



El Colegio de la Frontera Sur

**Cambios en la estructura del manglar y reservorio de
carbono en la zona núcleo de la Reserva La Encrucijada**

Tesis

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestra en Ciencias en Manejo de Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en Manejo y Conservación de los Recursos Naturales

Por

Carolina Velázquez Pérez

2018



El Colegio de la Frontera Sur

Tapachula, Chiapas, 03 de diciembre de 2018.

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

Carolina Velázquez Pérez

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada “**Cambios en la estructura del manglar y reservorio de carbono en la zona núcleo de la Reserva La Encrucijada**”

para obtener el grado de **Maestro (a) en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**

	Nombre	Firma
Director/a	Dr. Cristian Tovilla Hernández	_____
Asesor /a	Dr. Alberto De Jesús Navarrete	_____
Asesor /a	Dr. Emilio Ismael Romero Berny	_____
Sinodal adicional	Dra. María Angélica Navarro Martínez	_____
Sinodal adicional	Dr. Vincenzo Bertolini	_____
Sinodal suplente	Mtro. Rausel Ramírez Camacho	_____

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca No. 769229/624345 otorgada para realizar estudios de maestría en el Colegio de la Frontera Sur.

A mi director de tesis el Dr. Cristian Tovilla Hernández, por la confianza y apoyo incondicional brindado en el periodo de la maestría. Por guiarme en la realización de esta investigación.

A mi Comité Tutelar integrado por el Dr. Alberto De Jesús Navarrete y el Dr. Emilio Ismael Romero Berny. Por la paciencia para dirigir y asesorar esta investigación, sus aportaciones fueron muy valiosas para mejorar este trabajo.

Al cuerpo de sinodales Dra. María Angélica Navarro Martínez, Dr. Vincenzo Bertolini y el Mtro. Rausel Ramírez Camacho por las correcciones y observaciones finales al trabajo.

Al Servicio Forestal de Estados Unidos (USFS) por el financiamiento del proyecto 23071 Establish a new Intensive Carbon Monitoring Site in La Encrucijada, Chiapas, Mexico del cual forma parte esta investigación.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) Reserva de La Biosfera La Encrucijada por darme la autorización para la realización de este proyecto.

Al equipo de trabajo del laboratorio Manejo Integral de Zonas Costeras y Marinas, Ecosur Tapachula, Ing. Rita Roblero, Biol. Érica Villatoro, Lic. María de la Luz Ayanegui, Biol. Mitzi Gutiérrez, Biol. Paola Flores, Ing. Yadira López e Ing. María de los Ángeles Barrios, por su apoyo en el trabajo de campo, análisis y procesamiento de datos y por todos aquellos momentos compartidos en la localidad La Palma, Acapetahua, su apoyo fue muy valioso para concluir este trabajo.

A la familia Hilerio Ochoa por su hospitalidad y apoyo durante el trabajo de campo.

Al Dr. Jorge Toledo Arreola, director de posgrado y a la L.I. Beatriz Romero Valadez, por las facilidades otorgadas durante el proceso académico de la maestría.

A los docentes de ECOSUR por compartir gran parte de su experiencia profesional y haberme formado en este posgrado.

Al M.E. Javier Francisco Valle Mora, por su apoyo en el análisis estadístico de los datos.

A mis amigos y hermanos Esveydi Edith Roblero López y David Zacarías Reynosa por su amistad, apoyo y compañía, por estar presentes en todos los momentos durante esta etapa de formación.

A mis compañeros y amigos del tronco común Mitzi, Tadeo, Moni, Kary, Jocelyn y en general a todos mis compañeros de la maestría por compartir aventuras y momentos inolvidables en nuestra formación.

DEDICATORIA

A Dios, por darme la vida y la oportunidad de terminar mis estudios de maestría

A mi padre, por ser mi mayor ejemplo

A mi madre, por tu amor y apoyo incondicional

A mi hermana, por ser mi amiga de toda la vida

TABLA DE CONTENIDO

1. Resumen	9
2. Introducción	10
3. Marco teórico	14
3.1 Condiciones ambientales	15
3.2 Zonación.....	17
3.3 Clasificación.....	18
3.4 Distribución	19
3.5 Estructura del manglar	19
3.6 Los manglares como reservorio de carbono	21
4. Justificación	25
5. Hipótesis	26
6. Objetivos	27
6.1 General.....	27
6.2 Específicos	27
7. Materiales y Métodos	28
7.1 Características biofísicas del área de estudio	28
7.2 Descripción del área de estudio.....	30
7.3 Caracterización estructural del bosque de manglar en el área de estudio.....	31
7.4 Biomasa y carbono	33
7.5 Análisis de datos.....	35
8. Resultados	36
8.1 Estructura del bosque	36
8.2 Reservas de carbono en el componente arbóreo.....	50
9. Discusión	56
9.1 Estructura del bosque	56
9.2 Reservas de carbono en el componente arbóreo.....	64
10. Conclusiones	69
11. Recomendaciones	71

12. Literatura citada	72
Anexos	82
Anexo 1. Artículo enviado a la revista Madera y Bosques.....	82

ÍNDICE DE FIGURAS

1. Atributos dasométricos que se consideran en el análisis estructural.....	20
2. Mapa de localización del área de estudio. Fuente: Carolina Velázquez Pérez.....	28
3. Delimitación de las Unidades de Muestreo en el área de estudio. Fuente: Proyecto Establish a New Intensive Carbon Monitoring Site in La Encrucijada, Chiapas, Mexico.....	31
4. Comparación de las categorías diamétricas en el periodo 2016-2018 del SMIC La Encrucijada.....	41
5. Distribución de árboles por categoría diamétrica de la especie <i>Rhizophora mangle</i> en el periodo de estudio en el SMIC La Encrucijada.....	42
6. Distribución de árboles por categoría diamétrica de la especie <i>Avicennia germinans</i> en el periodo de estudio en el SMIC La Encrucijada.....	43
7. Distribución de árboles por categoría diamétrica de la especie <i>Laguncularia racemosa</i> en el periodo de estudio en el SMIC La Encrucijada.....	44
8. Porcentaje de pérdida de árboles por extracción, mortalidad natural y árboles caídos registrados en el SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.....	45
9. Distribución de árboles por categoría diamétrica de los árboles muertos en pie en el SMIC La Encrucijada.....	46
10. Distribución de árboles por categoría diamétrica de tocones registrados en el SMIC La Encrucijada.....	47
11. Diagrama de PCA de las relaciones entre los parámetros ambientales (pH, salinidad, temperatura del suelo, distancia al canal y nivel de inundación) y parámetros estructurales (DAP, área basal, altura y cobertura) en el SMIC La Encrucijada.....	50
12. Reserva de carbono estimado en el SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.....	51

13. Reserva de carbono por especie en el SMIC La Encrucijada en el periodo de medición 2016-2018.....	53
14. Relación de las variables Dap, Altura, Área basal (AB) y cobertura con la Biomasa arbórea en el SMIC La Encrucijada.....	54
15. Relación de los parámetros ambientales salinidad, temperatura y distancia al canal con la biomasa del bosque en el SMIC La Encrucijada.....	55

ÍNDICE DE CUADROS

1. Clasificación por tipos de bosque, categoría y asociación de especies en 32 UM. <i>Rhizophora mangle</i> (Rm), <i>Laguncularia racemosa</i> (Lr) y <i>Avicennia germinans</i> (Ag).....	36
2. Parámetros estructurales (promedio \pm desviación estándar) de las 32 UM que componen el SMIC La Encrucijada. C: conglomerado, UM: unidad de muestreo, Dap: diámetro a 1.3 m, ABT: área basal total.....	37
3. Comparación de parámetros estructurales (promedio \pm desviación estándar) de los conglomerados que componen el SMIC La Encrucijada, durante el periodo de medición 2016-2018. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Tukey; $P < 0.05$). C: conglomerado.....	38
4. Comparación de parámetros estructurales (promedio \pm desviación estándar) de las tres especies de mangle registradas en el SMIC La Encrucijada durante el periodo de medición 2016-2018. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Tukey; $P < 0.05$).....	39
5. Índice de Complejidad de Holdridge (ICH) del SMIC La Encrucijada en el periodo de medición 2016-2018. s: No. de especies, d: densidad/0.1 ha, a: área basal m ² /0.1 ha, h: altura del rodal (m).....	39
6. Índice de Complejidad de Holdridge (ICH) de los ocho conglomerados que componen al SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.....	40
7. Índice de Valor de Importancia (IVI) por especie de mangle registrada en el SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.....	40
8. Comparación de la densidad de árboles muertos en pie, tocón y muerto caído por especie en el periodo 2016-2018 en el SMIC La Encrucijada.....	48
9. Comparación de la densidad de árboles muertos en pie, tocón y muerto caído por conglomerado en el periodo 2016-2018 en el SMIC La Encrucijada. C:	

conglomerado.....	48
10. Parámetros fisicoquímicos (media \pm desviación estándar) por conglomerado en el SMIC La Encrucijada. Datos tomados entre enero-abril 2018.....	49
11. Biomasa y carbono (promedio \pm desviación estándar) en el componente arbóreo por conglomerado registrado en el SMIC La Encrucijada en el periodo de medición 2016-2018. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Tukey; $P < 0.05$).....	52
12. Características estructurales en bosques de manglar en las diferentes regiones de Mexico. IVI: Índice de Valor de Importancia, ICH: Índice de Complejidad de Holdridge, H: Altura promedio, DAP: Diámetro promedio, AB: Área basal, C: Área de copa, Rm: R. mangle, Ag: A. germinans, Lr: L. racemosa, Ce: C. erectus, Rh: R. harrissoni, Pa: P. aquatica.....	57

1. Resumen

Los manglares son bosques que se desarrollan en las zonas tropicales y subtropicales. Poseen una alta capacidad para almacenar, contribuyendo a reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera. El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en la estructura del bosque de manglar en el periodo 2016-2018 y su influencia en el reservorio de carbono del componente arbóreo. Caracterizando la estructura forestal mediante la medición de alturas, Diámetro a la Altura de Pecho (DAP), diámetro de copa, Índice de Complejidad (ICH), Índice de Valor de Importancia (IVI), la pérdida de árboles por mortalidad natural y extracción; también se midieron los parámetros fisicoquímicos del suelo pH, CE, salinidad y temperatura. La estimación de carbono se realizó mediante ecuaciones alométricas y el factor de conversión a carbono 0.48. El estudio se realizó en 32 Unidades de Muestreo circulares de 400 m² ubicadas en la Reserva La Encrucijada. El bosque de manglar presentó alta complejidad estructural (ICH=43.2), una densidad de 2104 Ind ha⁻¹ y valores promedios en altura, DAP, área de copa y área basal de 12 m, 8.4 cm, 9.9 m², 18.7 m² ha⁻¹ respectivamente, y fue mayormente afectado por la mortalidad natural (23.1 %). La especie con mayor importancia relativa fue *Rhizophora mangle* (IVI=192). En el periodo de estudio no hubo incrementos significativos en la reserva de carbono del bosque (80.1, 81.6 y 87.0 MgC ha⁻¹), *R. mangle* presentó la mayor reserva de carbono (60.4 MgC ha⁻¹). La biomasa presentó alta correlación con los parámetros estructurales y fue afectada por la salinidad, la temperatura y la distancia al canal. Los cambios en la estructura del manglar afectan el potencial de almacenamiento de carbono del componente arbóreo, debido a que la densidad es afectada por las alteraciones en la hidrología, la mortalidad natural y la extracción de madera, provocando el aumento o la reducción del reservorio de carbono en la vegetación de manglar.

Palabras Clave: Biomasa, bosque ribereño, componente arbóreo, inventario forestal, parámetros estructurales

2. Introducción

Los manglares son bosques constituidos por árboles o arbustos que se desarrollan en las zonas tropicales y subtropicales (Flores-Verdugo et al. 2003; Díaz 2011). Debido a los estrechos rangos ambientales, son comunidades de plantas relativamente poco diversas, con adaptaciones morfológicas y fisiológicas, que les permiten crecer en zonas inundadas y con influencia salina (Hogarth 2007). Los manglares se distribuyen normalmente desde el nivel medio del mar hasta la marea más alta de primavera (Alongi 2009).

A nivel mundial se estima un área total de bosques de manglar de 14.2 millones de hectáreas en 118 países. El área total de manglares representa el 0.7 % de los bosques tropicales totales del mundo (Giri et al. 2011).

La mayor extensión de manglares se encuentra en Asia (42%), seguida de África (20%), América del Norte y Central (15%), Oceanía (12%) y América del Sur (11%). Aproximadamente el 75% de los manglares se concentran en solo 15 países: Indonesia, Australia, Brasil, México, Nigeria, Malaysia, Myanmar (Burma), Papúa Nueva Guinea, Bangladesh, Cuba, India, Guinea Bissau, Mozambique, Madagascar y Filipinas (Giri et al. 2011).

A nivel global, se conocen 54 especies de mangle, clasificadas en 16 familias y 20 géneros (Hogarth 2007). En toda la franja tropical mundial la diversidad de especies, la altura y la biomasa son más bajas en los extremos norte y sur y aumentan hacia el ecuador. Los manglares mejor desarrollados se pueden encontrar en Sundarbans, el Delta del Mekong, el Amazonas, Madagascar, Papúa Nueva Guinea y el sureste de Asia (Giri et al. 2011). La región de Indo-Malasia tiene 48 especies de mangle (Duke et al. 1998; Giri et al. 2011) y es la región con la diversidad más alta a nivel mundial.

En México según la actualización del Inventario Nacional de Manglares, la superficie de manglar es de 775,555 hectáreas, de los cuales el 2 % se encuentra perturbado equivalente a 18,332 ha; la actualización muestra que en el periodo 2010 al 2015 se

degradaron 3,509 ha de manglar. De la cobertura nacional de manglares el Estado de Chiapas resguarda el 6% equivalente a 46,804 ha (Valderrama-Landeros et al. 2017).

Respecto a la diversidad de especies en México se encuentran seis especies de mangle: *Rhizophora mangle* L. 1753 (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* L. C. F. Gaertner 1807 (mangle blanco), *Avicennia germinans* L. 1764 (mangle negro) y *Conocarpus erectus* L. 1753 (mangle botoncillo). Es común encontrarlas asociadas, dependiendo del gradiente del nivel de las mareas que las inundan, y generalmente existe dominancia de una especie. Las cuatro especies están Sujetas a Protección Especial de acuerdo con la NOM 059 SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). En la costa de Chiapas, se distribuyen dos especies más de mangle, *Rhizophora harrisonii* L. 1918 (mangle amarillo) reportado por primera vez por Rico-Gray (1981) la cual comparte las mismas condiciones ambientales que *Rhizophora mangle* a lo largo del borde estuarino en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada (RBLE) y *Avicennia bicolor* S. 1923 (madresal) reportado por Moldenke (1960) y, posteriormente por Tovilla *et al.* (2007) y Santamaría-Damián et al. (2016), en el municipio de Pijijiapan, Chiapas específicamente en el sistema lagunar Los Patos Solo Dios en sitios relativamente densos con alto desarrollo estructural.

A nivel nacional los manglares más desarrollados estructuralmente se encuentran en la RBLE, por ubicarse en una zona deltaico-estuarina reciben un aporte constante de agua dulce, baja inundación de las mareas y el daño de las olas y tormentas es relativamente bajo principalmente en el estero superior (Thom et al. 1975; Tovilla et al. 2007; Adame et al. 2015). Debido a la restricción de la perturbación humana en la reserva, el bosque presenta un menor impacto por la extracción de madera principalmente en las zonas núcleo (Tovilla-Hernández y Romero-Berny 2012).

Los manglares son ecosistemas costeros clave, ya que proporcionan múltiples servicios ambientales y funciones ecológicas importantes para la conectividad marino-terrestre (Kauffman et al. 2013). Por ejemplo, ayudan a estabilizar las costas y reducir el impacto de los desastres naturales como huracanes y tsunamis, proporcionan hábitat para

especies marinas y pelágicas, medicinas, combustible y materiales de construcción para las comunidades locales, proveen zonas de reproducción y crianza para especies de importancia pesquera y constituyen sitios de intercambio de materia con los ecosistemas adyacentes como pastos marinos y arrecifes de coral (Dittmar et al. 2006; Kauffman et al. 2013).

Los manglares juegan un papel importante en la captura de carbono, formando importantes reservorios de carbono, principalmente el suelo, estimándose que podrían capturar aproximadamente 22.8 millones de toneladas de carbono cada año. Cubriendo solo el 0.1% de la superficie continental, los bosques representan el 11% de la entrada total de carbono terrestre en el océano y el 10% del carbono orgánico disuelto (COD) exportado al océano (Jennerjahn e Ittekkot 2002; Dittmar et al. 2006).

