marina*. *Regional Studies in Marine Science*, 43, 101701. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101701>
- Kauffman, B. J., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: Cifor. Disponible en: https://www.cifor.org/publications/pdf_files/WPapers/WP117Kauffman.pdf
- Kauffman, J. B., Adame, M. F., Arifanti, V. B., Schile-Beers, L. M., Bernardino, A. F., Bhomia, R. K., Donato, D. C., Feller, I. C., Ferreira, T. O., Jesus-Garcia, M. C., MacKenzie, R. A., Megonigal, J. P., Murdiyarsa, D., Simpson, L., & Hernández-Trejo, H. (2020). Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. *Ecological Monographs*, 90 (2), e01405. <https://doi.org/10.1002/ecm.1405>

- Kauffman, J. B., Heider, C., Cole, T. G., Dwire, K. A., & Donato, D. C. (2011). Ecosystem Carbon Stocks of Micronesian Mangrove Forests. *Wetlands*, 31 (2), 343-352. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0148-9>
- Kauffman, J. B., Hernández-Trejo, H., Jesús-García, M. C., Heider, C., & Contreras, W. M. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 24, 203-216. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9453-z>
- Każmierczak, K., Borzyszkowski, W., & Korzeniewicz, R. (2015). Slenderness of 35-year-old pines from a dominant stand as an indicator of a stand stability, *Forestry Letters*, 108, 32-35. Available in: <http://www.forestryletters.pl/index.php/forestryletters/article/view/56>
- Keuskamp, J. A., Schmitt, H., Laanbroek, H. J., Verhoeven, J. T. A., & Hefting, M. M. (2013). Nutrient amendment does not increase mineralisation of sequestered carbon during incubation of a nitrogen limited mangrove soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 822-829. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.08.007>
- Khan, M. N. I., Suwa, R., & Hagihara, A. (2007). Carbon and nitrogen pools in a mangrove stand of *Kandelia obovata* (S., L.) Yong: vertical distribution in the soil-vegetation system. *Wetlands Ecology and Management*, 15 (2), 141-153. <https://doi.org/10.1007/s11273-006-9020-8>
- Khan, M. Z., & Amin, M. S. (2019). Macro nutrient status of Sundarbans forest soil in Southern región of Bangladesh. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 54 (1), 67-72. <https://doi.org/10.3329/bjsir.v54i1.40732>
- Kida, M., & Fujitake, N. (2020). Organic Carbon Stabilization Mechanisms in Mangrove Soils: A review. *Forests*, 11 (9), 981. <https://doi.org/10.3390/f11090981>
- Kida, M., Watanabe, I., Kinjo, K., Kondo, M., Yoshitake, S., Tomotsune, M., Iimura, Y., Umnouysin, S., Suchewaboripont, V., Pongparn, S., Ohtsuka, T., & Fujitake, N. (2021). Organic carbon stock and composition in 3.5-m core mangrove soils (Trat, Thailand). *Science of the Total Environment*, 801, 149682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149682>
- Kirwan, M. L., & Megonigal, J. P. (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature*, 504, 53–60. <https://doi.org/10.1038/nature12856>
- Komiyama, A., Ong, J. E., & Pongparn, S. (2008). Allometry, biomass and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.006>
- Kristensen E. (2000). Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia*, 426 (1), 1-24. <https://doi.org/10.1023/A:1003980226194>.

- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89 (2), 201-219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Kumar K, M. V., & Kumara, V. (2020). Physico-Chemical Analysis of Mangrove Soil, Kundapura, Karnataka, India. *Current World Environment*, 15 (3), 624-631. <https://doi.org/10.12944/CWE.15.3.27>
- Lang-Martins M., A. P., Torres-Boeger, M. R., Reissmann, C. B., & Geronazzo-Martins, K. (2015). Soil-plant nutrient interactions in two mangrove areas at Southern Brazil. *Acta Biológica Colombiana*, 21 (1), 39-50. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1.42894>
- Lara-Domínguez, A. L., Day-Jr., J. W., Villalobos-Zapata, G., Twilley, R. R., Alvarez-Guillen, H., & Yáñez-Arancibia, A. (2005). Structure of a unique inland mangrove forest assemblage in fossil lagoons on the Caribbean Coast of Mexico. *Wetlands Ecology and Management*, 13, 111-122. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-5197-x>
- Lau, W. W. (2013). Beyond carbon: Conceptualizing payments for ecosystem services in blue forests on carbon and other marine and coastal ecosystem services. *Ocean and Coastal Management*, 83, 5-14. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.03.011>
- León-Sánchez, M. A., Reyes-Pozo, J. L., Pérez-León, V. E., Bonilla-Vichot, M., & Herrero-Echeverría, G. (2019). Esbeltez y fertilización mineral en plantaciones de *Pinus caribaea* en Cuba. *Madera y Bosques*, 25 (2), e2521777. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2521777>
- Lewis, M., Pryor, R., & Wilking, L. (2011). Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A review. *Environmental Pollution*, 159 (10), 2328-2346. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.027>
- Li, M. S. (1997). Nutrient Dynamics of a Futian Mangrove Forest in Shenzhen, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45 (2), 463-472. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0201>
- Liu, H., Ren, H., Hui, D., Wang, W., Liao, B., & Cao, Q. (2014). Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *Journal of Environmental Management*, 133: 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.037>
- Lizano-López, M. V. (2017). Estructura horizontal de seis especies de árboles maderables en bosques intervenidos de la Zona Norte de Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 15 (36), 2-8. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v15i36.3429>
- López-Sayago, J. T. (2017). Identificación de zonas propias para desazolve, brechas cortafuego y erradicación de especies invasoras en el Ejido Tarachi, Veracruz. Proyecto 86487 "Plataforma de Colaboración sobre Cambio Climático y