Sin embargo, a pesar de su importancia ecológica y social, los manglares están amenazados por cambios de uso de suelo y por el cambio climático (Kauffman et al. 2013). Las causas que provocan el cambio de uso del suelo y la degradación de los manglares son de origen antrópico, que implica el incremento poblacional y con ello un aumento en la demanda de recursos asociados y una mayor presión sobre los recursos naturales. Entre estas causas se encuentran la agricultura, ganadería, acuicultura, así como la contaminación, desarrollo costero y turístico e interrupciones hidrológicas, entre otras causas (Alongi 2002; Spaulding et al. 2010; Valderrama-Landeros et al. 2017). El cambio climático puede afectar a la cobertura y distribución de los manglares mediante el incremento del nivel del mar, los cambios en la intensidad de las tormentas tropicales y las variaciones en la dinámica hidrológica en los manglares (Gilman et al. 2008; Adame et al. 2013).

Las tasas de deforestación y conversión de estos ecosistemas están entre las más altas de los bosques tropicales (Kauffman et al. 2013). Debido a la alta densidad de árboles, la constante renovación de las hojas y la incorporación de la madera caída los suelos de los manglares son muy ricos en materia orgánica y contienen altas cantidades de carbono que puede ser mayor a los 1100 MgCha^{-1} , superando dos o tres veces a los

ecosistemas terrestres los cuales almacenan reservas menores a 400 MgCha^{-1} (IPCC, 2003; Donato et al. 2011). La remoción del bosque de manglar implica la liberación de cantidades considerables de CO_2 a la atmósfera derivado de la descomposición de la materia orgánica (Lovelock et al. 2011). Siendo indispensable la conservación y restauración de los manglares para mantener la reserva de carbono en el ecosistema y prevenir las emisiones derivadas de la pérdida de los mismos (Laffoley y Grimsditch 2009; Siikamaki et al. 2012).

A pesar de que los manglares proveen servicios ambientales, actualmente sufren diversas amenazas, por lo que es necesario evaluar las características estructurales y su potencial como reservorio de carbono. Lo anterior, es fundamental para monitorear su estado de conservación, las tendencias de cambio y determinar un manejo adecuado de los mismos (Alvis 2009; Kauffman et al. 2013).

La estructura del bosque podría estar asociada a la reserva de carbono de los manglares y con las reservas más grandes en bosques altos y vigorosos (Adame et al. 2015). Sin embargo, esto no siempre se cumple, en algunas zonas, las reservas de carbono no reflejan la estructura del bosque (Kauffman et al. 2014). Posiblemente esto se debe a que los humedales son muy dinámicos y la vegetación podría no reflejar la condición verdadera del humedal a largo plazo (Thom 1967).

En base a lo anterior, se realizó este trabajo respondiendo a la pregunta de investigación: ¿Cuáles fueron los cambios en la estructura del manglar del Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono “La Encrucijada” en un periodo de tres años (2016-2018) y como afectaron al reservorio de carbono del componente arbóreo?

3. Marco teórico

Los manglares son un tipo de vegetación arbórea o arbustiva que se encuentran en el ecotono de los ambientes marinos y terrestres. Pueden crecer a diferentes salinidades, desde 0 ups (unidades prácticas de salinidad) (dulceacuícolas) y de 40 a 90 ups (hipersalinas), aunque es en condiciones salobres (aproximadamente a 15 ups) donde alcanzan el máximo desarrollo (Agraz-Hernández et al. 2006).

Las especies de mangle poseen adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten adaptarse a condiciones extremas, como suelos inestables y con baja concentración de oxígeno. Estas especies también han desarrollado estrategias reproductivas como la viviparidad o criptoviviparidad (frutos que germinan en la planta madre y que forman propágulos e hipocotilos), un sistema de raíces con geotropismo negativo denominados pneumatóforos que captura oxígeno atmosférico y raíces de cable y de anclado que alcanzan hasta 60 cm de profundidad dando estabilidad y soporte al árbol. Para tolerar la salinidad presentan glándulas en las hojas que les permiten secretar el exceso de sal (Agraz-Hernández et al. 2006).

Las especies más abundantes en México son:

- ❖ *Rhizophora mangle* L.: En el continente americano pueden alcanzar alturas de hasta 50 m. Esta especie se caracteriza por presentar un sistema de raíces aéreas que salen del tronco o de las ramas laterales las cuales se ramifican y penetran en el suelo. Esta red de raíces proporciona sostén al árbol y funciones de nutrición y aireación. Generalmente se encuentra en la parte exterior de las franjas de manglar y en los bordes de los canales. (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).
- ❖ *Avicennia germinans* L.: Esta especie se distingue por el desarrollo pronunciado de neumatóforos (raíces con geotropismo negativo) que brotan de raíces radiales y alcanzan alturas mayores a 20 cm sobre el suelo, su función es ventilar el sistema radicular. Los arboles pueden alcanzar hasta 15 m de altura y diámetros

de 50 cm o más. Sin embargo, en terrenos con salinidad alta o en ambientes marginales y rigurosos crecen como arbustos de poca altura. *A. germinans* es la especie más tolerante a condiciones climáticas y edáficas extremas, por lo que, es frecuente encontrarla en ambientes con altas concentraciones de sal (60-65 ‰). Tolera sedimentos con alto contenido de arenas o suelos arenosos compactos (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983; Orjuela 2008).

- ❖ *Laguncularia racemosa* L. C. F. Gaertner: Los árboles de esta especie alcanzan alturas de hasta 20 m con una corteza fisurada y un sistema radicular poco profundo (cerca de 0,3 m), con raíces que parten en forma radial desde el tronco que sobresalen del suelo (neumatóforos), estos no son tan desarrollados como los de *Avicennia* y suelen aparecer agregados cerca del tronco. Las hojas presentan un par de glándulas en la base de la lámina que les permite excretar la sal (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).
- ❖ *Conocarpus erectus* L.: Se puede encontrar en las partes más elevadas y sobre terrenos arenosos con baja salinidad. Alcanzan 5 a 7 m de altura, en condiciones óptimas alcanzan hasta 10 m; es la única especie de mangle con hojas alternas, las cuales presentan dos glándulas en la base de la lámina (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983; Moreno-Casasola e Infante-Mata 2016). Esta especie no se considera un mangle verdadero debido a que no tiene raíces especializadas y las semillas no germinan en la planta y se encuentra asociada a las especies de mangle (Tomlinson 1986).

3.1 Condiciones ambientales

Suelo

Por su origen los suelos del manglar pueden ser autóctonos u alóctonos. Los sedimentos autóctonos son producidos por la vegetación, por la descomposición de la materia orgánica que contribuye a la formación de suelo. Debido a la descomposición de la materia orgánica y la saturación de agua los suelos del manglar son pobremente ventilados y contienen abundante H₂S. Los sedimentos autóctonos se originan de la

intemperización de rocas intrusivas, volcánicas, o sedimentarias. La amplia gama de velocidades de las corrientes fluviales dentro del manglar produce una gran variabilidad en la constitución del suelo, dando lugar a suelos lodosos, fangosos, arenosos, arcillosos-limosos con bajo contenido de oxígeno que por su condición reductora pueden ser grises o negros (Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).

Salinidad

Las especies de manglar son halófilas facultativas, pueden tolerar ambientes salinos con rangos amplios, sin embargo, presentan un mayor desarrollo en ambientes con salinidades entre 5 y 30 ‰. En condiciones extremas de salinidad los árboles de mangle presentan bajo desarrollo y alta mortalidad (Walsh 1974; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).

pH

El pH del suelo del manglar es afectado por el contenido de humedad y las fluctuaciones en el nivel freático, presenta un rango entre 4,8 y 8,8. Los suelos de *Rhizophora* son generalmente más básicos (6.6) que los de *Avicennia* (6.2) cuando están saturados de agua, al secarse los suelos de *Rhizophora* se hacen mucho más ácidos, alcanzando valores de pH 3 (Pannier y Pannier 1974; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).

Mareas

Las mareas son el principal mecanismo de intrusión de salinidad hacia el interior de la costa. Por lo que, el límite de distribución del manglar tierra adentro, coincide con la distancia máxima hasta la cual penetra el agua salada. La amplitud de las mareas determina el grado de flujo y renovación de aguas superficiales e intersticiales. Debido al declive del terreno, cambios en la amplitud de la marea y la disipación de onda por la fricción con el sustrato, se generan gradientes de frecuencia y profundidad de la inundación que influye en la zonación de las especies (Lugo y Cintrón 1975; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).

Clima

Generalmente los manglares presentan desarrollo estructural simple y pobre en especies en los límites marginales de distribución. Mientras que en las zonas más cercanas a la línea ecuatorial los manglares son más complejos y diversos (Lot et al. 1975; Romero 2006). Respecto a la temperatura, los manglares se desarrollan generalmente en zonas donde la temperatura del mes más frío nunca es menor a 20 °C. En temperaturas menores a 10 °C pueden sufrir daños en la estructura foliar y en las raíces en la mayoría de las especies (Waitzel 1972).

Nutrientes

Los manglares son sumideros de nutrientes, utilizando los que están disueltos en las aguas para incorporarlos en materia orgánica mediante la fotosíntesis. El fósforo y el nitrógeno son elementos nutritivos prioritarios para el desarrollo de los árboles (Sánchez-Páez et al. 1977). En este ambiente el nitrógeno se encuentra en forma de amonio, debido a que las condiciones de anoxia interfieren en los procesos de oxidación de nitritos y posteriormente a nitratos (Clough 1992; Orjuela, 2008).

3.2 Zonación

Las especies de manglar se establecen en bandas según el gradiente de inundación, salinidad y estabilidad del sustrato, presentando de manera general una zonación desde el borde del agua hacia el interior del bosque (Davis 1940; Chapman 1976; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983).

La zonación puede ser consecuencia conjunta del potencial de dispersión de los propágulos, factores abióticos y de las interacciones competitivas intraespecíficas. En México se pueden encontrar bosques de manglar monoespecíficos o mixtos creciendo en suelos con niveles de inundación comparables. Existen zonas, con un potencial de distribución por mareas semejantes, que mantienen especies diferentes; estos cambios en composición pueden ser consecuencia de las variaciones en la salinidad y el ambiente geomorfológico (López y Ezcurra 2002).

Las interacciones bióticas también juegan un papel importante en los patrones de zonación, la distribución por mareas de los propágulos, la respuesta de las especies a factores abióticos, el nivel de inundación y las características propias del suelo interactúan de una manera compleja, generando la zonación observada (López y Ezcurra 2002).

3.3 Clasificación

Según Lugo y Snedaker (1974), por su fisonomía los manglares se clasifican en cinco tipos de bosques, en base a sus características estructurales.

Bosque de manglar enano: Presenta escaso desarrollo y crecimiento, como consecuencia de encontrarse lejos de fuentes de aporte fluvial o en zonas de intensa evaporación. Se localizan generalmente en barras, bancos o arrecifes retirados de la costa o en lagunas hipersalinas. En México, frecuentemente se encuentran dominados por *A. germinans* y también están compuestas por *R. mangle* y *L. racemosa*.

Bosque de manglar sobreinundado: Generalmente se desarrolla en barras e islas, en contacto directo con el mar y frecuentemente afectado por las corrientes de marea. Presentan un pobre desarrollo estructural como consecuencia de la alta y constante tasa de remoción de su detritus.

Bosque de borde: Comúnmente se encuentra rodeando los canales, esteros y lagunas costeras. Este bosque por lo regular presenta una zonación en bandas, compuestas por *Rhizophora* y/o *Laguncularia*, encontrando una posterior de *Avicennia* y finalmente una de *Conocarpus* y vegetación terrestre. Este tipo de zonación es bastante predecible cuando existe cierta pendiente topográfica e influencia constante de mareas.

Bosque ribereño: Se localiza en riberas y desembocaduras de los ríos y canales deltaicos. Suelen ser los mejor desarrollados estructuralmente y de mayor productividad primaria en los casos donde las precipitaciones y aportes fluviales predominan sobre la evaporación y la salinidad promedio se mantiene un nivel estuárico (15 %). Generalmente la especie dominante es *R. mangle*.

Bosque de manglar de cuenca: Constituye las fajas de bosque interiores al manglar ribereño y de borde. Presenta una mayor variabilidad estructural dependiendo de la distancia a los cuerpos de agua y la periodicidad de las inundaciones. Para México, las especies pueden ser *L. racemosa*, *A. germinans* y *R. mangle*.

3.4 Distribución

Respecto a su distribución, los manglares se presentan en áreas donde la temperatura ambiental es mayor a 20 °C con una oscilación menor a 5 °C. En México, los manglares de la costa Noroeste y el Caribe son menos extensos y menos desarrollados que los del Golfo de México y la costa Suroeste. La costa del Pacífico, por su origen tectónico, es más accidentada y cuenta con acantilados y playas cortas rodeadas por montañas. (Carranza-Edwards et al. 1975; Agraz-Hernández et al. 2006).

3.5 Estructura del manglar

El análisis estructural de la vegetación permite conocer la abundancia de especies y el arreglo espacial que presentan los individuos de manera horizontal y vertical en el espacio ocupado por el bosque (Franco et al. 1989; Santamaría 2013).

En los estudios de estructura se miden los atributos importantes del bosque de manglar como la composición, altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), área basal, diámetro de copa, densidad y distribución (Figura 1). Para posteriormente estimar dos índices estructurales. El índice de complejidad de Holdridge (ICH) que determina el nivel de complejidad del bosque según Holdridge (1967), y el Índice de Valor de Importancia (IVI) desarrollado para jerarquizar la dominancia de cada especie que compone al rodal (Curtis y McIntosh 1951).

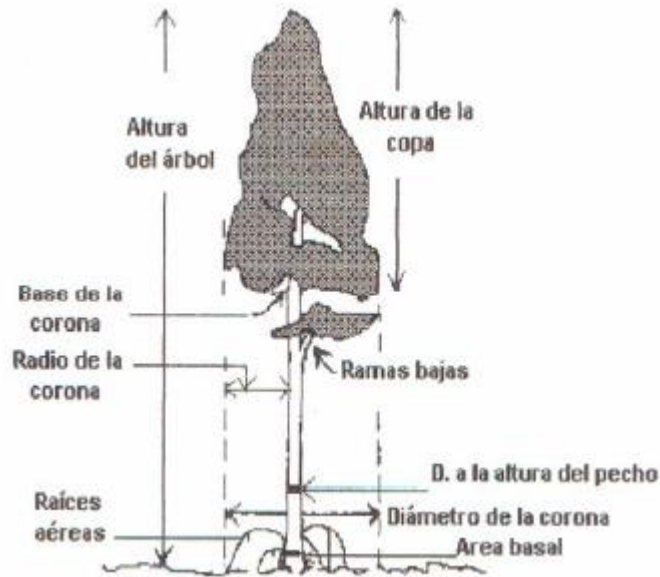


Figura 1. Atributos dasométricos que se consideran en el análisis estructural.
Fuente: Tovilla et al. 2007

Otros de los parámetros que se estiman en el análisis de la estructura de los manglares es la mortalidad natural y la extracción de madera, los cuales junto con otras variables determinan el desarrollo estructural del bosque (Tovilla Hernández et al. 2007).

La mortalidad natural en los bosques de manglar es un fenómeno constante mediante el cual se eliminan a los individuos más débiles, es decir los árboles plagados y deteriorados por el viento. Este proceso permite generar más espacio para la entrada de la luz y ligeramente un incremento de nutrientes en el suelo. Este factor puede aumentar por la presencia de tensores ambientales como salinización del suelo, interrupciones hidrológicas, plagas, tormentas eléctricas y vientos (Tovilla Hernández et al. 2007).

La extracción de árboles en los manglares se realiza para la obtención de leña, construcción de casas y manufactura de herramientas (Valdez-Hernández 2002). La presión producida por la tala inmoderada del manglar puede afectar la dinámica de la regeneración y estructura de un bosque (Benfield et al. 2005; Walters 2005; Rodríguez-Zuñiga et al. 2011).

En el continente americano y México se han realizado varios estudios para analizar la estructura de los bosques de manglar y su relación con algunos procesos biológicos y otras características del ecosistema, como la regeneración, la microtopografía, la captura de carbono y la fenología, etc. Entre estos estudios destacan el análisis estructural realizado por Pool et al. (1977), en Florida, Costa Rica, Puerto Rico y México, donde encontraron una mayor abundancia y desarrollo en los manglares en Puerto Rico, México y Costa Rica, estos bosques presentaron los índices de complejidad más altos.

Domínguez-Cadena et al. (2016), estudiaron las condiciones microtopográficas y la estructura del bosque de mangle en el este de la Península de Baja California. Los índices ecológicos mostraron que *R. mangle* fue la especie más importante en condiciones de canal y profundidad permanente. Se encontraron diferencias estructurales entre las condiciones microtopográficas donde los mangles eran más altos y más abundantes en el sitio del canal, debido posiblemente a una menor salinidad (<36 ppt).

Respecto a los estudios realizados en la RBLE destaca el trabajo realizado por Landeros (2005), donde determinó las características estructurales en el sistema lagunar Chantuto. Los resultados muestran que *R. mangle* y *L. racemosa*, fueron las especies dominantes del sistema lagunar, el tipo de bosque dominante es el ribereño. La extracción de madera fue de 15.6 % de *C. erectus*.

Otro de los estudios importantes en la reserva fue realizado por Romero-Berny y Tovilla-Hernández (2009), quienes reportaron a *L. racemosa* como la especie más importante (IVI=162.1) y un desarrollo estructural intermedio por su índice de complejidad 24.8.

3.6 Los manglares como reservorio de carbono

Los estudios realizados en la última década indican la permanencia de los manglares como reservorios y sumideros de carbono (C), con una capacidad mayor que los

ecosistemas terrestres (Twilley et al. 1992). Esta valoración se ha realizado según la estimación de carbono en los diferentes compartimentos del bosque de manglar (Komiya et al. 2005).

Los reservorios de carbono en los manglares se encuentran en la parte aérea (biomasa de árboles vivos y muertos, incluyendo hojas, propágulos, pneumatóforos, raíces adventicias, ramas y madera muerta caída) y subterránea (suelo y la biomasa de raíces), los componentes de carbono pequeños o aquellos menos susceptibles a ser afectados por cambios de uso del suelo pueden excluirse o muestrearse con menor frecuencia. El componente arbóreo siempre debe ser incluidos en los inventarios de carbono ya que son relativamente fáciles de muestrear, la biomasa puede calcularse de manera eficiente con ecuaciones alométricas y son fuertemente afectados por el cambio de uso del suelo (Kauffman et al. 2013).

Los flujos de carbono que ocurren en estos ecosistemas son la caída, descomposición de hojarasca, exportación/importación de carbono orgánico particulado y disuelto por efecto de la hidrología (fuente de agua, hidroperíodo, dirección y velocidad de flujos de agua) (Dittmar et al. 2006). CO₂

Debido a la importancia de los manglares en la captura de carbono, así como por sus múltiples servicios ambientales, es necesario implementar medidas de mitigación y adaptación ante los efectos del cambio climático en las comunidades que se asientan en estos ecosistemas, tales como reducción de la pobreza, diversificación de ingresos, preservación de los derechos de gestión de propiedad, ya que atendiendo las necesidades de la población se traduce en una mayor conservación del manglar, reduciendo la vulnerabilidad de los manglares ante las perturbaciones (Kelly y Adger 2000). En este sentido, para poder contribuir a escala local, regional y nacional, en estrategias como la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+) es indispensable determinar los almacenes de carbono como línea base de emisiones (Herrera et al. 2016).

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (2006) define tres niveles para la estimación de las reservas de carbono en los ecosistemas forestales. El nivel 1 incluye datos obtenidos a partir de valores estándar propuestos por el IPCC (biomasa de diferentes tipos de bosques). El nivel 2 requiere de datos de carbono de componentes clave (aéreo y subterráneo) específicos para el país. El nivel 3 requiere de estimaciones específicas que se obtienen a través de inventarios forestales de carbono y mediciones continuas en el tiempo o a través de modelos (Kauffman et al. 2013).

Los inventarios forestales de carbono se realizan para determinar las reservas de carbono en un momento determinado. Las mediciones se repiten a intervalos de tiempo (anual, 5 años, 10 años, etc.) con la finalidad de detectar incrementos o disminuciones en las reservas, para conocer si un bosque es fuente o sumidero de carbono. Esta valoración realiza mediante dos métodos: estimación de cambio y estimación de pérdida-ganancia. El primero consiste en estimar la diferencia entre las reservas de carbono en el tiempo y el segundo en estimar el balance neto entre las adiciones y sustracciones de carbono (Kauffman et al. 2013).

Para la cuantificación de los almacenes de carbono en los manglares mediante inventarios forestales Kauffman et al. (2013) proponen una metodología en donde establecen cinco pasos a seguir.

1. Definir el límite del área de estudio.
2. Estratificar el área de estudio.
3. Seleccionar los componentes de carbono a medir.
4. Determinar tipo, número y localización de las parcelas.
5. Determinar frecuencia de muestreo.

La cuantificación de carbono en la estructura del bosque implica mediciones del diámetro a la altura del pecho -diámetro a 1.3 m- y en algunas ocasiones la altura de los árboles en el interior de la parcela. Posteriormente estos datos son utilizados para estimar la biomasa del árbol y su reserva de carbono usando ecuaciones alométricas

para cada especie (Kauffman et al. 2013). Como las ecuaciones son específicas para cada especie de mangle, antes de elegir la ecuación hay que considerar la región geográfica, el clima y las especies del área de estudio. Se recomienda elegir ecuaciones desarrolladas en la región del área de estudio, debido a la diferencia en estructura y densidad de cada una de las especies, para la obtención de datos más precisos (Kauffman et al. 2013).

En México, se han realizado pocos estudios de carbono en los ecosistemas de manglar, entre los más destacados se encuentran:

Adame et al. (2013), estimaron las reservas de carbono del ecosistema de los humedales costeros de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (SKBR), Quintana Roo. Los manglares altos presentaron las mayores reservas ($987 \pm 338 \text{ MgC ha}^{-1}$) seguidos por los manglares medianos ($623 \pm 41 \text{ MgC ha}^{-1}$), manglares enanos ($381 \pm 52 \text{ MgC ha}^{-1}$) y pantanos ($177 \pm 73 \text{ MgC ha}^{-1}$).

Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira (2015), cuantificaron los almacenes de carbono en manglares enanos en la península de Yucatán. El almacén de C promedio a nivel ecosistema fue de $273.32 \text{ MgC ha}^{-1}$, con un intervalo de 89 a $501.89 \text{ MgC ha}^{-1}$. Los aportes por compartimento fueron suelo 90-93.79%, le siguió el de raíces gruesas con 5.05-5.23% y por último el de árboles (vivos y muertos en pie) con 2.12-3.87 %.

Herrera et al. (2016), realizaron una revisión bibliográfica sobre almacenes y flujos de carbono en manglares de México. La Península de Yucatán presentó el mayor número de trabajos (19), mientras que el Pacífico Central y Pacífico Sur presentaron el menor número de estudios (4). La región Pacífico Sur presentó la reserva mayor de carbono con un promedio de $139.65 \text{ MgC ha}^{-1}$, mientras que el promedio menor se estimó para la región Pacífico Norte $42.09 \text{ MgC ha}^{-1}$. El tipo ecológico de manglar que presentó el promedio más alto fue el ribereño ($183.32 \text{ MgC ha}^{-1}$).

Respecto a los trabajos realizados en el área de estudio, Adame et al. (2015), estimaron en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, la reserva de carbono en tres tipos de humedales ribereños (marismas, pantanoso de turba y manglares). La reserva de carbono fue mayor en los manglares, con una media de 784.5 ± 73.5 MgCha⁻¹, seguidos por los pantanos de turba (722.2 ± 63.6 MgCha⁻¹); mientras que las marismas presentaron el menor promedio (336.5 ± 38.3 MgCha⁻¹).

4. Justificación

Actualmente diversas investigaciones afirman que los ecosistemas de manglar representan importantes reservas de carbono, por unidad de área, que supera a las reservas de otros ecosistemas (Donato et al. 2011; Adame et al. 2011). Sin embargo, estos también presentan las tasas más altas de deforestación (Valiela et al. 2001; Alongi 2002). En México se ha perdido 81,711 ha de manglar en 25 años, lo que representa el 10 % de la cobertura total (Valderrama et al. 2014). La pérdida de cobertura de manglar implica la liberación de cantidades considerables de CO₂ a la atmósfera por la descomposición de la materia orgánica (Lovelock et al. 2011).

Debido a la importancia de los manglares en la captura de carbono y a la participación en las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂) provocada por la deforestación, es necesario la cuantificación de los almacenes de carbono para el monitoreo de su estado y para establecer estrategias de conservación y restauración.

Los manglares de la Reserva de la Biosfera la Encrucijada constituyen importantes reservorios de carbono, por su extensión y máximo crecimiento de la masa forestal. En esta zona y a nivel nacional se han realizado algunos estudios de carbono en bosques de manglar enfocado en la reserva general del bosque (componente aéreo y subterráneo). Sin embargo, la influencia de las características estructurales en la reserva de carbono del bosque no se ha estudiado.

Por lo que, en este estudio mediante la medición y comparación de la estructura del manglar en un periodo de tres años se evaluó los cambios en la estructura del bosque, y su influencia en el reservorio de carbono del arbolado, contribuyendo al conocimiento de la dinámica estructural y la reserva de carbono en el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) en la zona núcleo de la RBLA, que podría tomarse en cuenta para el mejoramiento del manejo y conservación de la reserva incluyendo la cuenca media y alta.

5. Hipótesis

H₁: Los atributos estructurales de las especies de mangle se incrementarán a lo largo del tiempo debido al crecimiento del bosque.

H₂: La estructura del bosque de mangle será más afectada por la mortalidad natural que por la extracción de árboles debido a que se ubica en una zona conservada.

H₃: Los cambios en la estructura del bosque de mangle generaran un incremento en la reserva de carbono del componente arbóreo.

6. Objetivos

6.1 General

Evaluar los cambios en la estructura del bosque de manglar en un periodo de tres años (2016-2018) y su influencia en el reservorio de carbono del componente arbóreo.

6.2 Específicos

- Analizar la estructura del bosque de mangle en función del DAP, altura, área de copa, Valor de Importancia Relativa e Índice de Complejidad para conocer los cambios en un periodo de tres años.
- Estimar la extracción y mortalidad de árboles en el bosque de mangle en un periodo de tres años.
- Cuantificar la reserva de carbono en el componente arbóreo en un periodo de tres años para conocer si existen incrementos significativos.

7. Materiales y Métodos

7.1 Características biofísicas del área de estudio

El área de estudio constituye uno de los siete Sitios de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) del proyecto nacional Red Mexicana de Sitios de Monitoreo Intensivo de Carbono (Mex-SMIC). Se ubica en el interior de la zona núcleo (La Encrucijada) de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, sistema lagunar Chantuto-Panzacola en el municipio de Acapetahua, Chiapas, a una altitud promedio de 5 msnm (Figura 2), de ahí se deriva el nombre "SMIC La Encrucijada". La Reserva se localiza al sur del estado de Chiapas, en la región fisiográfica Planicie Costera del Pacífico. Posee una superficie de 144,868 hectáreas, de las que 36,216 ha corresponden a dos zonas núcleo (La Encrucijada y Palmarcito) y 108,651 ha corresponden a la zona de amortiguamiento (Diario Oficial de la Federación 1995).

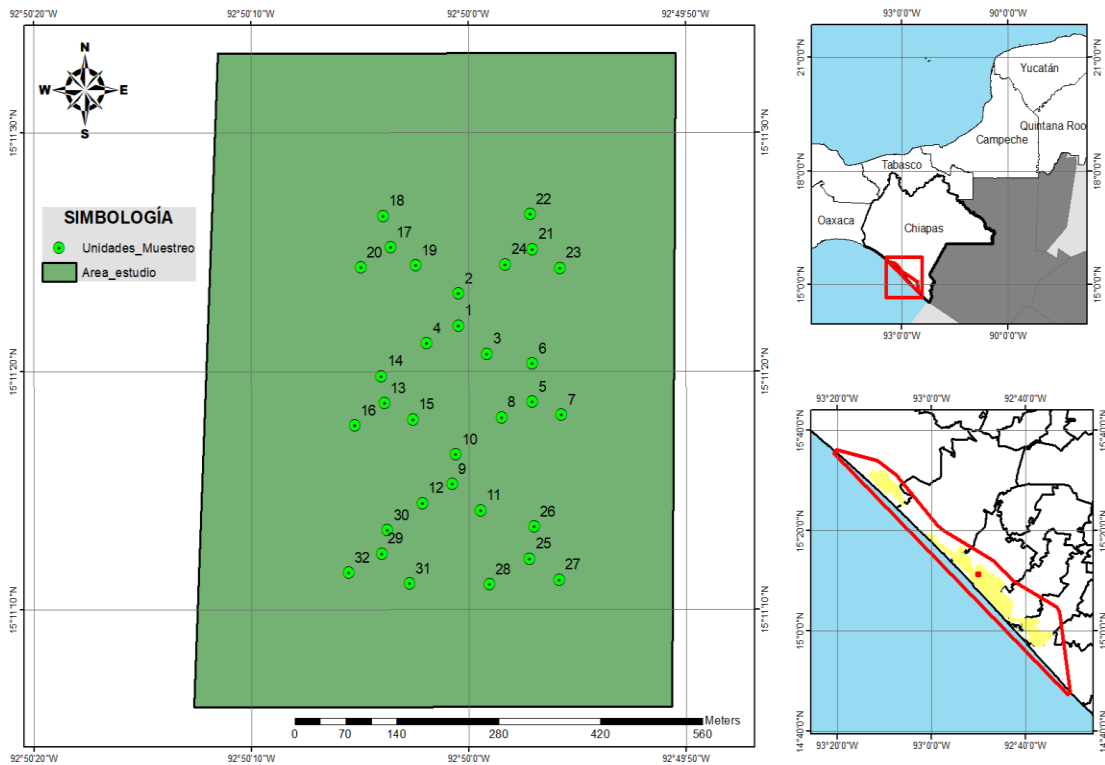


Figura 2. Mapa de localización del área de estudio. Fuente: Carolina Velázquez Pérez.

La Encrucijada abarca parte de los Municipios de Pijijiapan, Mapastepec, Acapetahua, Huixtla, Villa Comaltitlán y Mazatán, comparte dos zonas económicas: Istmo Costa y Soconusco (INE 1999).

Fisiografía

La región fisiográfica de la Planicie Costera del Pacífico, tiene una extensión aproximada de 260 km de longitud paralela al litoral. Inicia en el estado de Oaxaca en Laguna de Mar Muerto continúa hasta la frontera con la república de Guatemala en el río Suchiate. En el extremo noroeste tiene una anchura de 15 km y en el extremo sureste de 35 km, con un desnivel de un metro por km y poca presencia de lomeríos, además de áreas inundables permanentes y temporales (García 1970).

Geología

La Reserva presenta depósitos superficiales del Cuaternario y Plioceno de origen terrestre, lacustre y fluvial. Debajo de estos depósitos, existen rocas como esquistos cristalinos y metamórficos del Precámbrico y parte del Paleozoico (Mulleried 1957). En los manglares se encuentran bancos de moluscos bivalvos no fosilizados, lo que evidencia que en épocas pasadas estos suelos estuvieron sumergidos en el mar. Debido al régimen de lluvias, la desembocadura de los ríos, así como los movimientos de aguas marinas, se forman lagunas salobres y esteros, cuyas zonas adjuntas contienen gran cantidad de islotes, formados por guijarros, suelo escaso y bancos de moluscos bivalvos, así como arenales en la Barra San José (Mulleried 1957).

Suelo

Los suelos de la zona costera, por lo general son de color café oscuro, con tendencia a negro, de texturas medias y finas, rara vez gruesa y bastante profundos. Los suelos de los manglares generalmente son arcillosos y/o lodosos-turbosos, formando depósitos arcillo-arenosos, de grano fino y de estratificación irregular, presentando en algunos islotes afloramientos de moluscos fosilizados y abundante material orgánico en diferentes grados de descomposición. En el área de La Encrucijada predominan los suelos de tipo cambisol, regosol, solonchak, gleysol, fozem y fluvisol (INE 1999).

Hidrografía

La hidrografía de la Reserva está constituida por 17 corrientes principales, los ríos Huixtla, Cintalapa, Vado Ancho, Comaltitlán, Coapa, Urbina, Margaritas, Novillero, San Nicolás, Cacaluta y Sesecapa, entre otros; así como por diversos arroyos secundarios y terciarios que abastecen de agua dulce a las lagunas y esteros (INEGI 1988). Esta zona incluye dos de los tres grandes sistemas lagunares costeros del estado: “Carretas-Pereyra” y “Chantuto-Panzacola”, éstos representan áreas de gran interés biológico y socioeconómico, debido a su gran riqueza y biodiversidad, así como a la elevada producción de recursos pesqueros (Ocampo y Flores 1995).

Clima

El clima de la región es del tipo Am (w) cálido-húmedo, con abundantes lluvias en verano. La precipitación pluvial fluctúa entre 1300 y 3000 mm anuales (estación climatológica IHN- La Concepción), siendo mayor hacia la sierra y menor en la costa. La temperatura media anual es de 28 °C es constante todo el año y generalmente mayor a 22 °C (García 1973).

Vegetación

Los tipos de vegetación que predominan en La Encrucijada son manglar, zapotonal, popal, tular, selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia, vegetación flotante y subacuática, vegetación de dunas costeras y palmares (INE 1999).

En esta zona, los manglares están concentrados en dos grandes regiones que se extienden a lo largo de la franja costera; hacia el sureste se encuentran distribuidos alrededor del sistema lagunar Chantuto-Panzacola, incluyendo los esteros, en este sistema se encuentran manglares de 20 a 38 m de altura. La otra zona es el sistema lagunar Carretas-Pereyra en donde los manglares alcanzan una altura de 20 a 30 m con dominancia de árboles juveniles-maduros (INE 1999).

7.2 Descripción del área de estudio

El área de estudio está compuesto por ocho conglomerados o unidades primarias de muestreo, que se encuentran distribuidos en un área de 1x1 km. Los conglomerados

están formados por cuatro unidades secundarias de 400 m² de forma circular, a los que se les denominó unidades de muestreo (UM), dispuestas en forma de "Y" invertida sumando un total de 32 UM, en el centro del área de estudio se encuentra instalada una Torre de Covarianza de Vórtices.