- Crecimiento Verde entre Canadá y México”. PNUD México -INECC. 57 p. Disponible en: <https://www.gob.mx/inecc/documentos/identificacion-de-zonas-propias-para-desazolve-brechas-corta-fuego-y-erradicacion-de-especies-invasoras-en-el-ejido-el-tarachi-veracruz>
- Lovelock, C. E., Ruess, R. W., & Feller, I. C. (2011). CO₂ Efflux from Cleared Mangrove Peat. *PLoS One*, 6 (6), 1-4. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021279>
- Lunstrum, A., & Chen, L. (2014). Soil carbon stocks accumulation in young mangrove forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 75, 223-232. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.008>
- MacKenzie, R. A., Foulk, P. B., Klump, J. V., Weckerly, K., Purbospito, J., Murdiyarso, D., Donato, D. C., & Nam, V. N. (2016). Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. *Wetlands Ecology Management*, 24, 245-261. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9481-3>
- Mandal, R. N., & Bar, R. (2019). Mangroves for building resilience to climate change. A field manual. Apple Academic Press, Inc. New York. 352 p. <https://doi.org/10.1201/9780429487781>
- Mao, Z. L., Lai, M. D., Zhao, Z. Y., & Yang, X. M. (2011). Effect of invasion plants (*Mikania micrantha* H. B. K.) on carbon stock of mangrove ecosystem in Shenzhen bay. *Ecology and Environmental Science* 20 (12): 1813-1818. Available in: https://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTOTAL-TRYJ201112008.htm
- Martínez-Ramos, M., & Álvarez-Buylla, E. (1995). Population ecology of plants in a tropical rainforest of Mexico. *Botanical Sciences*, 56, 121-153. <https://doi.org/10.17129/botsci.1469>
- Masuhara, A., Valdés, E., Pérez, J., Gutiérrez, D., Vázquez, J. C., Salcedo, E., Juárez, M. J., & Merino, A. (2015). Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología*, 4 (1), 66-93. Disponible en: <http://oaji.net/articles/2016/2729-1451770743.pdf>
- Matatula, J., Afandi, A. Y., & Wirabuana, P. Y. A. P. (2021). Short Communication: A comparison of stand structure, species diversity and aboveground biomass between natural and planted mangroves in Sikka, East Nusa Tenggara, Indonesia. *Biodiversitas*, 22 (3), 1098-1103. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220303>
- Maurya, P., & Kumari, R. (2021). Spatiotemporal variation of the nutrients and heavy metals in mangroves using multivariate statistical análisis, Gulf of Kachchh (India). *Environmental Research*, 195, 110803. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110803>
- McGowan, T., Cunningham, S., Guzmán, H. M., Mair, J. M., Guevara, J. M., & Betts, T. (2010). Mangrove forest composition and structure in Las Perlas Archipelago,

- Pacific Panama. *Revista de Biología Tropical*, 58 (3), 857-869. Available in: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44918839006>
- McKee, K. L., Cahoon, D. R., & Feller, I. C. (2007). Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (5), 545-556. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (10), 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Méndez-Alonzo, R., López-Portillo, J., & Rivera-Monroy, V. H. (2008). Latitudinal Variation in Leaf and Tree Traits of the Mangrove *Avicennia germinans* (Avicenniaceae) in the Central Region of the Gulf of Mexico. *Biotropica*, 40, 449-456. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00397.x>
- Mezei, P., Grodzki, W., Blaženec, M., & Jakuš, R. (2014). Factors influencing the wind-bark beetles' disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management*, 312, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.020>
- Ming, C. A., & Takako, T. (2004). Application News TOC: Total Organic Carbon in Soil. Shimadzu Corporation, Singapore. 2 p. Available in: <https://www.shimadzu.com/>
- Mitchell, S. J. (2013). Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. *Forestry*, 86 (2), 147-157. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps058>
- Mitra, A. (2020). Mangrove Forests in India: Exploring Ecosystems Services. Springer. Kolkata, West Bengal, India. 372 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-20595-9>
- Mohammed, E. Y. (2012). Payments for Coastal and Marine Ecosystem Services: Prospects and Principles. International Institute for Environment and Development (IIED), London. 4 p. Available in: <https://pubs.iied.org/17132iied>
- Moreira-dos Santos, N., & Lana, P. (2017). Present and past uses of mangrove wood in the subtropical Bay of Paranaguá (Paraná, Brazil). *Ocean and Coastal Management*, 148, 97-103. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.003>
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82 (4), 1249–1261. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/rmbiodiv/v82n4/v82n4a19.pdf>
- Moreno-Cáliz, E., Guerrero-Peña, A., Gutiérrez-Castorena, M. C., Ortiz-Solorio, C. A., & Palma-López, D. J. (2002). Los manglares de Tabasco: una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques*, 8 (número especial), 115-128. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801295>

- Moreno-Casasola, P., Galaviz-Rojas, J. L., Zárate-Lomelí, D., Ortiz-Pérez, M. A., Lara-Domínguez, A. L., & Saavedra-Vázquez, T. (2016). Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y bosques*, 8 (1), 61-88. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801292>
- Moreno-Casasola, P., Hernández, M. E., & Campos, C. A. (2017). Hidrology, Soil Carbon Sequestration and Water Retention along a Coastal Wetland Gradient in the Alvarado Lagoon System, Veracruz, Mexico. *Journal of Coastal Research*, 77, 104-115. <https://doi.org/10.2112/SI77-011.1>
- Moreno-Martínez, A., Álvarez-Arteaga, G., & Orozco-Hernández, M. E. (2021). Heterogeneidad ambiental y alteraciones antrópicas en comunidades de manglar en el pacífico sur de México. *Revista de Ciencias Ambientales (Tropical Journal of Environmental Sciences)*, 55 (1), 70-85. <https://doi.org/10.15359/rca.55-1.4>
- Murdiyarso, D., Purbopuspito, J., Kauffman, J. B., Warren, M. W., Sasmito, S. D., Donato, D. C., Manuri, S., Krisnawati, H., Taberima, S., & Kurnianto, S. (2015). The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 5, 1089-1092. <https://doi.org/10.1038/nclimate2734>
- Murdiyarso, D., Sasmito, S. D., Sillanpää, M., MacKenzie, R., & Gaveau, D. (2021). Mangrove selective logging sustains biomass carbon recovery, soil carbon, and sediment. *Scientific reports*, 11 (1), 12325. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91502-x>
- Murray, M. R., Zisman, S. A., Furley, P. A., Munro, D. M., Gibson, J., Ratter, J., Bridgewater, S., Minty, C. D., & Place, C. J. (2003). The mangroves of Belize: Part 1. distribution, composition and classification. *Forest Ecology and Management*, 174, 265-279. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00036-1)
- Naidoo, G. (2009). Differential effects of nitrogen and phosphorus enrichment on growth of dwarf *Avicennia marina* mangroves. *Aquatic Botany*, 90 (2), 184-190. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.10.001>
- Nájera-Luna, J. A., & Hernández-Hernández, E. (2008). Relaciones morfométricas de un bosque coetáneo de la región de El Salto, Durango. *Ra Xamhai*, 4 (1), 69-81. Disponible en: <http://www.ejournal.unam.mx/rxm/vol04-01/RXM004000105.pdf>
- Nasrin, S., Hossain, M., & Rahman, M. M. (2019). Adaptative responses to salinity: nutrient resorption efficiency of *Sonneratia apetala* (Buch.-Ham.) along the salinity gradient in the Sundarbans of Bangladesh. *Wetlands Ecology and Management*, 27, 343-351. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09663-6>
- Nixon, S. W. (2009). Eutrophication and the microscope. *Hydrobiologia*, 629 (1), 5-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9759-z>
- Nóbrega, G. N., Otero, X. L., Macías, F., & Ferreira, T. O. (2014). Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm

- effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 5749-5762. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3817-3>
- Ochoa-Gómez, J. G., Lluch-Cota, S. E., Rivera-Monroy, V. H., Lluch-Cota, D. B., Troyo-Diéguez, E. T., Oechel, W., & Serviera-Zaragoza, E. (2019). Mangrove wetland productivity and carbon stocks in an arid zone of the Gulf of California (La Paz Bay, Mexico). *Forest Ecology and Management*, 442, 135-147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.059>
- Ojeda, A. B., García-de Fuentes, A., Romero, D., & Fraga, J. (2020). El ecoturismo como herramienta de conservación en los humedales costeros de Yucatán, México. *Revista Cartográfica*, 101, 155-171. <https://doi.org/10.35424/rcarto.i101.671>
- Ola, A., & Lovelock, C. E. (2021). Decomposition of mangrove roots depends on the bulk density they grew in. *Plant and Soil*, 460, 177-187. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04791-y>
- Ola, A., Schmidt, S., & Lovelock, C. E. (2018). The effect of heterogeneous soil bulk density on root growth of field-grown mangrove species. *Plant and Soil*, 432, 91-105. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3784-5>
- Opio, C., Jacob, N., & Coopersmith, D. (2000). Height to diameter ratio as a competition index for young conifer plantations in northern British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 137 (1-3), 245-252. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00312-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00312-6)
- Ordoñez-Díaz, J. A. B., Galicia-Naranjo, A., Venegas-Mancera, N. J., Hernández-Tejada, T., Ordóñez-Díaz, M. J., & Dávalos-Sotelo, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y bosques*, 21 (número especial), 77-126. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61743003006>
- Owers, C. J., Rogers, K., & Woodroffe, C. D. (2018). Spatial variation of above-ground carbon storage in temperate coastal wetlands. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 210, 55-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.06.002>
- Oxmann, J. F., Schwendenmann, L., & Lara, R. J. (2009). Interactions among phosphorus, pH and Eh in reforested mangroves, Vietnam: a three-dimensional spatial analysis. *Biogeochemistry*, 96, 73-85. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9345-5>
- Palacios, M. L., & Cantera, J. R. (2017). Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific. *Hydrobiologia*, 803 (1), 345-358. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3309-x>
- Paniagua-Cano, E. I., Granados-Sánchez, D., & Granados-Victorino, R. L. (2018). Estructura, bienes y servicios del manglar de Mandinga, Veracruz. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24 (2), 171-181. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.05.034>

- Pastorino, M. J., Ghirardi, S., Grosfeld, J., Gallo, L. A., & Puntieri, J. G. (2010). Genetic variation in architectural seedling traits of *Patagonian cypress* natural populations from the extremes of a precipitation range. *Annals of Forest Science*, 67 (5), 508. <https://doi.org/10.1051/forest/2010010>
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE*, 7 (9), e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Perera, K. A. R. S., & Amarasinghe, M. D. (2019). Carbon sequestration capacity of mangrove soils in micro tidal estuaries and lagoons: A case study from Sri Lanka. *Geoderma* 347: 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.041>
- Pham, T. D., Yokoya, N., Nguyen, T. T. T., Le, N. N., Ha, N. T., Xia, J., Takeuchi, W., & Pham, T. D. (2021). Improvement of Mangrove Soil Carbon Stocks Estimation in North Vietnam Using Sentinel-2 Data and Machine Learning Approach. *GIScience & Remote Sensing*, 58 (1), 68-87. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1857623>
- Pinto-Nolla, F. (1999). Sucesión y fisonomía de los manglares de Colombia. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23, 141–161. Disponible en: https://www.accefyn.com/revista/Vol_23/supl/141-161.pdf
- Portilla-Ochoa, E., Silva-López, G., Sánchez-Hernández, A. I., Cruz, O., Barr, J. L., Saucedo-Rodríguez, D. A., Juárez-Eusebio, A., Pérez-Bello, A. I., Cortés-Balderas, A. D., Flores-Romero, C. I., Tiburcio-Palacios, L. J., Herrera-García, C., Galán-Amaro, F. E., & García-Hernández, C. (1999). Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Naturales en Unidades de Paisaje del Humedal de Alvarado, Veracruz, México. Parte 2. Informe Técnico. Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana. 161 p. Disponible en: <https://rsis Ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1355RIS.pdf>
- Pototan, B. L., Capin, N. C., Delima, A. G. D., & Novero, A. U. (2021). Assessment of mangrove species diversity in Banaybanay, Davao Oriental, Philippines. *Biodiversitas*, 22 (1), 144-153. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220120>
- Pricillia, C. C., Patria, M. P., & Herdiansyah, H. (2021). Environmental conditions to support blue carbon storage in mangrove forest: A case study in the mangrove forest, Nusa Lembongan, Bali, Indonesia. *Biodiversitas*, 22 (6), 3304-3314. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220636>
- Pukkala, T., Lähde, E., & Laiho, O. (2010). Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry*, 83 (2), 129-142. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp037>
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available in: <https://www.R-project.org/>.

- Rahman, M. S., Donoghue, D. N. M., & Bracken, L. J. (2021). Is soil organic carbon underestimated in the largest mangrove forest ecosystems? Evidence from the Bangladesh Sundarbans. *Catena*, 200, 105159. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105159>
- Ranjan, R. K., Routh, J., & Ramanathan, A. L. (2010). Bulk organic matter characteristics in the Pichavaram mangrove–estuarine complex, south-eastern India. *Applied Geochemistry*, 25, 1176-1186. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.05.003>
- Rasquinha, D. N., & Mishra, D. R. (2021). Impacto of wood harvesting on mangrove forest structure, composition and biomass dynamics in India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 248, 106974. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106974>
- Ray, R., Ganguly, D., Chowdhury, C., Dey, M., Das, S., Dutta, M. K., Mandal, S. K., Majumder, N., De, T. K., Mukhopadhyay, S. K., & Jana, T. K. (2011). Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. *Atmospheric Environment*, 45, 5016-5024. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.074>
- Ray, R., Majumder, N., Das, S., Chowdhury, C., & Jana, T. K. (2014). Biogeochemical cycle of nitrogen in a tropical mangrove ecosystem, east coast of India. *Marine Chemistry*, 167, 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2014.04.007>
- Ray, R., Mandal, S. K., González, A. G., Pokrovsky, O. S., & Jana, T. K. (2021). Storage and recycling of major and trace element in mangroves. *Science of the Total Environment*, 780, 146379. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146379>
- Reef, R., Feller, I. C., & Lovelock, C. E. (2010). Nutrition of mangroves. *Tree Physiology*, 30 (9), 1148-1160. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq048>
- Ren, H., Chen, H., Li, Z., & Han, W. (2010). Biomass accumulation and carbon storage of four different aged *Sonneratia apetala* plantations in Southern China. *Plant Soil*, 327, 279-291. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0053-7>
- Rhoades, J. (1982). Cation Exchange Capacity. In: Page, A. L., Miller, R. H., & Keeney, D. R. (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Agronomy Monographs N° 9*. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU. pp. 149-157.
- Rivera-Monroy, V. H., Lee, S. Y., Kristensen, E., & Twilley, R. R. (2017). *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective*. Springer. Switzerland. 399 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4>
- Robertson, A. I., & Alongi, D. M. (1992). *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union. Washington, DC. 329 p. <https://doi.org/10.1029/CE041>
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Ramírez-García, P., & Gutiérrez-Granados, G. (2011). Efectos de la extracción no controlada de madera sobre la comunidad y estructura de tamaños de los manglares de Alvarado, Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad*