Cada UM se georreferenció con un localizador satelital (GPS Garmin Map 62s). Para delimitar cada UM, se emplearon ocho cuerdas de plástico con una longitud de 11.28 m, que se fijaron al suelo a partir del centro de la UM, con estacas de 1.5 m, ubicando el norte como punto de inicio y girando a la derecha 45° conforme a las manecillas del reloj, semejando la disposición de las cuerdas una forma de pastel de ocho rebanadas. Para la ubicación del centro de cada UM, se colocó un tubo de PVC color blanco de 1" y 1.5 m de longitud que se enterró a una profundidad de 50 cm (Figura 3).

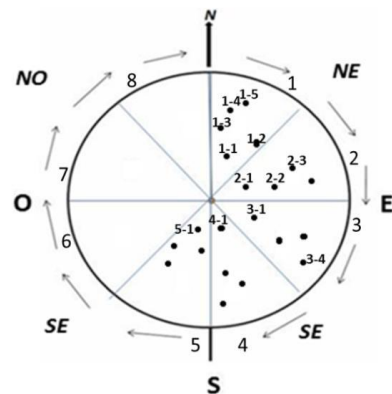


Figura 3. Delimitación de las Unidades de Muestreo en el área de estudio. Fuente: Proyecto Establish a New Intensive Carbon Monitoring Site in La Encrucijada, Chiapas, Mexico.

7.3 Caracterización estructural del bosque de manglar en el área de estudio

En el primer año de estudio (2016) dentro de cada UM se numeraron de manera consecutiva todos los árboles de mangle mayores a 2.5 cm de DAP. El número de cada árbol se marcó con pintura de aerosol y se colocó una placa de aluminio fijándola al árbol por medio de un cincho de plástico.

En el periodo 2016-2018 se realizaron tres inventarios forestales, los datos de los primeros dos inventarios fueron proporcionados por el laboratorio de Manejo Integral de

Ecosistemas Costeros del Colegio de la Frontera Sur, el tercer inventario se realizó de enero a abril del presente año.

El inventario consistió en estimar la densidad de árboles con DAP (Diámetro a la altura de pecho) ≥ 2.5 cm (Valdez-Hernández 2002). El DAP se midió con una cinta diamétrica a 1.30 m de altura para las especies *A. germinans* y *L. racemosa* y a 30 cm por encima de la última raíz para *R. mangle* (Cintrón y Schaeffer-Novelli 1984). Los DAP y DAT (Diámetro a la altura del tocón) se clasificaron en 10 categorías diamétricas que van de 2.5 a 5, 5.1 a 7, 7.1 a 10, 10.1 a 15, 15.1 a 20, 20.1 a 25, 25.1 a 30, 30.1 a 35, 35.1 a 40 y >40 (Corrella et al. 2004; Tovilla-Hernández et al. 2007). Se calculó el valor de área basal utilizando la fórmula $AB = \pi / 4 * (DAP)^2$, en donde AB=área basal y $\pi = 3.1416$ (Torres y Magaña 2001). La altura total y altura de fuste del arbolado se estimó con un hipsómetro laser Vertex III ®. El diámetro de copa y altura de la raíz se midió con una cinta métrica, se estimó el área de cobertura de copa con la fórmula propuesta por Jiménez et al. (2002) y Rodríguez et al. (2008) que es la siguiente:

$$APC = \pi / 4 * DPC^2$$

Dónde:

APC = Área de proyección de copa

DPC= Diámetro promedio de copa

$\pi = 3.1416$

Se estimaron dos índices de valoración estructural; el Índice de Valor de Importancia (IVI) de Curtis y McIntosh (1951), se estimó con la fórmula:

$$IVI = \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia Relativa} + \text{Dominancia relativa}$$

Dónde:

Densidad relativa= No. De individuos de la especie x 100/ Total de individuos de todas las especies

Frecuencia relativa= Frecuencia de la especie x 100/ Suma de las frecuencias de todas las especies

Dominancia relativa= Área basal de la especie x 100/Área basal de todas las especies

El Índice de Complejidad de Holdridge (Holdridge 1967), se estimó mediante la fórmula:

$$ICH = d.a.h.s / 1000$$

Donde:

d= Número de árboles / 0.1 ha

a= área basal (m²/0.1 ha)

h= Altura del rodal (m)

s= Número de especies

También en cada UM se midieron cuatro parámetros fisicoquímicos, salinidad intersticial, pH, temperatura y conductividad eléctrica con un medidor multiparamétrico marca HANNA® y el nivel de inundación con un flexómetro.

Se cuantificó la mortalidad natural y la extracción de madera en el área de estudio siguiendo la metodología de Tovilla-Hernández et al. (2007). El porcentaje de mortalidad, extracción de madera y árboles muertos caídos se estimó mediante la contabilización de los árboles muertos en pie, tocones y muertos caídos comparado con el arbolado total.

Los árboles muertos en pie se clasificaron en siete categorías diamétricas y los tocones en cinco, similares a las categorías de los árboles vivos. Se estimó la densidad de árboles de cada factor de pérdida (mortalidad natural, extracción de árboles, caída de árboles muertos en pie) por especie y conglomerado. Los porcentajes, las categorías diamétricas y las densidades de los factores de pérdida se compararon en los tres años de medición para conocer su influencia en la dinámica estructural del bosque.

7.4 Biomasa y carbono

Se estimaron las reservas de carbono del manglar en base a los criterios del IPCC (2006), tomando en cuenta el nivel 3 que consistió en la obtención de datos mediante tres inventarios anuales de carbono (Kauffman et al. 2013).

Las estimaciones de carbono en este estudio comprenden únicamente el componente arbóreo que incluye árboles vivos y muertos en pie, debido a que son relativamente fáciles de muestrear.

La biomasa puede calcularse de manera adecuada por medio de ecuaciones alométricas y son fuertemente afectados por el cambio de uso del suelo (Kauffman et al. 2013). Para la estimación de la biomasa arbórea se emplearon las ecuaciones propuestas por Fromard et al. (1998).

$$B_T = 0.1282 \times D_R^{2.6} \text{ *Rhizophora mangle*$$

$$B_T = 0.140 \times DAP^{2.4} \text{ *Avicennia germinans*$$

$$B_T = 0.1023 \times DAP^{2.5} \text{ *Laguncularia racemosa*$$

B_T : Biomasa total, D_R : Diámetro por encima de la última raíz, DAP : Diámetro a la altura de pecho.

La razón es que las características climáticas de la Guayana Francesa donde se crearon dichas ecuaciones son similares a la RBLE (manglares ribereños con un clima tropical cálido húmedo). El rango de diámetros incluidos en las mismas son similares a la RBLE ($D_{ap} \text{ Max} = 32 \text{ cm}$ para *R. mangle*, 10 cm para *L. racemosa* y 42 cm para *A. germinans*). Además, no incluye la altura de los árboles en las ecuaciones, debido a que en campo es difícil medir con precisión esta variable y se incrementa el error en los monitores de periodos largos.

Las reservas aéreas de carbono pueden obtenerse multiplicando la biomasa de cada componente por la cantidad de carbono específica (en porcentaje). La concentración de carbono en la madera suele ser ligeramente inferior al 50 %, por lo que, en este estudio para la conversión de biomasa a carbono se utilizó el factor 0.48 (Kauffman et al. 2013). Para la estimación de la reserva de carbono en los árboles muertos en pie, éstos se clasificaron en tres categorías: categoría 1 árboles muertos en pie sin hojas; categoría 2 árboles muertos sin ramas secundarias y la categoría 3 árboles muertos sin ramas primarias y secundarias (Kauffman et al. 2014). El cálculo de la biomasa también se realizó con las ecuaciones de Fromard (1998) y se le restó el porcentaje correspondiente a cada categoría. Para la obtención de la biomasa de la categoría 1 se le restó a la biomasa total seca el 2.8 % correspondiente a la biomasa de las hojas, a la

categoría 2 se le resto a la biomasa total el 2.8 % de las hojas y el 18.7 % de las ramas secundarias y la categoría 3 fue igual al 76.6 % de la biomasa total seca.

7.5 Análisis de datos

Los datos estructurales se analizaron con pruebas de normalidad de Anderson Darling. Al no cumplirse los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los datos se aplicaron transformaciones logarítmicas. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores para conocer las posibles diferencias significativas entre DAP, altura y cobertura; así como biomasa y carbono por especie y conglomerado durante el periodo de medición (2016-2018). Posteriormente se aplicó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey con un nivel de significancia de 5%. Se realizó un análisis de Componentes Principales (PCA) para conocer la relación entre las variables estructurales y los parámetros fisicoquímicos. Para conocer si existe alguna relación de las variables estructurales con la biomasa del bosque se estimó el coeficiente de correlación de Spearman debido a que los datos presentaron una distribución asimétrica. También se analizó la relación de los parámetros fisicoquímicos con la biomasa mediante un análisis de regresión lineal múltiple, estos análisis se realizaron con el software R 3.5.1 (R Core Team 2018).

8. Resultados

8.1 Estructura del bosque

El bosque de mangle del SMIC La Encrucijada está formado por bosques de tipo ribereño en un 72 %, bosques de tipo borde en un 25 % y en un 3% por bosque de tipo cuenca. La fisonomía de los bosques ribereños es 87 % dominante, 9 % mono específico y 2 % mixto. Los bosques de borde solo presentaron un tipo de fisonomía, dominante, al igual que el bosque de tipo cuenca (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación por tipos de bosque, categoría y asociación de especies en 32 UM. *Rhizophora mangle* (Rm), *Laguncularia racemosa* (Lr) y *Avicennia germinans* (Ag).

Tipo Bosque	Categoría	Asociación	Total UM
Borde	Dominante	Rm/Ag/ Lr	5
		Rm/Ag	3
Ribereños	Mono específico	Rm	2
		Dominante	
	Rm/Ag/Lr	5	
	Rm/Ag	3	
	Rm/Lr/Ag	7	
		Rm/Lr	5
	Mixto	Ag/Rm/Lr	1
Cuenca	Dominante	Ag/Rm/Lr	1

La fisonomía que domina en el SMIC La Encrucijada está constituida por bosques dominantes, que representan el 91 % del total, los bosques monoespecifico están presentes en un 6% y los bosques mixtos en un 3%. El bosque está compuesto por tres especies, *Rhizophora mangle* (1578 Ind ha⁻¹), *Avicennia germinans* (362 Ind ha⁻¹) y *Laguncularia racemosa* (163 Ind ha⁻¹) (Cuadro 1). La Densidad total encontrada fue de 2104 Ind ha⁻¹. Las UM 5, 6 y 27 presentaron la mayor densidad (3975, 3900 y 3525 Ind ha⁻¹, respectivamente) mientras que las UM 28, 8 y 30 registraron una menor densidad (525, 1050 y 1075 Ind ha⁻¹). Respecto a los demás parámetros estructurales la UM 28 presentó los mayores valores promedio en DAP (p<0.001), altura (p<0.001) y área de copa (p<0.001) (19.2 cm, 20.0 m, 69.0 m² respectivamente), los mayores valores en ABT (p<0.001) lo presentan las UM 21 y 32 (ambos 24.8 m² ha⁻¹) mientras que los menores valores promedios en DAP, ABT y altura (5.6 cm, 10.4 m² ha⁻¹, 7.5 m

respectivamente) se registró en la UM 18 y los menores valores en área de copa en la UM 27 y 18 (4.2 y 4.7 m²) estas diferencias fueron significativas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Parámetros estructurales (promedio \pm desviación estándar) de las 32 UM que componen el SMIC La Encrucijada. C: conglomerado, UM: unidad de muestreo, Dap: diámetro a 1.3 m, ABT: área basal total.

C	UM	Densidad (Ind ha ⁻¹)	DAP (cm)	ABT (m ² ha ⁻¹)	Altura (m)	Área de copa (m ²)
1	1	1475	9.7 \pm 8.4	18.9	13.4 \pm 7.6	15.8 \pm 22.0
1	2	3075	6.6 \pm 4.9	16.6	9.6 \pm 5.8	6.9 \pm 8.3
1	3	2275	5.8 \pm 5.5	11.4	9.6 \pm 5.0	6.4 \pm 12.5
1	4	1275	12.7 \pm 5.7	19.5	20.0 \pm 7.9	16.5 \pm 10.3
2	5	3975	6.7 \pm 4.5	20.5	10.0 \pm 4.9	8.0 \pm 7.6
2	6	3900	7.5 \pm 4.8	24.1	10.2 \pm 4.6	6.3 \pm 6.0
2	7	3125	6.7 \pm 5.7	19.0	8.9 \pm 5.5	7.2 \pm 10.1
2	8	1050	10.3 \pm 10.6	17.8	12.8 \pm 8.5	26.8 \pm 39.3
3	9	2400	7.4 \pm 5.7	16.2	11.7 \pm 7.7	8.1 \pm 8.8
3	10	2225	7.2 \pm 5.7	14.5	11.0 \pm 7.2	10.6 \pm 10.6
3	11	1925	9.5 \pm 8.1	23.5	13.8 \pm 7.1	10.1 \pm 10.8
3	12	1250	11.6 \pm 8.9	20.9	15.6 \pm 8.6	17.4 \pm 22.2
4	13	1250	12.6 \pm 4.9	17.9	18.0 \pm 5.6	14.7 \pm 10.3
4	14	1475	12.3 \pm 5.3	20.6	17.0 \pm 5.0	13.9 \pm 10.4
4	15	1100	14.0 \pm 6.7	20.7	19.7 \pm 5.5	13.9 \pm 8.6
4	16	1425	12.3 \pm 6.6	21.6	16.0 \pm 7.4	11.4 \pm 9.6
5	17	3100	6.3 \pm 4.6	14.8	10.2 \pm 5.3	5.4 \pm 6.0
5	18	3325	5.6 \pm 2.9	10.4	7.5 \pm 3.0	4.7 \pm 3.7
5	19	1825	9.5 \pm 3.5	14.7	13.8 \pm 4.3	6.8 \pm 4.9
5	20	2200	8.2 \pm 5.0	16.1	11.4 \pm 5.2	6.1 \pm 5.4
6	21	1450	10.6 \pm 10.3	24.8	12.8 \pm 8.5	21.1 \pm 32.2
6	22	2400	7.5 \pm 6.7	19.0	10.3 \pm 6.3	7.0 \pm 9.3
6	23	2600	8.3 \pm 6.1	21.4	11.7 \pm 7.0	8.9 \pm 8.1
6	24	2100	7.9 \pm 6.1	16.3	11.6 \pm 6.9	7.8 \pm 8.2
7	25	1675	8.5 \pm 6.9	15.7	12.2 \pm 7.0	11.4 \pm 11.1
7	26	2325	6.3 \pm 6.0	13.6	9.7 \pm 5.4	9.3 \pm 16.3
7	27	3525	6.7 \pm 5.8	21.6	11.0 \pm 6.3	4.2 \pm 4.6
7	28	525	19.2 \pm 12.8	21.7	20.0 \pm 9.4	69.0 \pm 68.4
8	29	1925	9.7 \pm 7.7	23.2	13.6 \pm 9.3	12.4 \pm 13.3
8	30	1075	11.7 \pm 6.8	15.4	15.1 \pm 8.0	10.3 \pm 8.9
8	31	1825	10.3 \pm 7.0	22.1	15.7 \pm 9.9	14.0 \pm 15.6
8	32	2225	10.2 \pm 6.2	24.8	14.6 \pm 7.4	11.0 \pm 8.5

Los incrementos en DAP en los conglomerados en el periodo 2016-2018 no fueron significativos. Para el caso de las alturas y áreas de copa solo hubo incrementos significativos ($p < 0.05$) del año 2016 al 2018, los incrementos en el año 2017 no fueron significativos. Las diferencias no fueron significativas entre conglomerados por año en ninguno de los parámetros estructurales. Sin embargo, el conglomerado 4 presentó los mayores promedios en DAP, altura y área de copa en los tres años de estudio; mientras que los conglomerados con los menores promedios en los tres parámetros estructurales fueron los conglomerados: 1 en DAP, 2 en altura y el 5 en área de copa (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación de parámetros estructurales (promedio \pm desviación estándar) de los conglomerados que componen el SMIC La Encrucijada, durante el periodo de medición 2016-2018. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Tukey; $P < 0.05$). C: conglomerado.

C	Dap (cm)			Altura (m)			Área de copa (m ²)		
	2016	2017	2018	2016 ^b	2017 ^{ab}	2018 ^a	2016 ^b	2017 ^{ab}	2018 ^a
1	6.6 ± 5.5	7.3 ± 6.0	7.8 ± 6.4	9.2 ± 5.4	11.2 ± 6.7	11.8 ± 7.2	5.9 ± 9.6	8.0 ± 12.9	9.9 \pm 13.9
2	7.0 ± 5.4	7.1 ± 5.5	7.9 ± 5.8	9.3 ± 4.7	9.8 ± 5.1	10.8 ± 5.6	8.3 ± 12.5	7.3 ± 8.6	8.9 ± 14.8
3	6.7 ± 5.7	7.8 ± 6.5	9.5 ± 7.0	9.9 ± 6.4	11.6 ± 6.9	14.1 ± 7.6	5.0 ± 8.8	7.0 ± 9.0	10.8 ± 13.1
4	10.0 ± 5.5	11.7 ± 5.7	11.8 ± 4.9	13.6 ± 5.3	15.8 ± 5.2	17.6 ± 5.8	8.4 ± 7.2	10.4 ± 7.8	13.4 ± 9.8
5	6.9 ± 3.9	7.3 ± 4.1	8.5 ± 4.6	10.1 ± 4.2	10.2 ± 4.3	12.6 ± 4.8	4.5 ± 4.1	6.1 ± 5.5	5.6 ± 5.1
6	7.6 ± 7.0	8.3 ± 7.1	8.5 ± 7.2	10.1 ± 6.1	10.1 ± 5.8	11.7 ± 7.0	8.6 ± 12.9	11.7 ± 18.2	10.2 ± 16.1
7	7.1 ± 6.8	7.4 ± 7.1	8.0 ± 7.7	10.2 ± 6.0	10.8 ± 6.6	11.6 ± 7.0	8.0 ± 15.3	11.2 ± 20.2	11.4 ± 25.4
8	9.3 ± 6.1	10.6 ± 6.8	11.9 ± 6.2	13.3 ± 7.6	13.6 ± 7.8	17.5 ± 8.1	6.7 ± 7.9	8.3 ± 8.0	12.1 ± 12.1

En relación a los incrementos dasométricos por especie durante el periodo de estudio, se presentaron incrementos significativos únicamente en la altura ($p < 0.001$) y el área de copa ($p < 0.05$), este último únicamente en el tercer año de estudio. En donde *L. racemosa* presentó el mayor promedio en DAP ($p < 0.01$) y altura ($p < 0.001$) y *R. mangle*

en área de copa ($p < 0.05$), los menores promedios lo presentó *A. germinans*, estas diferencias fueron significativas (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de parámetros estructurales (promedio \pm desviación estándar) de las tres especies de mangle registradas en el SMIC La Encrucijada durante el periodo de medición 2016-2018. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Tukey; $P < 0.05$).

Especie	Dap (cm)			Altura (m)			(Área de copa m ²)		
	2016	2017	2018	2016 ^c	2017 ^b	2018 ^a	2016 ^b	2017 ^{ab}	2018 ^a
<i>A. germinans</i>	5.5 ± 4.5	6.1 ± 5.4	5.9 ± 5.5	7.6 ± 4.5	7.8 ± 4.9	7.9 ± 7.9	5.0 ± 8.9	5.7 ± 8.4	6.7 ± 10.6
<i>L. racemosa</i>	8.6 ± 6.8	9.0 ± 7.1	9.4 ± 7.4	11.5 ± 6.8	12.2 ± 6.4	13.1 ± 13.1	5.4 ± 7.7	7.7 ± 9.1	7.8 ± 9.3
<i>R. mangle</i>	7.8 ± 5.9	8.5 ± 6.2	8.9 ± 6.5	11.0 ± 5.9	11.9 ± 6.3	12.8 ± 12.8	7.3 ± 10.9	9.2 ± 13.2	10.8 ± 16.1

El ICH del sistema presentó una ligera reducción a lo largo del tiempo, entre 2016 y 2018 se redujo de 45.1 a 40.1 (Cuadro 5). El conglomerado 2 presentó un incremento de 49.5 a 58.7 unidades en el periodo de medición, por el contrario, el conglomerado 3 presentó una reducción de 44 a 32 unidades (Cuadro 6). Las tres especies *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa* mantuvieron la categoría de importancia durante el periodo de estudio (Cuadro 7).

Cuadro 5. Índice de Complejidad de Holdridge (ICH) del SMIC La Encrucijada en el periodo de medición 2016-2018. s: No. de especies, d: densidad/0.1 ha, a: área basal m²/0.1 ha, h: altura del rodal (m).

Año	s	d	a	h	ICH
2016	3.0	263.4	1.9	30.4	45.1
2017	3.0	227.1	1.9	34.7	44.4
2018	3.0	210.3	1.9	33.9	40.1

Cuadro 6. Índice de Complejidad de Holdridge (ICH) de los ocho conglomerados que componen al SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.

Conglomerado	ICH		
	2016	2017	2018
1	34.5	37.8	31.5
2	49.5	58.2	58.7
3	44.0	38.1	32.0
4	25.5	22.0	22.5
5	30.1	22.3	25.2
6	45.9	33.9	42.6
7	36.2	39.5	36.7
8	46.6	29.1	33.7

Cuadro 7. Índice de Valor de Importancia (IVI) por especie de mangle registrada en el SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.

Especie	IVI		
	2016	2017	2018
Rm	192	190	194
Ag	55	59	58
Lr	53	51	48
Total	300	300	300

En los tres años de estudio el 95 % de los árboles comprenden las primeras cinco categorías diamétricas (CD) 2.5-20 cm de DAP. Las últimas cinco categorías concentraron el 5 % de los árboles 20.1->40 cm de DAP. De estas CD las primeras cuatro redujeron el número de individuos y las categorías 5, 6 y 10 presentaron un ligero incremento en el número de individuos (Figura 4).

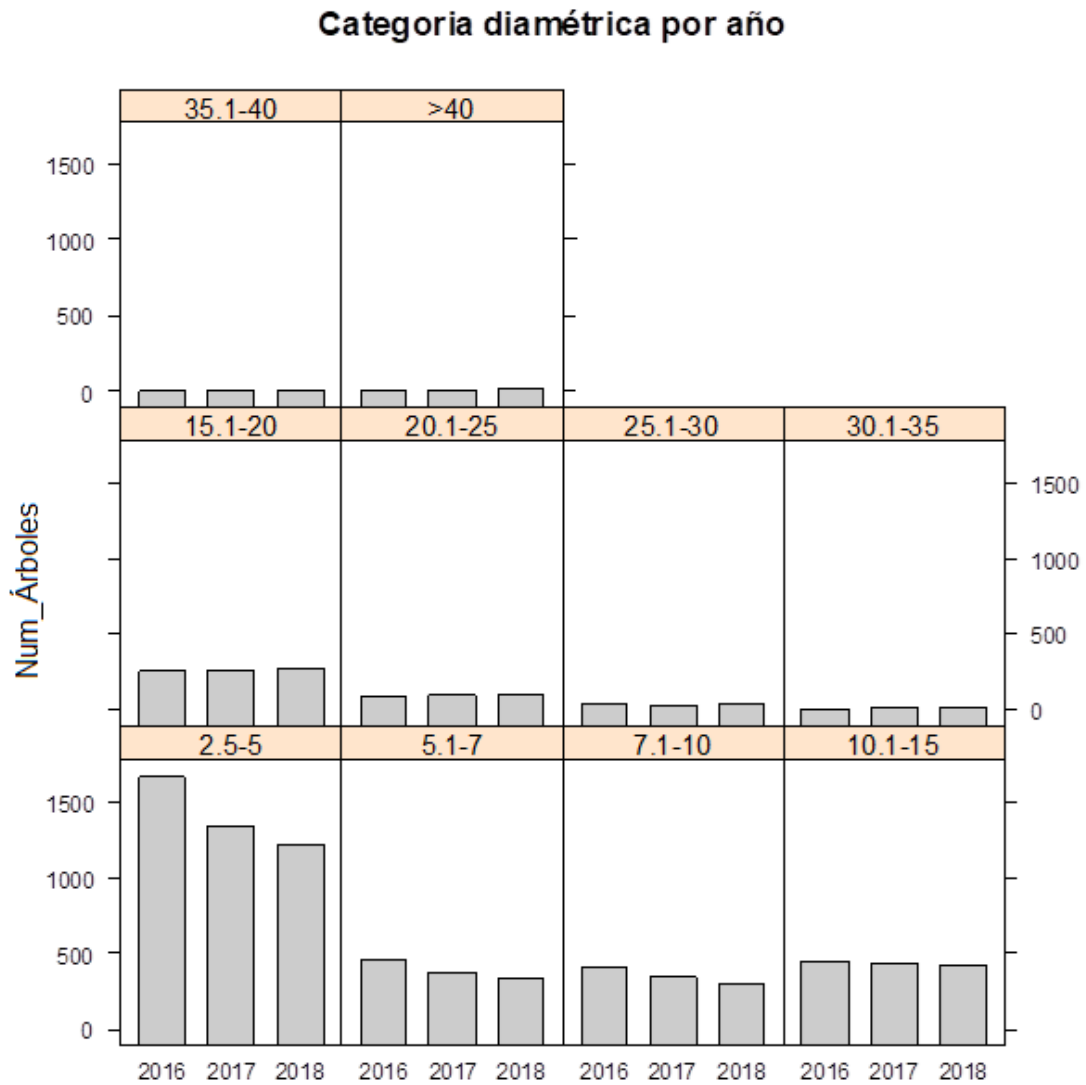


Figura 4. Comparación de las categorías diamétricas en el periodo 2016-2018 del SMIC La Encrucijada.

Siendo *R. mangle* la especie dominante en el área de estudio es la que presentó el mayor número de árboles por categoría diamétrica. De forma general, esta especie presentó el mayor número de árboles en las primeras cinco categorías diamétricas y la pérdida de árboles en las primeras cuatro categorías durante los tres años de estudio (Figura 5). En este mismo periodo *A. germinans* registró el mayor número de árboles en las primeras cuatro categorías y la pérdida de árboles en las mismas categorías (Figura 6). *L. racemosa* presentó el mayor número de individuos en las primeras seis categorías y pérdida de árboles en las primeras cinco categorías (Figura 7).

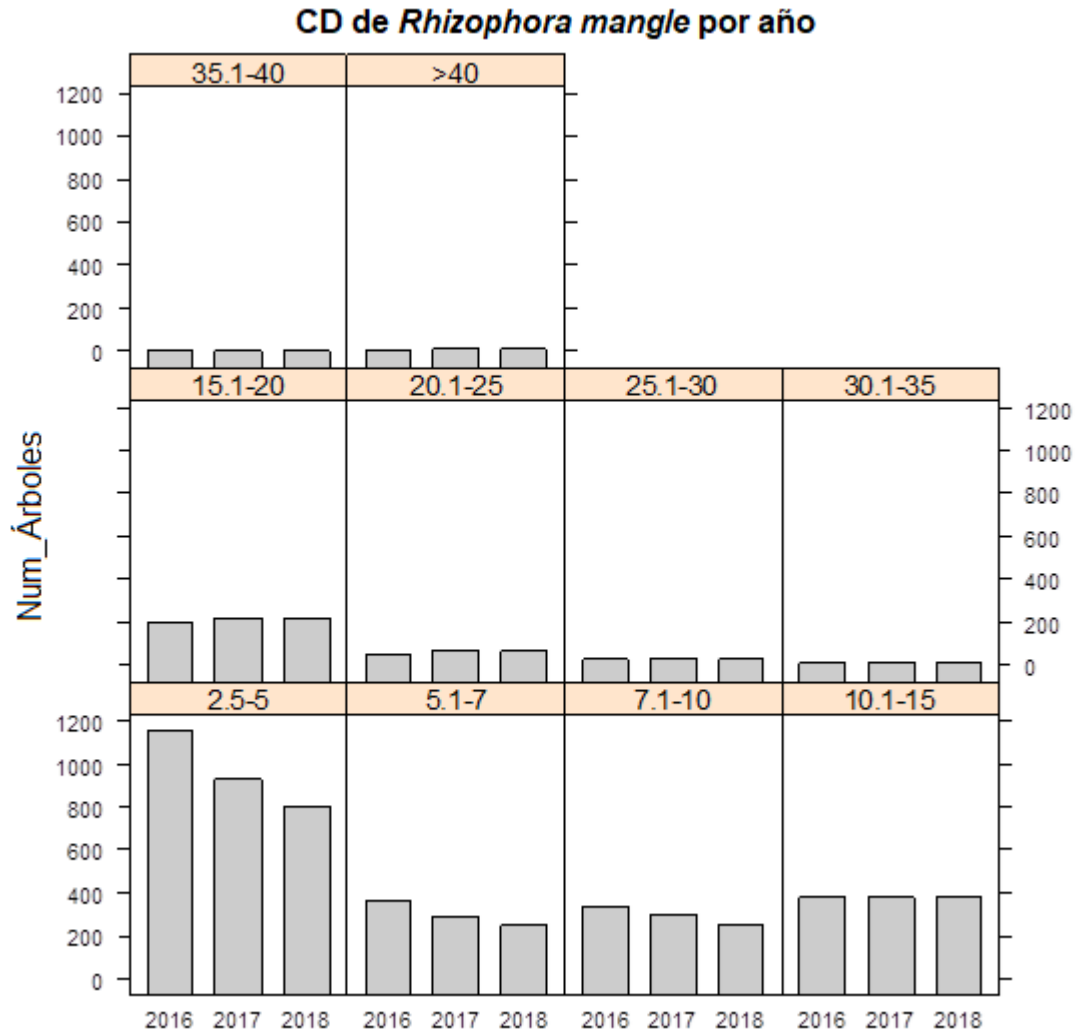


Figura 5. Distribución de árboles por categoría diamétrica de la especie *Rhizophora mangle* en el periodo de estudio en el SMIC La Encrucijada.

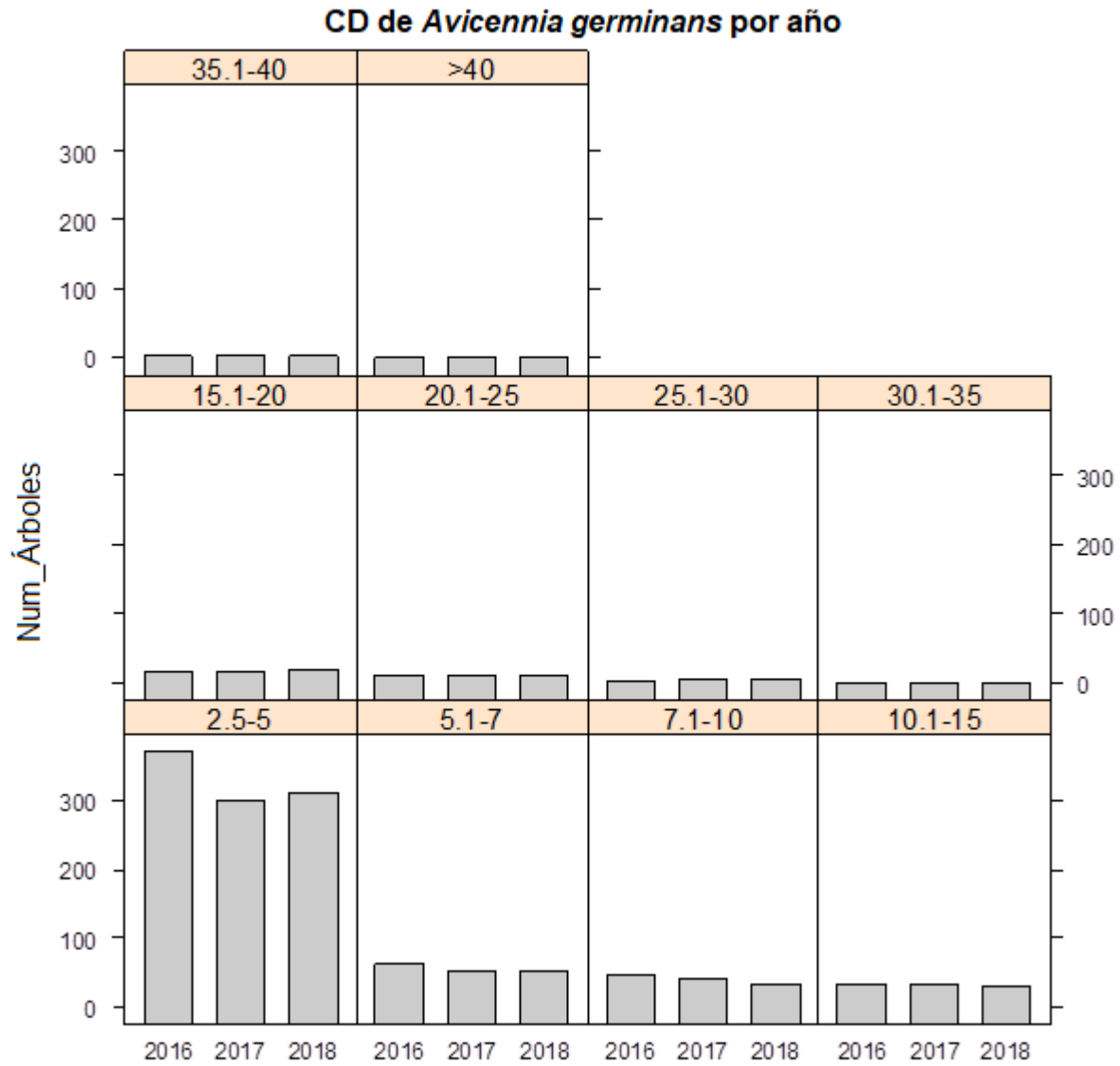


Figura 6. Distribución de árboles por categoría diamétrica de la especie *Avicennia germinans* en el periodo de estudio en el SMIC La Encrucijada.