Botánica de México, 89, 107-113. Disponible en:
<http://www.scielo.org.mx/pdf/bsbm/n89/n89a6.pdf>

- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Villeda-Chávez, E., Vázquez-Lule, A. D., Bejarano, M., Cruz-López, M. I., Olguín, M., Villela-Gaytán, S. A., & Flores, R. (2018). Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala. *CONABIO*. México. 274 p. Disponible en:
<https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/14078.pdf>
- Romero-Berny, E. I., Tovilla-Hernández, C., Torrescano-Valle, N., & Schmook, B. (2019). Heterogeneidad estructural del manglar como respuesta a factores ambientales en El Soconusco, Chiapas, México. *Polibotánica*, 47, 39-58.
<https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.4>
- Rovai, A. S., Coelho-Jr, C., de Almeida, R., Cunha-Lignon, M., Menghini, R. P., Twilley, R. R., Cintrón-Molero, G., & Schaeffer N., Y. (2021). Ecosystem-level carbon and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 479, 118553.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118553>
- Rovai, A. S., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P. A., Simonassi, J. C., Fonseca, A. L., & Pagliosa, P. R. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, 8, 534-538. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0162-5>
- Rowell, D. L. (2014). *Soil Science: Methods & Applications*. Routledge. London. 368 p.
<https://doi.org/10.4324/9781315844855>
- Rozainah, M. Z., Nazri, M. N., Sofawi, A. B., Hematic, Z., & Juliana, W. A. (2018). Estimation of carbon pool in soil, above and below ground vegetation at different types of mangrove forests in Peninsular Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 237-245. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.023>
- Ruiz-Fernández, A. C., Agraz-Hernández, C. M., Sanchez-Cabeza, J. A., Díaz-Asencio, M., Pérez-Bernal, L. H., Chan-Keb, C. A., López-Mendoza, P. G., Blanco-Correa, J. M., Ontiveros-Cuadras, J. F., Osti-Saenz, J., & Reyes-Castellanos, J. E. (2018). Sediment Geochemistry, Accumulation Rates and Forest Structure in a Large Tropical Mangrove Ecosystem. *Wetlands*, 38, 307-325.
<https://doi.org/10.1007/s13157-017-0969-2>
- Sahu, A. K., & Kathiresan, K. (2019). The age species composition of mangrove forest directly influence the net primary productivity and carbon sequestration potential. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 20, 101235.
<https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101235>
- Saintilan, N., Rogers, K. & Howe, A. (2009). Geomorphology and habitat dynamics. In: Saintilan, N. (Eds.). *Australian Saltmarsh Ecology*. CSIRO Publishing, Collingwood, Vic. pp. 53–74. Available in: <http://ro.uow.edu.au/smhpapers/703>

- Sanders, C. J., Maher, D. T., Tait, D. R., Williams, D., Holloway, C., Sippo, J. Z., & Santos, I. R. (2016). Are global mangrove carbon stocks driven by rainfall? *Journal of Geophysical Research: Biogeoscience*, 121 (10), 2600–2609. <https://doi.org/10.1002/2016JG003510>
- Santana-de Andrade., K. V., Rodrigues-Holanda, F. S., de Oliveira-Santos, T., Santos-Santana, M. B., & de Araújo-Filho, R. N. (2018). Mangrove Soil in Physiographic Zones in the Sao Francisco River Estuary. *Floresta e Ambiente*, 25 (2), e20160638. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.063816>
- Saravanakumar, K., Anburaj, R., Gomathi, V., & Kathiresan, K. (2016). Ecology of soil microbes in a tropical mangrove forest of south east coast of India. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 8, 73-85. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2016.08.010>
- Sasmito, S. D., Sillanpää, M., Hayes, M. A., Bachri, S., Saragi-Sasmito, M. F., Sidik, F., Hanggara, B. B., Mofu, W. Y., Rumbiak, V. I., Hendri, Taberima, S., Suhaemi, Nugroho, J. D., Pattiasina, T. F., Widagti, N., Barakalla, Rahajoe, J. S., Hartantri, H., Nikijuluw, V., Jowey, R. N., Heatubun, C. D., Ermgassen, P., Worthington, T. A., Howard, J., Lovelock, C. E., Friess, D. A., Hutley, L. B., & Murdiyarso, D. (2020). Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Global Change Biology*, 26, 3028-3039. <https://doi.org/10.1111/gcb.15056>
- Sasmito, S. D., Taillardat, P., Clendenning, J. N., Cameron, C., Friess, D. A., Murdiyarso, D., & Hutley, L. B. (2019). Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Global Change Biology*, 25 (12), 4291-4302. <https://doi.org/10.1111/gcb.14774>
- Satrio, A. E., Gandaseca, S., Ahmed, O. H., & Majid, N. M. A. (2009). Effect of Precipitation Fluctuation on Soil Carbon Storage of a Tropical Peat Swamp Forest. *American Journal Applied Sciences*, 6 (8), 1484-1488. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2009.1484.1488>
- Savari, A., Khaleghi, M., Safahieh, A. R., Hamidian-Pour, M., & Ghaemmaghami. (2020). Estimation of biomass, carbon stocks and soil sequestration of Gowatr mangrove forests, Gulf of Oman. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19 (4), 1657-1680. <https://doi.org/10.22092/ijfs.2020.121484>
- Scales, I. R., & Friess, D. A. (2019). Patterns of mangrove forest disturbance and biomass removal due to small-scale harvesting in southwestern Madagascar. *Wetland Ecology and Management*, 27, 609-625. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09680-5>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. (2020). *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Elsevier (4th ed.). San Diego California, USA. 746 p. Available in: <http://library.lol/main/59B7C8DE1557E38E7EDB1C25F5E1E188>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2012). Plan de manejo tipo regional para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable

- de mangles en Marismas Nacionales, Nayarit. 29 p. Disponible en: <https://es.calameo.com/books/0045488099f84fe66963e>
- Sherman, R. E., Fahey, T. J., & Howarth, R. W. (1998). Soil-plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. *Oecologia*, 115, 553-563. <https://doi.org/10.1007/s004420050553>
- Shiau, Y. J., & Chiu, C. Y. (2020). Biogeochemical Processes of C and N in the Soil of Mangrove Forest Ecosystems. *Forests*, 11 (5), 492. <https://doi.org/10.3390/f11050492>
- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., & Van der Stocken, T. (2018). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, 12, 40-45. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1>
- Sinha, A., Rämö, J., Malo, P., Kallio, M., & Tahvonon, O. (2017). Optimal management of naturally regenerating uneven-aged forests. *European Journal of Operational Research*, 256 (3), 886-900. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2016.06.071>
- Sippo, J. Z., Sanders, C. J., Santos, I. R., Jeffrey, L. C., Call, M., Harada, Y., Maguire, K., Brown, D., Conrad, S. R., & Maher, D. T. (2020). Coastal carbon cycle changes following mangrove loss. *Limnology and oceanography*, 65 (11), 2642-2656. <https://doi.org/10.1002/lno.11476>
- Slodicak, M., & Novak, J. (2006). Silvicultural measures to increase the mechanical stability of pure secondary Norway spruce stands before conversion. *Forest Ecology and Management*, 224 (3), 252-257. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.037>
- Smoak, J. M., Breithaupt, J. L., Smith, T. J., & Sanders, C. J. (2013). Sediment accretion and organic carbon burial relative to sea-level rise and storm events in two mangrove forests in Everglades National Park. *Catena*, 104, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.009>
- Spalding, M., Kainuma, M., & Collins, L. (2010). World atlas of mangroves. Earthscan. Washington, DC. 336 p. Available in: <https://www.worldcat.org/title/world-atlas-of-mangroves/oclc/670411539>
- Stępień, E. (2014). Stabilność lasu i drzewostanów, metody szacowania oraz znaczenie w gospodarowaniu zasobami leśnymi. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 39 (2A), 70–79. Disponible à: <https://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.agro-e5f26e78-3952-4601-85aa-1ca5ddcfb36b>
- Suhaili, N. S., Fei, J. L. J., Sha'ari, F. W., Idris, M. I., Hatta, S. M., Kodoh, J., & Besar, N. A. (2020). Carbon stock estimation of mangrove forest in Sulaman Lake Forest Reserve, Sabah, Malaysia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 21 (12), 5657-5664. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d211223>

- Tadeo-Noble, A. E., Valdez-Hernández, J. I., Beltrán-Rodríguez, L., & García-Moya, E. (2019). Efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y diversidad arbórea en selvas tropicales de Quintana Roo, México. *Bosque*, 40 (2), 129-140. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002019000200129>
- Taillardat, P., Friess, D. A., & Lupascu, M. (2018). Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. *Biology letters*, 14 (10), 20180251. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251>
- Téllez-García, C., & Valdez-Hernández, J. I. (2012). Caracterización estructural del manglar en el estero Palo Verde, Laguna de Cuyutla, Colima. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18 (3), 4-14. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.11.101>
- Tinh, P. H., Hanh, N. T. H., Thanh, V. V., Tuan, M. S., Quang, P. V., Sharma, S., & MacKenzie, R. A. (2020). A Comparison of Soil Carbon Stocks of Intact and Restored Mangrove Forests in Northern Vietnam. *Forests*, 11 (6), 660. <https://doi.org/10.3390/f11060660>
- Tomlinson, P. B. (2016). *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press (2nd ed.). Cambridge, United Kingdom. 418 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139946575>
- Torres V., J. R., Infante-Mata, D., Sánchez, A. J., Espinoza-Tenorio, A., & Barba, E. (2018). Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecocacán, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 62 (2), 892-907. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33421>
- Trettin, C. C., Dai, Z., Tang, W., Lagomasino, D., Thomas, N., Lee, S. K., Ebanega, M. O., Stoval, A., & Fatoyinbo, T. E. (2021). Mangrove carbon stocks in Pongara National Park, Gabon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 259, 107432. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107432>
- Ukpong, I. E. (1997). Vegetation and its relation to soil nutrient and salinity in the Calabar mangrove swamp, Nigeria. *Mangroves Salt Marshes*, 1, 211-218. <https://doi.org/10.1023/A:1009952700317>
- Ukpong, I. E. (2000). Ecological classification of Nigerian mangroves using soil nutrient gradient analysis. *Wetlands Ecology and Management*, 8 (4), 263-272. <https://doi.org/10.1023/A:1008452923256>
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Vélazquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J. A., Vázquez-Balderas, B., Cruz-López, M. I., & Ressler, R. (2017). Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980-2015. CONABIO. México. 130 p. Disponible en: <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/12889.pdf>
- Valdés-Velarde, E., Valdez-Hernández, J. I., Ordaz-Chaparro, V. M., Gallardo-Lancho, J. F., Pérez-Nieto, J., & Ayala-Sánchez, C. (2011). Evaluación del carbono orgánico

- en suelos de los manglares de Nayarit. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2 (8), 47-58. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v2n8/v2n8a5.pdf>
- Valdez-Hernández, J. I. (2002). Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y bosques*, número especial, 129-145. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801296>
- Valdez-Hernández, J. I. (2004). Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Madera y bosques*, 10 (2), 93-104. <https://doi.org/10.21829/myb.2004.1031269>
- Valdez-Hernández, J. I. (2016). Aprovechamiento maderable de especies arbóreas amenazadas: el caso de los mangles en México. *Agroproductividad*, 9 (11-B), suplemento. Disponible en: <https://revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/901>
- Vazquez, P., Holguin, G., Puente, M. E., Lopez-Cortes, A., & Bashan, Y. (2000). Phosphate-solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 460-468. <https://doi.org/10.1007/s003740050024>
- Vázquez-Lule, A., Colditz, R., Herrera-Silveira, J., Guevara, M., Rodríguez-Zuñiga, M. T., Cruz, I., Ressler, R., & Vargas, R. (2019). Greenness trends and carbon stocks of mangroves across Mexico. *Environmental Research Letters*, 14, 075010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab246e>
- Velasco-García, M. V., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Hernández, C., & Hernández-Hernández, M. L. (2017). Atributos dendrométricos, estructura poblacional y diversidad de estadios de *Dioon holmgrenii* (Cycadales: Zamiaceae). *Revista Biología Tropical*, 65 (3), 1609-1624. Disponible en: <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v65n4/0034-7744-rbt-65-04-01609.pdf>
- Velasco-García, M. V., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Herrera, C., Hernández-Hernández, M. L., López-Upton, J., López-Mata, L., & López-Sánchez, H. (2016). Estructura, heterogeneidad de estadios y patrón de dispersión espacial de *Dioon holmgrenii* (Zamiaceae). *Botanical Science*, 94 (1), 75-87. <https://doi.org/10.17129/botsci.258>
- Velázquez-Pérez, C., Tovilla-Hernández, C., Romero-Berny, E. I., & De Jesus-Navarrete, A. (2019). Estructura del manglar y su influencia en el almacén de carbono en la Reserva La Encrucijada, Chiapas, México. *Madera y bosques*, 25 (3), e2531885. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531885>
- Velázquez-Salazar, S., Rodríguez-Zuñiga, 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. México, CDMX. 166 p. Disponible en: <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/15638.pdf>