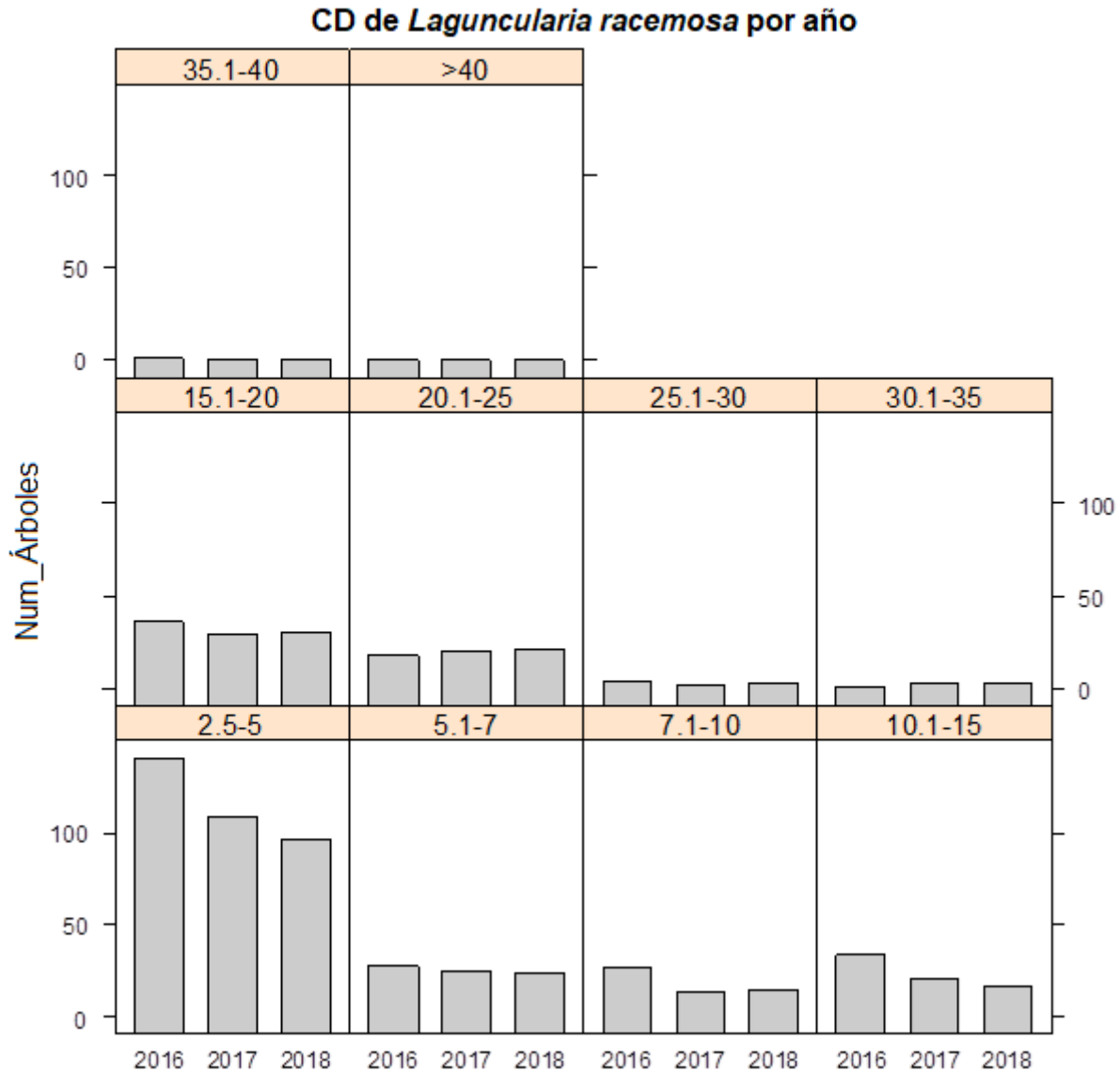


Figura 7. Distribución de árboles por categoría diamétrica de la especie *Laguncularia racemosa* en el periodo de estudio en el SMIC La Encrucijada.

Los factores que afectan a la estructura del bosque son la mortalidad natural en su primera fase (árboles que se mueren en pie) debido a que dejan de crecer y posteriormente se caen al suelo. La extracción de árboles también afecta al bosque por la remoción de los mismos. La caída de los árboles muertos en pie se considera que no afectan a la estructura porque desde su primera fase provocaron cambios en la estructura, sin embargo afectan a la biomasa almacenada en el componente arbóreo, ya que pasan a formar parte de la biomasa de la materia muerta caída y debido a su

desintegración posteriormente se incorporan a biomasa almacenada en el suelo. En promedio en el periodo de estudio se perdieron 1273 Ind ha⁻¹, el 73 % por mortalidad natural y el 27 % por extracción. El porcentaje de árboles caídos se incrementó 6.91 % en el segundo año de monitoreo y 3 % en el tercer año. El porcentaje de extracción se mantuvo constante. La pérdida de árboles por mortalidad natural aumento 2.4 y 3 % en el segundo y tercer año respectivamente (Figura 8).

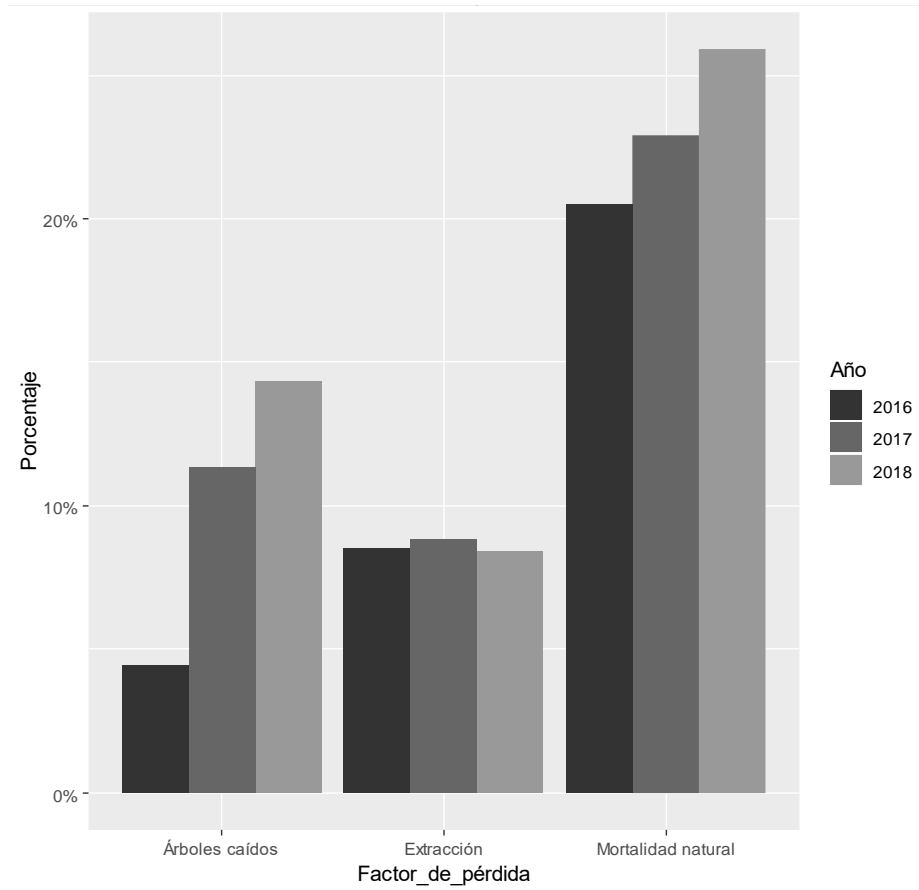


Figura 8. Porcentaje de pérdida de árboles por extracción, mortalidad natural y árboles caídos registrados en el SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.

En relación al incremento de la mortalidad natural por CD durante el periodo de estudio, el 97 % de la mortalidad ocurrió en las primeras cuatro CD, de las cuales las categorías 1, 2 y 3 incrementaron 254, 9 y 43 individuos respectivamente, las demás categorías se mantuvieron más o menos constantes (Figura 9).

CD árboles muertos en pie

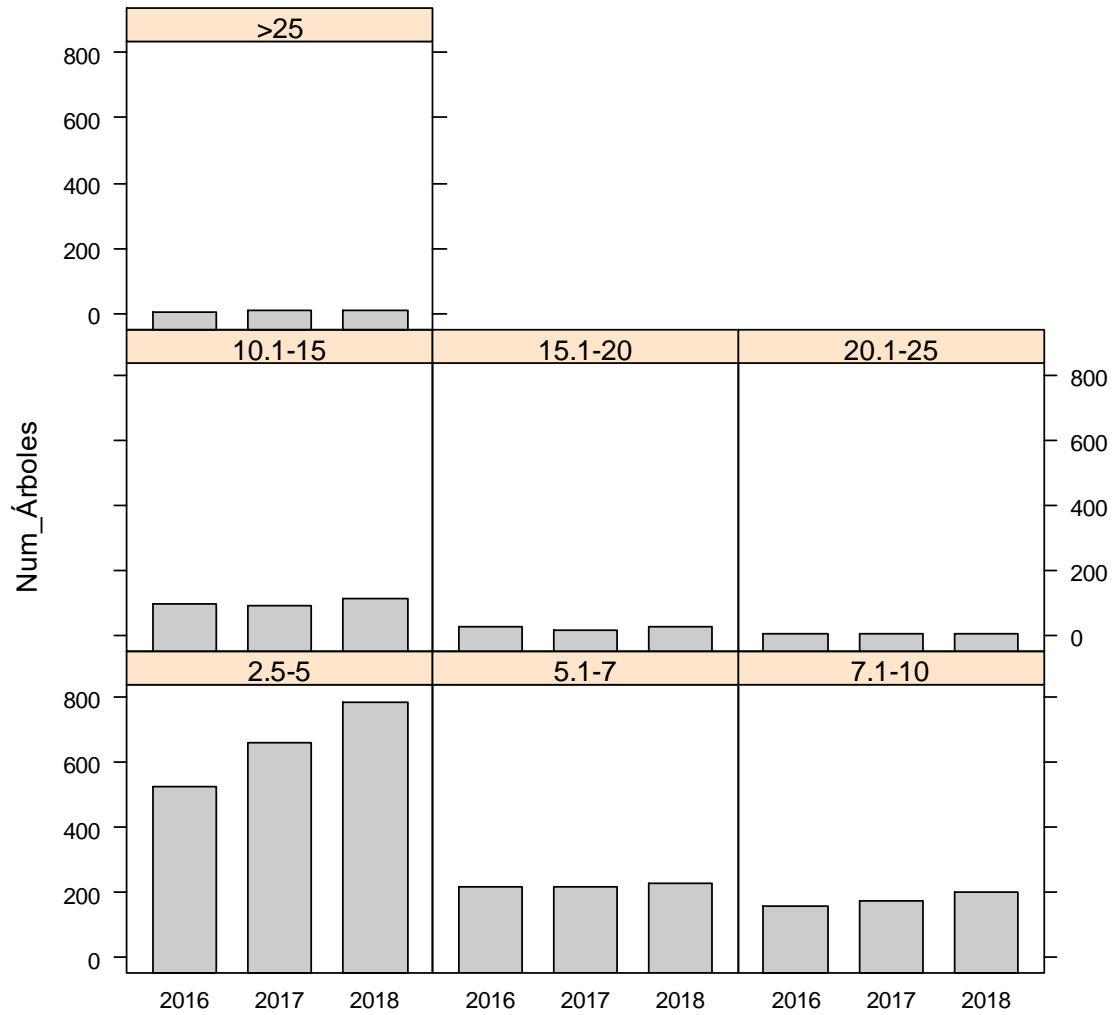


Figura 9. Distribución de árboles por categoría diamétrica de los árboles muertos en pie en el SMIC La Encrucijada.

Para el caso de la extracción de madera el 88 % de los arboles extraídos ocurrieron en las primeras tres categorías diamétricas, todas las categorías se mantuvieron casi constante durante el periodo de estudio (Figura 10).

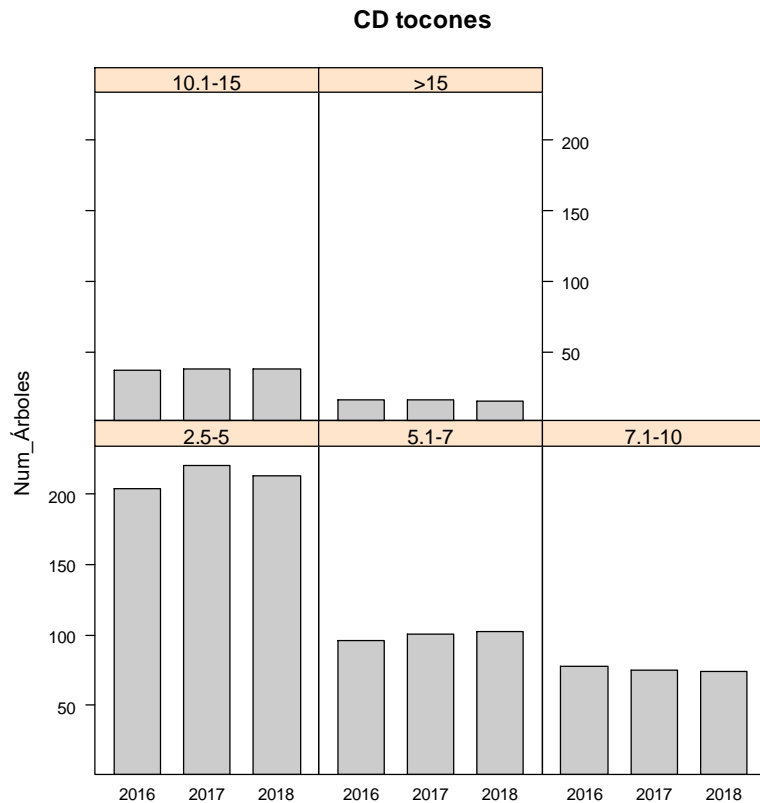


Figura 10. Distribución de árboles por categoría diamétrica de tocones registrados en el SMIC La Encrucijada.

En el periodo de estudio hubo incrementos importantes en el porcentaje de los árboles muertos caídos para las tres especies reportadas. Los árboles muertos en pie presentaron incrementos en las especies *A. germinans* y *R. mangle*. El porcentaje de tocones se mantuvo constante. *Laguncularia racemosa* presentó los mayores porcentajes en los tres factores de pérdida, *Rhizophora mangle* presentó los menores porcentajes en árboles muertos en pie y tocones y *Avicennia germinans* en árboles muertos caídos, lo que significa que *L. racemosa* es la especie más afectada por la mortalidad natural, extracción y caída de árboles (Cuadro 8).

Cuadro 8. Comparación de la densidad de árboles muertos en pie, tocón y muerto caído por especie en el periodo 2016-2018 en el SMIC La Encrucijada

Especie	% Muerto en pie			% Tocón			% Muerto caído		
	2016	2017	2018	2016	2017	2018	2016	2017	2018
<i>A. germinans</i>	19.3	24.8	25	10.9	11.7	10.9	4.5	9.7	12.7
<i>L. racemosa</i>	36.1	32.2	31.7	19.6	20.4	19.7	7.1	17.0	20.5
<i>R. mangle</i>	17.2	20.5	24.9	5.5	5.7	5.5	3.8	10.6	13.5

Durante el periodo de estudio a nivel conglomerado la densidad de árboles muertos en pie y muertos caídos presentaron incrementos importantes, los tocones no presentaron incrementos. Es importante resaltar que el conglomerado 5 presentó la mayor densidad de árboles muertos en pie y muertos caídos y el conglomerado 6 en tocones. Las menores densidades en tocones y árboles caídos se registraron en el conglomerado 2 y la menor mortalidad de árboles en pie se registró en el conglomerado 7. Estos últimos conglomerados se ubican cerca del canal (60 m). Por lo que, la menor pérdida de árboles se puede atribuir a que los conglomerados se mantienen en óptimas condiciones debido a un mayor aporte de sedimentos, nutrientes y menor salinidad por el abundante aporte de agua dulce, sobre todo en la temporada de lluvias (Cuadro 9).

Cuadro 9. Comparación de la densidad de árboles muertos en pie, tocón y muerto caído por conglomerado en el periodo 2016-2018 en el SMIC La Encrucijada. C: conglomerado.

C	Muerto en pie (Ind ha-1)			Tocón (Ind ha-1)			Muerto caído (Ind ha-1)		
	2016	2017	2018	2016	2017	2018	2016	2017	2018
1	643.8	981.3	1343.8	237.5	268.8	281.3	181.3	225.0	356.3
2	293.8	381.3	656.3	12.5	18.8	12.5	37.5	93.8	156.3
3	712.5	1075.0	1393.8	175.0	193.8	193.8	75.0	312.5	512.5
4	1550.0	1450.0	1687.5	531.3	537.5	506.3	268.8	631.3	668.8
5	1881.3	1550.0	1393.8	637.5	637.5	612.5	175.0	1093.8	1406.3
6	587.5	606.3	625.0	856.3	900.0	881.3	375.0	681.3	781.3
7	237.5	393.8	562.5	68.8	75.0	81.3	75.0	68.8	150.0
8	575.0	881.3	812.5	181.3	187.5	193.8	212.5	512.5	668.8

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos el conglomerado 2 presentó el mayor promedio de pH 7.3 y el conglomerado 4 presentó el menor promedio 6.1. En relación a los demás parámetros fisicoquímicos el conglomerado 8 presentó los promedios

mayores de temperatura 28.2, CE 63.6 ms/cm y salinidad 42.9 ups; mientras que los promedios menores fueron registrados en el conglomerado 2 con una temperatura de 24.5 °C y el conglomerado 1 CE 41.2 ms/cm y salinidad 26.3 ups (Cuadro 10).

Cuadro 10. Parámetros fisicoquímicos (media \pm desviación estándar) por conglomerado en el SMIC La Encrucijada. Datos tomados entre enero-abril 2018.

Conglomerado	pH	Temperatura °C	Conductividad eléctrica ms/cm	Salinidad UPS
1	6.6 \pm 0.4	26.5 \pm 0.4	41.2 \pm 4.7	26.3 \pm 3.3
2	7.3 \pm 2.0	24.5 \pm 1.9	54.9 \pm 13.7	36.7 \pm 10.2
3	6.3 \pm 2.8	26.6 \pm 12.0	52.0 \pm 23.4	34.2 \pm 15.5
4	6.1 \pm 2.5	27.1 \pm 10.9	61.5 \pm 25.2	41.3 \pm 17.0
5	6.9 \pm 3.1	28.0 \pm 12.5	62.6 \pm 28.8	42.1 \pm 19.5
6	7.2 \pm 2.5	28.0 \pm 9.6	48.4 \pm 20.4	31.7 \pm 13.9
7	7.1 \pm 3.2	27.8 \pm 12.4	42.6 \pm 20.0	27.3 \pm 13.0
8	6.8 \pm 3.5	28.2 \pm 14.6	63.6 \pm 33.0	42.9 \pm 22.3

El componente 1 representado por la distancia al canal explica el 82.7 % de la variabilidad de los datos, mientras que el componente 2 explica el 13 % y está representado por el nivel de inundación. Los componentes 8 y 9 representados por los parámetros DAP y área basal presentaron una importancia relativamente pequeña para explicar la variabilidad de los datos. Los parámetros pH-salinidad, DAP-área basal, DAP-altura, DAP-cobertura, área basal-altura, área basal-cobertura presentaron correlación positiva alta (0.87, 0.94, 0.93, 0.78, 0.79, 0.93, respectivamente) (Figura 11).

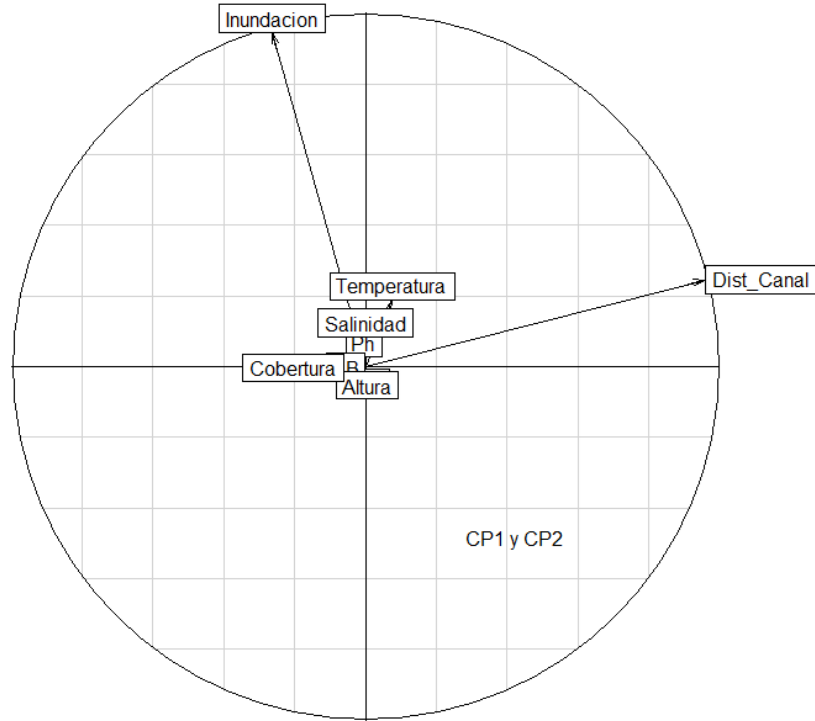


Figura 11. Diagrama de PCA de las relaciones entre los parámetros ambientales (pH, salinidad, temperatura del suelo, distancia al canal y nivel de inundación) y parámetros estructurales (DAP, área basal, altura y cobertura) en el SMIC La Encrucijada.

8.2 Reservas de carbono en el componente arbóreo

Durante el periodo de estudio se registraron incrementos en la reserva de carbono del bosque, aunque no fue significativo. En el año 2017 la concentración de C incrementó 1.5 MgC ha^{-1} y en el 2018 5.4 MgC ha^{-1} (Figura 12).

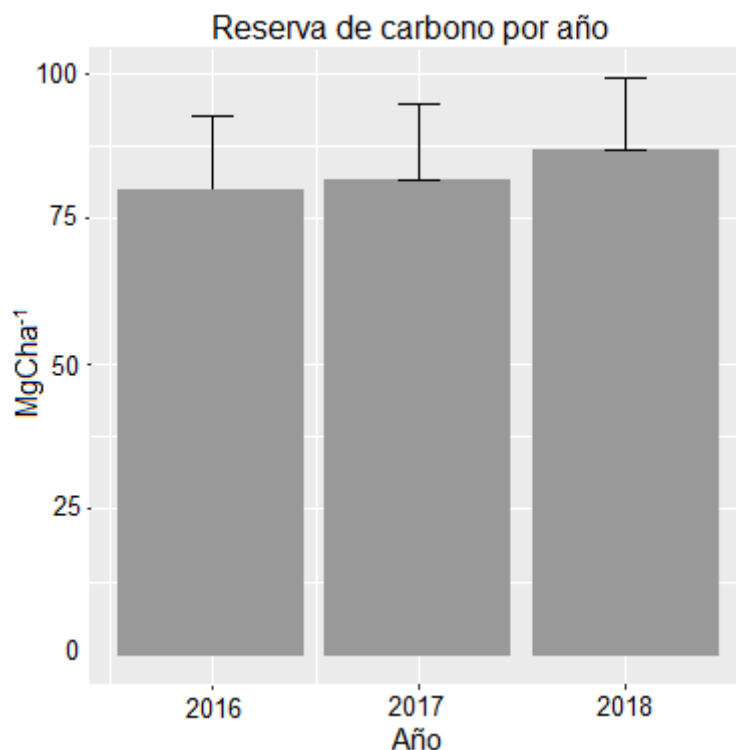


Figura 12. Reserva de carbono estimado en el SMIC La Encrucijada en el periodo 2016-2018.

Respecto a la reserva de carbono por conglomerado, en el segundo año de estudio, no hubo incrementos significativos tanto de biomasa como de carbono. En el tercer año los conglomerados 1, 2, 3, 4, 7, y 8 presentaron incrementos significativos ($p < 0.001$), pero el mayor valor fue para el conglomerado 1 con 31.7 Mg ha^{-1} en biomasa y 15.2 MgC ha^{-1} en carbono. En los tres años de estudio los conglomerados que presentaron los mayores contenidos de biomasa y carbono fueron el 6, 8 y 7 con 210.4 , 192.0 , 185.7 Mg ha^{-1} de biomasa y 101 , 92.1 , 89.2 MgC ha^{-1} de carbono, respectivamente. Por el otro lado el conglomerado 5 presentó el menor promedio con 124.9 Mg ha^{-1} y 60.0 MgC ha^{-1} (Cuadro 11).

Cuadro 11. Biomasa y carbono (promedio \pm desviación estándar) en el componente arbóreo por conglomerado registrado en el SMIC La Encrucijada en el periodo de medición 2016-2018. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba de Tukey; $P < 0.05$).

C	Biomasa (Mg ha ⁻¹) ($p < 0.001$)			Carbono (MgCha ⁻¹) ($p < 0.001$)		
	2016 ^b	2017 ^b	2018 ^a	2016 ^b	2017 ^b	2018 ^a
1 ^e	136.6 ± 42.7	149.0 ± 38.2	156.3 ± 38.4	65.6 ± 20.5	71.5 ± 18.3	75.0 ± 18.4
2 ^{cd}	165.4 ± 29.1	171.2 ± 33.7	179.2 ± 41.7	79.4 ± 13.9	82.2 ± 16.2	86.0 ± 20.0
3 ^{cd}	162.4 ± 55.3	177.5 ± 54.6	185.6 ± 62.4	78.0 ± 26.5	85.2 ± 26.2	89.1 ± 29.9
4 ^d	156.6 ± 10.4	163.6 ± 9.3	178.1 ± 9.1	75.2 ± 5.0	78.4 ± 4.4	85.5 ± 4.3
5 ^f	132.5 ± 19.7	118.1 ± 14.7	124.1 ± 22.0	63.6 ± 9.5	56.7 ± 7.1	59.6 ± 10.5
6 ^a	211.4 ± 78.7	208.4 ± 79.7	211.4 ± 79.9	101.5 ± 37.8	100.0 ± 38.3	101.5 ± 38.4
7 ^{bc}	181.0 ± 59.8	181.4 ± 68.5	194.8 ± 63.5	86.9 ± 28.7	87.1 ± 32.9	93.5 ± 30.5
8 ^b	189.5 ± 32.3	190.4 ± 25.3	196.1 ± 28.0	90.9 ± 15.5	91.4 ± 12.1	94.1 ± 13.4

De las tres especies presentes en el SMIC La Encrucijada, *R. mangle* ($p < 0.001$) presenta la mayor reserva de carbono (60.4 MgC ha⁻¹) 11.7 veces mayor que *A. germinans* (5.2 MgC ha⁻¹) y 9.9 veces mayor que *L. racemosa* (6.1 MgC ha⁻¹). Con respecto a los incrementos por año, *A. germinans* presentó una ligera reducción en la reserva de carbono en el periodo de medición, *L. racemosa* se redujo en el 2017 y se mantuvo constante en el 2018, *R. mangle* se mantuvo constante en 2016 y 2017 y para el 2018 presentó un incremento importante de 8.7 MgC ha⁻¹ (Figura 13).

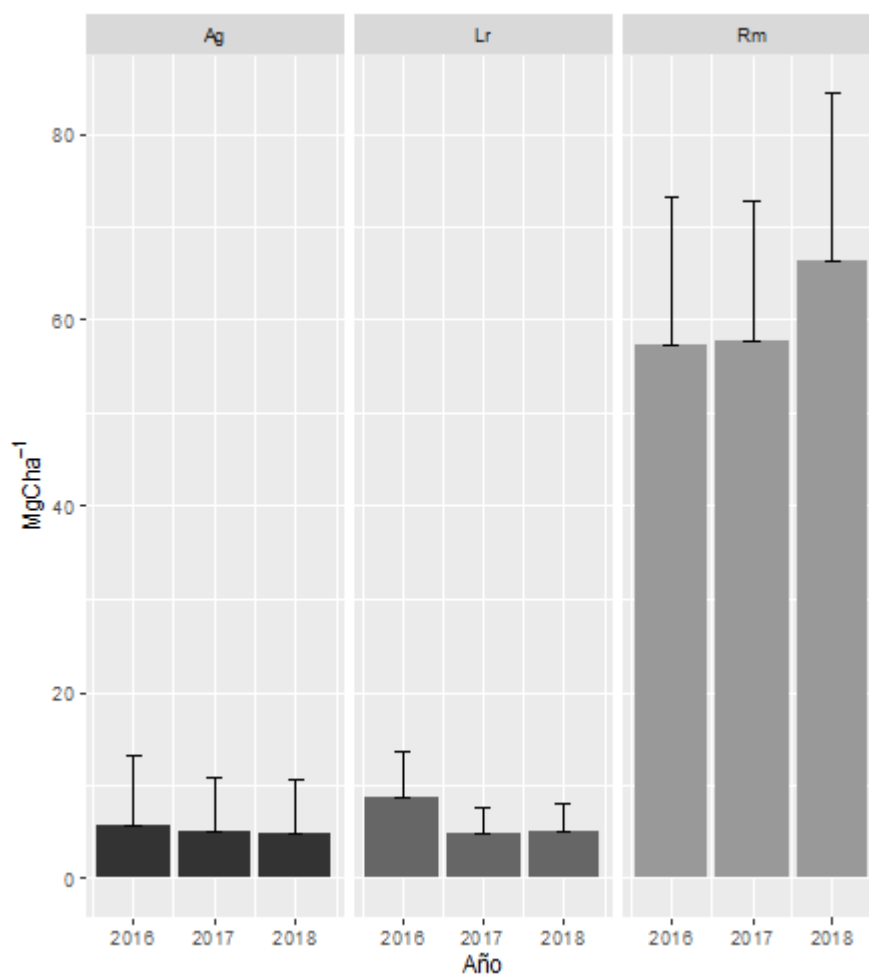


Figura 13. Reserva de carbono por especie en el SMIC La Encrucijada en el periodo de medición 2016-2018.

Los parámetros estructurales DAP, altura, área basal y cobertura presentaron alta correlación con la biomasa del bosque, lo que significa que el incremento de estos parámetros influye en el contenido de biomasa de los árboles. Respecto a las relaciones entre atributos, el DAP está correlacionado con la altura, el área basal y la cobertura (Figura 14).

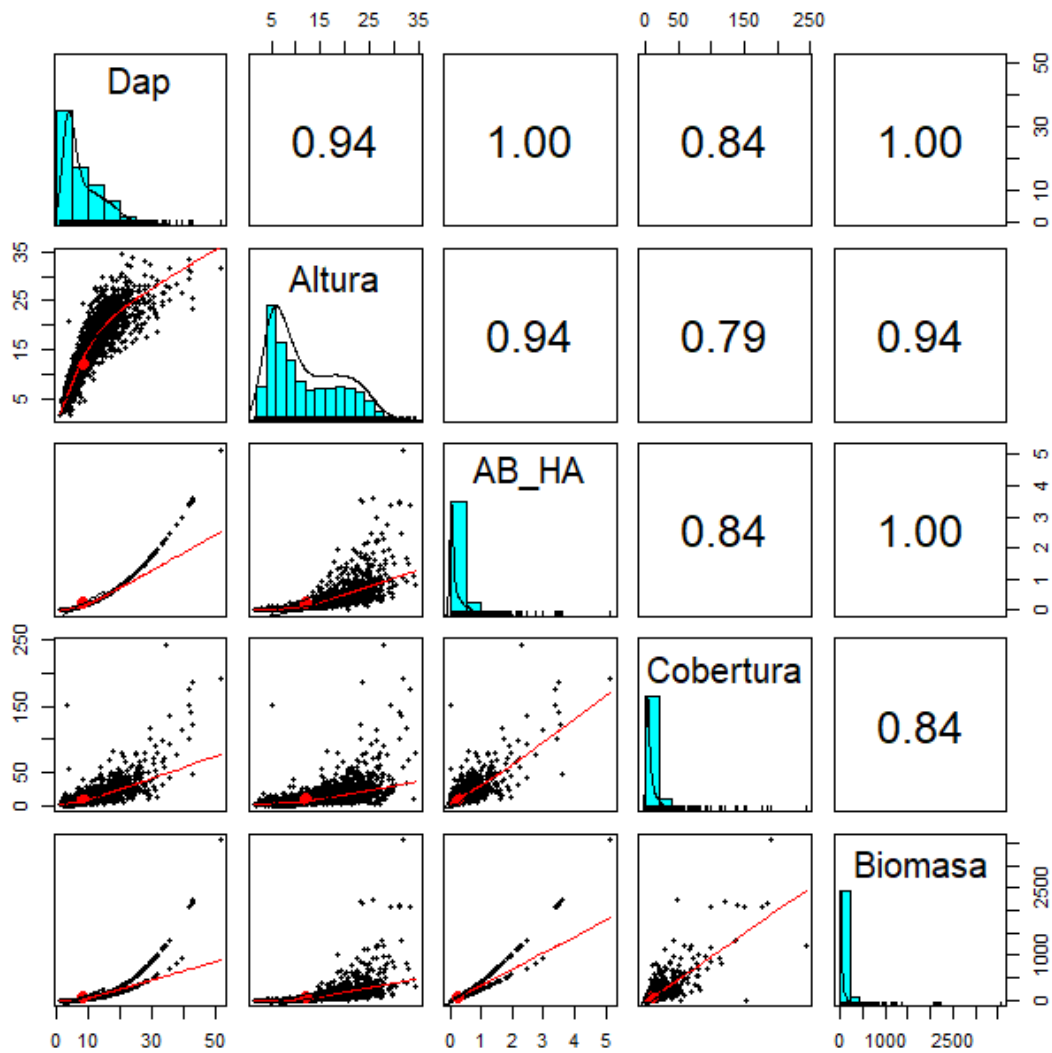


Figura 14. Relación de las variables Dap, Altura, Área basal (AB) y cobertura con la Biomasa arbórea en el SMIC La Encrucijada.