- Vílchez, B., & Rocha, O. (2006). Estructura de una población del árbol *Peltogyne purpurea* (Caesalpiniaceae) en un bosque intervenido de la Península de Osa, Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 54 (3), 1019-1029. Disponible en: <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v54n3/3891.pdf>
- Villavicencio-Enríquez, L., & Valdez-Hernández, J. I. (2003). Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal rusticano de café en San Miguel, Veracruz, México. *Agrociencia*, 37 (4), 413-423. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30237410>
- Vospersnik, S., Monserud, R. A., & Sterba, H. (2010). Do individual-tree growth models correctly represent height: diameter ratios of Norway spruce and Scots pine? *Forest Ecology and Management*, 260 (10), 1735-1753. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.055>
- Walkley A., & Black I. (1934). An examination of the degitjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 (1), 29-38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., Primavera, J. H., Barbier, E., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socioeconomics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89 (2), 220-236. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.02.009>
- Wang, G., Guan, D., Xiao, L., Peart, M. R., Zhang, H., & Singh, M. (2019). Changes in mangrove community structures affecting sediment carbon content in Yingluo Bay of South China. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110581. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110581>
- Wang, G., Yu, C., Singh, M., Guan, D., Xiong, Y., Zheng, R., & Xiao, R. (2021). Community structure and ecosystem carbon stock dynamics along a chronosequence of mangrove plantations in China. *Plant and Soil*, 464, 605-620. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04973-2>
- Wang, Q., Wen, Y., Zhao, B., Hong, H., Liao, R., Li, J., Liu, J., Lu, H., & Yan, C. (2021). Coastal soil texture controls soil carbon distribution and storage of mangroves in China. *Catena*, 207, 105709. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105709>
- Watt, M. S., & Kirschbaum, M. U. F. (2011). Moving beyond simple linear allometric relationships between tree height and diameter. *Ecological Modelling*, 222 (23-24), 3910-3916. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.011>
- Waycott, M., Duarte, M. C., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the*

National Academy of Sciences, 106 (30), 12377-12381.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>

- Westphal, C., Tremer, N., von Oheim, G., Hansen, J., von Gadow, K., & Härdtle, W. (2006). Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology and Management*, 223 (1-3), 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.057>
- Wolanski, E., Boorman, L. A., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A. J., Uncles, R. J., & Zalewski, M. (2004). Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management*, 12 (4), 235-276. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-4752-4>
- Yu, C., Guan, D., Gang, W., Lou, D., Wei, L., Zhou, Y., & Feng, J. (2021). Development of ecosystem carbon stock with the progression of a natural mangrove forest in Yingluo Bay, China. *Plant and Soil*, 460, 391-401. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04819-3>
- Zakaria, R., Chen, G., Chew, L. L., Sofawi, A. B., Moh, H. H., Chen, S., Teoh, H. W., & Adibah, S. Y. S. N. (2021). Carbon stock of disturbed and undisturbed mangrove ecosystems in Klang Straits, Malaysia. *Journal of Sea Research*, 176, 102113. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102113>
- Zanvo, M. S., Salako, K. V., Gnanglè, C., Mensah, S., Assogbadjo, A. E., & Glèlè-Kakaï, R. (2021). Impacts of harvesting intensity on tree taxonomic diversity, structural diversity, population structure and stability in a West African mangrove forest. *Wetlands, Ecology and Management*, 29 (3), 433-450. <https://doi.org/10.1007/s11273-021-09793-w>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. Upper Saddle River: Prentice-Hall/Pearson (5th ed.). New Jersey, USA. 944 p. Available in: <https://docero.com.br/doc/nxsxvs0>
- Zarco-Espinoza, V. M., Valdez-Hernández, J. I., Ángeles-Pérez, G., & Castillo-Acosta, O. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 21 (1), 1-17. Disponible en: <http://ri.ujat.mx/bitstream/20.500.12107/1262/1/-179-137-A.pdf>
- Zhang, X., Hanchen, W., Chhin, S., & Zhang, J. (2020). Effects of competition, age and climate on tree slenderness of Chinese fir plantations in southern China. *Forest Ecology and Management*, 458, 117815. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117815>

ANEXOS

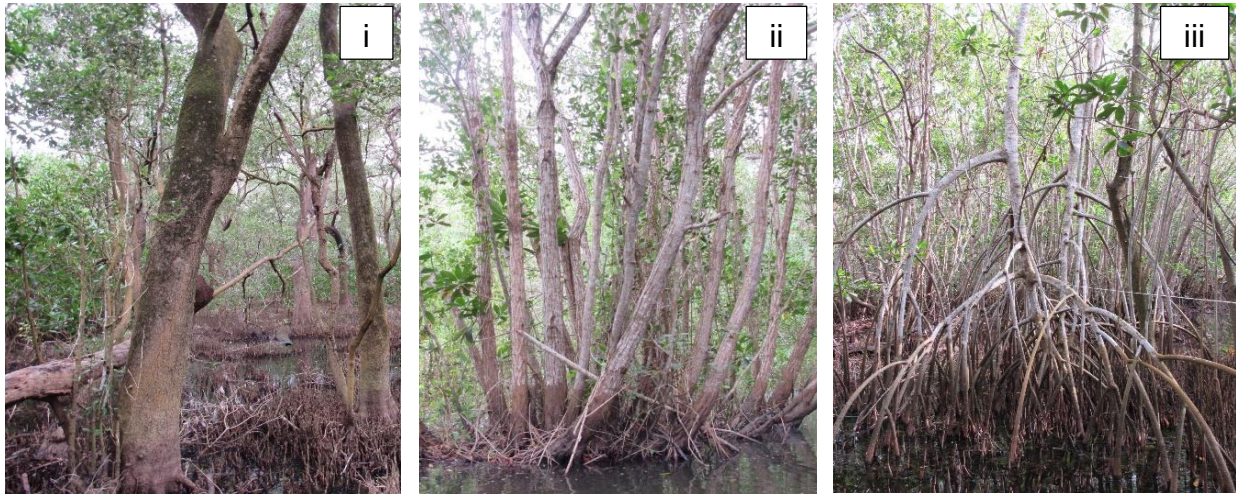


Figura 20. Especies arbóreas presentes en manglares del ejido El Tarachi, Veracruz. i) *Avicennia germinans*, ii) *Laguncularia racemosa* y iii) *Rhizophora mangle*.

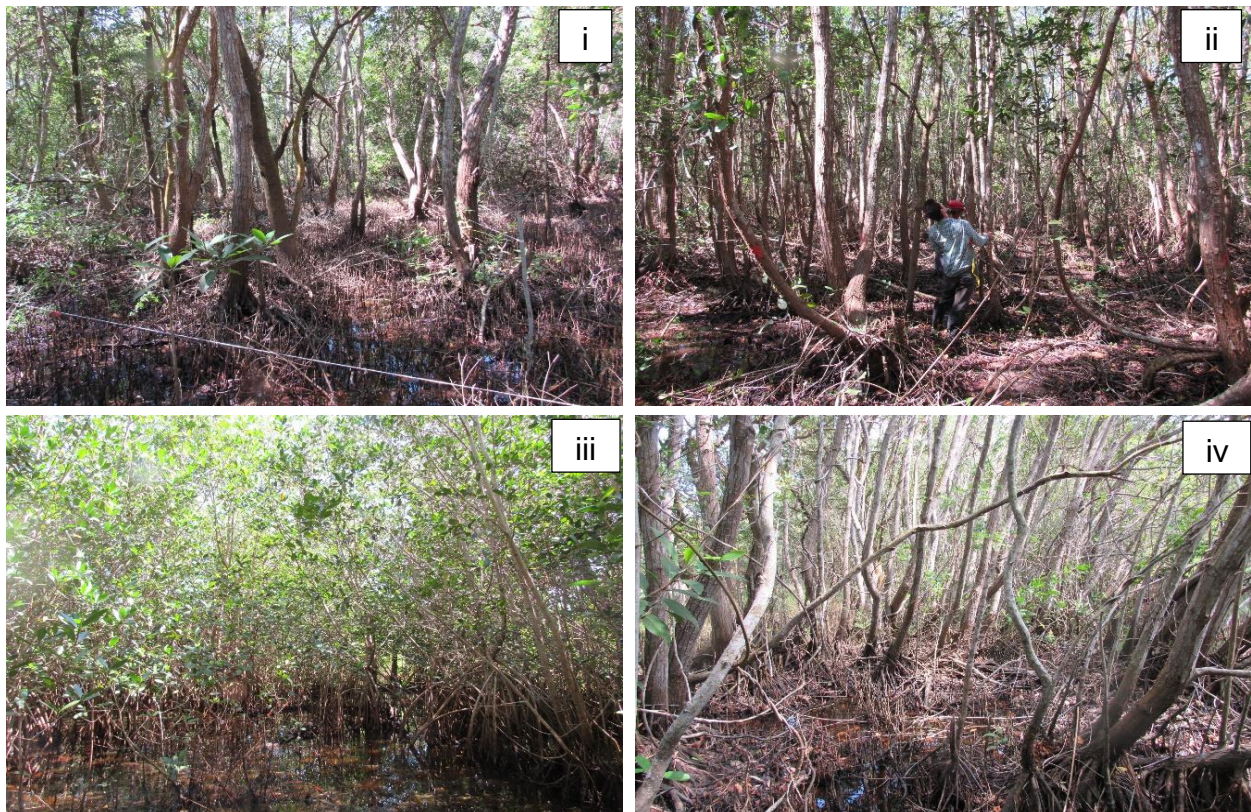


Figura 21. Condiciones de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz. i) Conservación, ii) manejo, iii) recuperación y iv) fuera de UMA.

Cuadro 10. Índice de valor de importancia (IVI) por condición de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condición	Especie	Dominancia		Densidad		Frecuencia		IVI
		A	R	A	R	A	R	
Conservación	<i>A. germinans</i>	0.00230	70.7	0.065	60.9	1.0	46.2	177.8
	<i>L. racemosa</i>	0.00093	28.6	0.038	35.9	1.0	46.2	110.7
	<i>R. mangle</i>	0.00002	0.7	0.003	3.1	0.2	7.7	11.5
	Total	0.00325	100	0.107	100	2.2	100	300
Manejo	<i>L. racemosa</i>	0.00279	99.3	0.160	91.4	1.0	50	240.7
	<i>R. aculeata</i>	0.00001	0.3	0.005	2.9	0.5	25	28.2
	<i>R. mangle</i>	0.00001	0.4	0.010	5.7	0.5	25	31.1
	Total	0.00281	100	0.175	100	2	100	300
Recuperación	<i>A. germinans</i>	0.00008	4.3	0.015	2.3	0.3	16.7	23.2
	<i>L. racemosa</i>	0.00160	85.3	0.548	82.3	1.0	50.0	217.5
	<i>R. mangle</i>	0.00019	10.4	0.103	15.5	0.7	33.3	59.2
	Total	0.00187	100	0.667	100	2	100	300
Fuera de UMA	<i>A. germinans</i>	0.00157	57.7	0.105	32.0	1.0	46.2	135.9
	<i>L. racemosa</i>	0.00109	40.3	0.215	65.5	0.7	30.8	136.5
	<i>R. mangle</i>	0.00005	2.0	0.008	2.5	0.5	23.1	27.6
	Total	0.00271	100	0.328	100	2.2	100	300

A = absoluta, R = relativa.

Cuadro 11. Índice de valor forestal (IVF) por condición de manglar en el ejido El Tarachi, Veracruz.

Condición	Especie	Diámetro		Altura		Cobertura		IVF
		A	R	A	R	A	R	
Conservación	<i>A. germinans</i>	0.01144	62.2	0.617	54.3	1.305	79.1	195.6
	<i>L. racemosa</i>	0.00665	36.2	0.493	43.4	0.314	19.1	98.6
	<i>R. mangle</i>	0.00030	1.6	0.027	2.3	0.030	1.8	5.8
	Total	0.01838	100	1.137	100	1.650	100	300
Manejo	<i>L. racemosa</i>	0.02213	95.8	1.733	95.0	1.291	91.0	281.7
	<i>R. aculeata</i>	0.00024	1.0	0.016	0.9	0.042	3.0	4.8
	<i>R. mangle</i>	0.00074	3.2	0.076	4.2	0.086	6.0	13.4
	Total	0.02310	100	1.825	100	1.419	100	300
Recuperación	<i>A. germinans</i>	0.00113	3.0	0.118	2.7	0.063	4.8	10.5
	<i>L. racemosa</i>	0.03154	84.4	3.608	83.4	1.061	81.1	248.9
	<i>R. mangle</i>	0.00469	12.5	0.600	13.9	0.185	14.2	40.6
	Total	0.03736	100	4.326	100	1.309	100	300
Fuera de UMA	<i>A. germinans</i>	0.01134	40.1	0.831	30.5	1.332	66.4	137.0
	<i>L. racemosa</i>	0.01623	57.4	1.822	66.8	0.600	29.9	154.1
	<i>R. mangle</i>	0.00072	2.6	0.073	2.7	0.072	3.6	8.9
	Total	0.02830	100	2.726	100	2.005	100	300

A = absoluta, R = relativa.

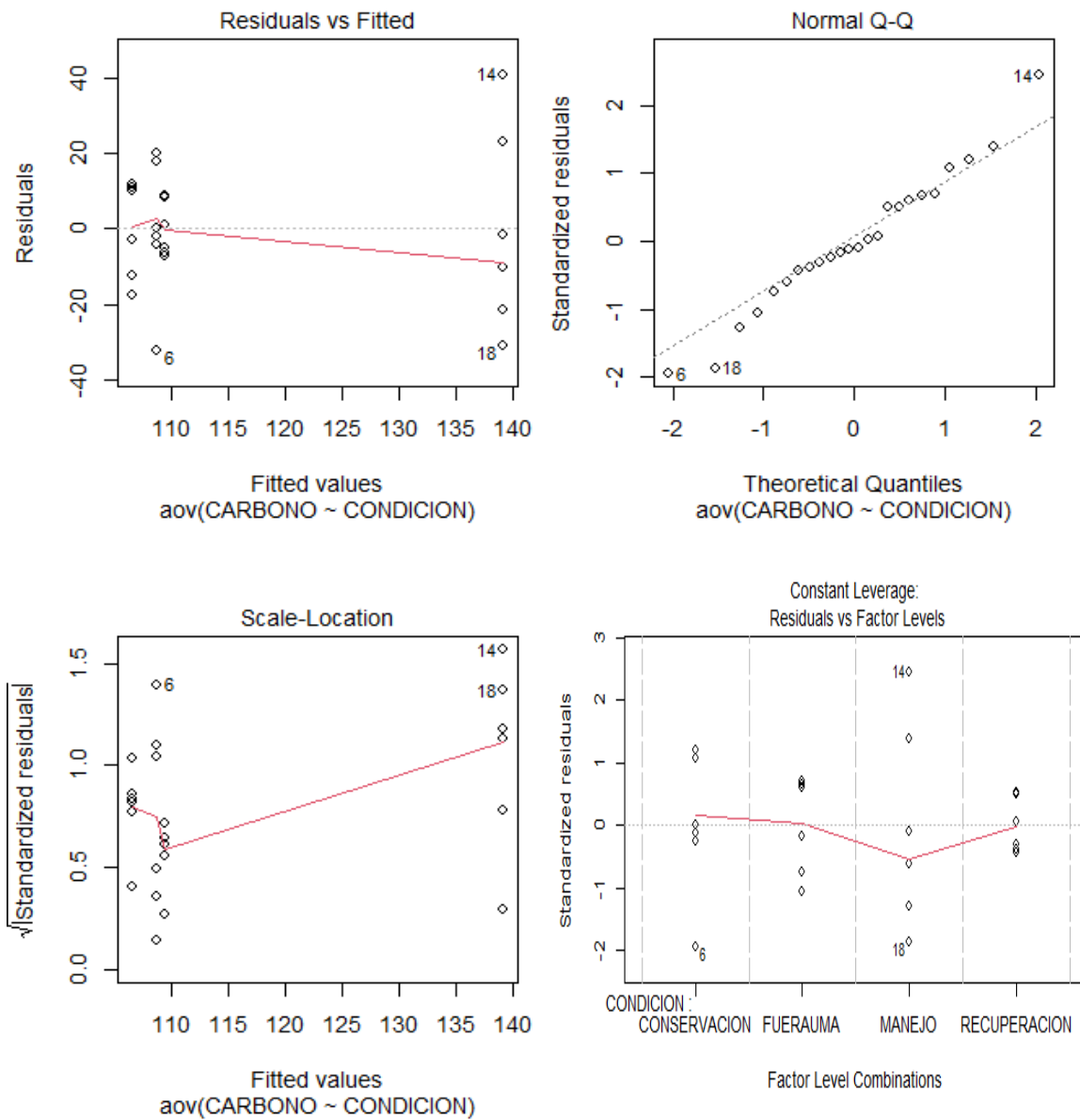


Figura 22. Ejemplo de verificación gráfica de supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para los almacenes de carbono edáfico en las condiciones de manglar mediante el paquete estadístico R versión 4.1.2.

```

Console Terminal x Jobs x
R 4.1.2 ~ /
> anova_c <- aov(CARBONO~CONDICION,data=nutrientes)
> summary(anova_c)
          Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
CONDICION   3  4304  1434.6   4.317 0.0168 *
Residuals  20  6647   332.3
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> shapiro.test(anova_c$residuals)

      Shapiro-Wilk normality test

data:  anova_c$residuals
W = 0.97946, p-value = 0.8858

> bartlett.test(CARBONO~CONDICION,data=nutrientes)

      Bartlett test of homogeneity of variances

data:  CARBONO by CONDICION
Bartlett's K-squared = 7.5311, df = 3, p-value = 0.05677

> tukeycarbono=HSD.test(anova_c,"CONDICION",group=TRUE,console=TRUE,
+                        main="CARBONO EDAFICO EN CUATRO CONDICIONES")

Study: CARBONO EDAFICO EN CUATRO CONDICIONES

HSD Test for CARBONO

Mean Square Error:  332.3334

CONDICION, means

      CARBONO      std r      Min      Max
CONSERVACION 108.7467 19.004579 6  76.323 128.910
FUERAUMA     106.6218 12.920759 6  88.909 118.257
MANEJO       139.1023 27.355770 6 107.993 179.996
RECUPERACION 109.4422  7.271552 6 102.440 118.054

Alpha: 0.05 ; DF Error: 20
Critical Value of Studentized Range: 3.958293

Minimum Significant Difference: 29.45909

Treatments with the same letter are not significantly different.

      CARBONO groups
MANEJO     139.1023    a
RECUPERACION 109.4422    b
CONSERVACION 108.7467    b
FUERAUMA   106.6218    b
> |

```

Figura 23. Ejemplo de un análisis de varianza (ANOVA), verificación de supuestos y prueba de medias Tukey para detectar diferencias entre los almacenes de carbono edáfico en las condiciones de manglares mediante el paquete estadístico R versión 4.1.2.