De los cinco parámetros ambientales (pH, temperatura, salinidad intersticial, inundación y distancia al canal), salinidad, temperatura y distancia al canal presentaron una relación lineal con la biomasa del bosque. La salinidad ($p < 0.01$) y la distancia al canal ($p < 0.001$) presentaron una relación negativa, es decir, conforme aumentan los valores de estos parámetros se reduce la biomasa. La temperatura ($p < 0.05$) presentó una relación positiva a mayor temperatura mayor biomasa, las gráficas se interpretan de manera inversa debido a la transformación de los datos (Figura 15).

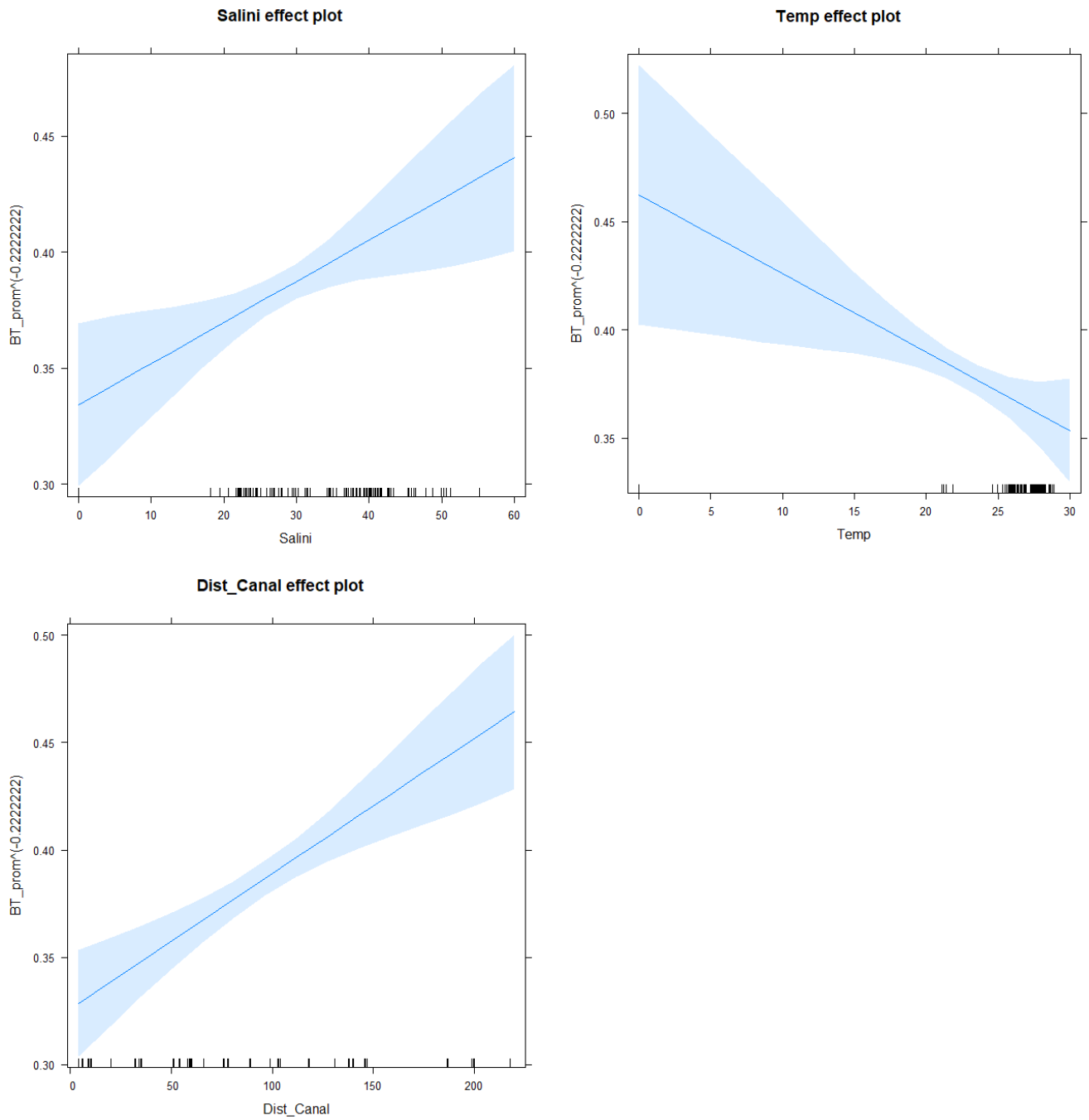


Figura 15. Relación de los parámetros ambientales salinidad, temperatura y distancia al canal con la biomasa del bosque en el SMIC La Encrucijada.

9. Discusión

9.1 Estructura del bosque

El 72 % del bosque de mangle que conforma al SMIC La Encrucijada se clasificó como bosques de tipo ribereño (Lugo y Snedaker 1974), dominado por *Rhizophora mangle*, excepto la UM 7 que es un bosque mixto de *A. germinans*, *R. mangle* y algunos árboles de *L. racemosa*, los bosques ribereños se encontraron a una distancia del canal de 4-200 m. El 25 % del bosque está constituido por bosques de borde donde también domina la especie *R. mangle*, ubicados a una distancia del canal de 131-199 m. El 3 % restante está representado por la UM 18, un bosque de cuenca dominado por *A. germinans* ubicado a 218 m del canal. La dominancia de bosques ribereños se debe a las condiciones de la zona, aporte constante de agua dulce, baja influencia de la marea y por el bajo daño de las olas y las tormentas (Adame et al. 2015). La dominancia de *R. mangle* seguramente se debe al abundante aporte de agua dulce proveniente del río Cacaluta (INEGI 2010). La salinidad fue alta, con un promedio de 33.9 ups, probablemente debido a que se midió en la temporada de estiaje, cuando el aporte de agua dulce es menor.

La densidad total del SMIC La Encrucijada fue 2104 Ind ha⁻¹, este valor es intermedio al rango reportado para todo el litoral mexicano que va de 719 a 4892 Ind ha⁻¹, donde las densidades máximas se reportan en los sitios Laguna la mancha (Veracruz), Laguna Guásimas (Sonora) y Tulum (Quintana Roo) con 4892, 4700, 3683 Ind ha⁻¹, respectivamente. Mientras que El Conchalito (Baja California Sur), Xel-Ha y Xaac (Quintana Roo) presentaron las densidades menores (719, 794, 1027 Ind ha⁻¹, respectivamente) (Cuadro 12). La densidad del área de estudio fue menor a otros sitios de la RBLE Hueyate-Panzacola (2352 Ind ha⁻¹), Castaño-Chantuto (2774 Ind ha⁻¹), Carretas-Pereyra (2995 Ind ha⁻¹). La menor densidad del área de estudio podría deberse a la alta mortalidad de árboles 25.9 % debido a la competencia por luz, nutrientes y al estado sucesional del bosque. La mayor mortalidad ocurrió en las primeras cuatro categorías diamétricas que van de 2.5 a 15 cm y la especie más afectada fue *Laguncularia racemosa*. El tipo de bosque y la especie dominante también puede influir en la densidad del arbolado, Cintrón-Schaeffer (1984) mencionan que los

Cuadro 12. Características estructurales en bosques de manglar en las diferentes regiones de México. IVI: Índice de Valor de Importancia, ICH: Índice de Complejidad de Holdridge, H: Altura promedio, DAP: Diámetro promedio, AB: Área basal, C: Área de copa, Rm: *R. mangle*, Ag: *A. germinans*, Lr: *L. racemosa*, Ce: *C. erectus*, Rh: *R. harrissonni*, Pa: *P. aquatica*

Sitio	IVI	ICH	Densidad (Ind ha ⁻¹)	H (m)	DAP (cm)	AB (m ² ha ⁻¹)	AC (m ²)
Pacífico							
El Conchalito, BCS ¹	Ag/Lr/Rm	0.2	719	3.5	—	3.6	—
Laguna Guásimas, SON ²	Ag/Rm/Lr/Ce	1.7	4700	2.7	—	13.5	—
Laguna el verde, SIN ³	Lr	1.1	1800	6	—	9.9	—
Estero El Salado, JAL ⁴	Ag/Lr/	—	3051	5	—	14.6	—
Laguna Juluapan, COL ⁵	Lr/Rm	—	2312	6.7	6.0	5.7	16.2
Laguna Chacahua, OAX ⁶	Rm/Lr/Ag/Ce	23.6	2402	10.1	6.9	14.2	8.3
Huatulco-P. Escondido, OAX ⁷	Rm/Ag/Lr/Ce	26.9	3196	11.2	8.2	28.4	16.7
Mar muerto, OAX ⁷	Ag/Rm/Ce/Lr	7.6	2758	5.9	9	9.5	11.6
Buena Vista-La Joya, CHIS ⁷	Lr/Ag/Rm/Ce	5.7	1899	5.8	9.7	7.7	9.7
Carretas-Pereyra, CHIS ⁷	Rm/Lr/Ag	25.8	2995	17.5	15.9	36.0	27
Castaño-Chantuto, CHIS ⁷	Rm/Lr/Ag/Ce/Rh	33.1	2774	18.3	18.8	40.4	16.1
SMIC La Encrucijada, CHIS ⁸	Rm/Ag/Lr	40.1	2104	12.0	8.4	18.7	9.9
Hueyate-Panzacola, CHIS ⁷	Rm/Ag/Lr/Pa/Rh	41.3	2352	21.1	19.2	45.2	21.9
Cabildo Amatal, CHIS ⁷	Rm/Ce/Pa/Lr/	26	2725	16.3	11.9	33.7	48
Golfo							
Laguna La Mancha, VER ⁹	Rm/Ag/Lr/Ce	—	4892	7.6	—	14.4	—
Pantanos de Centla, TAB ¹⁰	Rm/Ag/Lr	31.8	2601	23.5	19.6	24.4	—
Laguna de Terminos, CAM ¹¹	Rm/Ag/Lr	50.2	1812	13	6.9	9.6	—
Laguna Celestún, YUC ¹²	Rm/Ag/Lr	—	1900	8.4	12.7	30.4	—
Caribe							
Mayalum, QROO ¹³	Rm/Ce/Lr/Ag	4.9	1087	4.3	4.2	8.0	—
Xaac, QROO ¹³	Rm/Ce/Lr	0.9	1027	2.1	2.7	3.3	—
Xel-Ha, QROO ¹³	Ag/Rm/Lr/Ce	4.4	794	3.8	4.4	15.7	—
Tulum, QROO ¹³	Rm/Ce/Ag/Lr	4.7	3683	1.8	2.6	5.9	—

¹González-Zamorano (2002), ²Arreola-Lizárraga et al. (2004), ³Flores-Verdugo et al. (1987), ⁴Estrada-Durán et al. (2001), ⁵Jiménez y González (1996), ⁶Carbajal (2010), ⁷Tovilla-Hernández y Romero-Berny (2012), ⁸Este estudio, ⁹Agraz-Hernández et al. (2011), ¹⁰Corella et al. (2004), ¹¹Day et al. (1987), ¹²Zaldívar et al. (2004), ¹³Lara-Domínguez et al. (2005).

bosques de borde dominados por *A. germinans* presentan las mayores densidades (4005 ±642 Ind ha⁻¹), seguidos de los bosques de cuenca (3599 ±400 Ind ha⁻¹) y ribereños dominados por *R. mangle* (1979 ±209 Ind ha⁻¹).

Las áreas que presentaron la mayor densidad están compuestas total o parcialmente por bosques de manglar enano, el cual presenta altas densidades. Por el otro lado, las zonas con menor densidad podría deberse al impacto antropogénico, bajo desarrollo estructural, baja precipitación de la región y bajo aporte de agua dulce (BCS y Quintana Roo). La densidad puede variar según la edad del bosque, su composición y estructura, impacto y condiciones ambientales (López-Portillo y Ezcurra 1989; Ayerdis 1996).

Por otro lado, en cuanto a la estructura vertical, la altura promedio del área de estudio (12 m) fue menor que las alturas reportadas para Pantanos de Centla (23.5 m), Hueyate-Panzacola (21.1 m), Castaño-Chantuto (18.3 m) y Carretas Pereyra (17.5 m) y mayor que las alturas registradas en el Pacífico norte (2.7- 6 m), centro (5-6.7 m), algunos sitios del sureste principalmente en Oaxaca y el límite de este estado con Chiapas (5.8-11.2 m) y Mar Caribe (1.8-4.3 m) (Cuadro 12). Este parámetro estructural en el Pacífico mexicano se va reduciendo de sur a norte, según Romero-Berny (2012) esta variación puede deberse a la influencia latitudinal del clima y a la disponibilidad de agua dulce. En los manglares de Oaxaca y el límite de Chiapas con Oaxaca, Tovilla-Hernández et al. (2009) menciona que el bajo desarrollo del bosque se debe al impacto agropecuario y a la disminución del aporte de agua dulce. Los manglares de Quintana Roo presentan los árboles más pequeños, lo que podría deberse al nulo aporte fluvial debido a la ausencia de ríos (Lara-Domínguez et al. 2005).

Generalmente los manglares presentan un solo estrato arbóreo, debido al estrés causado por la salinidad y a la falta de luz que impide el desarrollo de la estratificación (Janzen 1985). Sin embargo, los manglares con estratificaciones se presentan en áreas con lluvias durante todo el año y aporte de agua dulce (Smith 1992). En el SMIC La Encrucijada se presentaron tres estratos, los árboles más altos (18 %), los intermedios (30 %) y los arbustos (52 %).

Para el caso de la estructura horizontal, el DAP del área de estudio (8.4 cm) fue similar a lo reportado para Huatulco-Puerto Escondido y Mar Muerto, Oaxaca (8.2 y 9 cm, respectivamente). Los manglares más gruesos se registran en Pantanos de Centla y en

los sitios de la RBLE (15.9-19.6 cm); mientras que los manglares más delgados están en el Caribe mexicano (2.6-4.4 cm). La altura y diámetro fueron menores a las zonas aledañas al sitio, a pesar de que es en esta zona donde se ha reportado los manglares más altos del Pacífico mexicano (Tovilla-Hernandez et al. 2007, 2009), los menores promedios encontrados en este estudio son atribuidos al estado sucesional del bosque.

La dominancia de árboles jóvenes en el bosque (68.3 %) con diámetros de 2.5 a 10 cm y la poca presencia de árboles seniles, podrían ser indicios de la perturbación del bosque. Manrow (2011) considera que la dominancia de los árboles jóvenes en un bosque de manglar puede deberse a que son poblaciones en renovación o que han sufrido a lo largo del tiempo alguna perturbación provocando regresiones en la dinámica de sucesión. Debido a que la zona costera donde se desarrollan los manglares, es vulnerable a diversos factores de perturbación como huracanes, deslizamientos de tierras, aumento acelerado del nivel del mar, entre otras, que provocan que estos ecosistemas tarden o nunca alcancen su estado climácico (Yáñez et al. 1998; Manrow 2011).

El área basal fue mayor que lo reportado para Xaac y Tulum, Quintana Roo, El Conchalito, BCS y Laguna Juluapan, Colima y menor que los valores reportados para las zonas aledañas al SMIC La Encrucijada. Estrada-Durán et al. (2001) reportaron que los bajos valores de área basal ($14.65 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) del estero el Salado se deben a que el bosque está dominado por árboles jóvenes debido a la etapa sucesional temprana del bosque. El área basal bajo en el sitio de estudio también se debe a la dominancia de árboles jóvenes.

Cintrón y Schaeffer-Novelli (1985), reportan una correlación negativa entre el área basal y la densidad, en este estudio en algunas UM si se cumplió esta relación, pero en otras no; por ejemplo las UM 5, 6 y 27 presentaron las mayores densidades y AB alto, esto se atribuye a la ubicación geomorfológica del manglar. Adame et al (2015) reporta a los manglares del estuario superior de la reserva con una estructura bastante similar, por el contrario los manglares del estuario intermedio e inferior presentan alta variabilidad,

debido a que los manglares del estuario superior han crecido en un ambiente relativamente estable que permite que los bosques alcancen un estado maduro, mientras que los manglares del estuario inferior están expuestos a frecuentes cambios en la hidrología, sedimentología y son golpeados directamente por tormentas tropicales, provocando que los manglares de esta zona sean una mezcla de bosques viejos y jóvenes con alta variabilidad estructural, como sucede en el SMIC La Encrucijada que se ubica en la parte intermedia del estuario (Woodroffe, 1992; Adame et al. 2015). Sin embargo, los manglares de Pantanos de Centla, Tabasco y Laguna La Mancha, Veracruz si presentan esta relación, densidad alta y área basal bajo (Corella et al. 2004; Agraz-Hernández et al. 2011).

El área de copa fue menor que Cabildo Amatal, Hueyate Panzacola, Castaño-Chantuto y Huatulco-Puerto Escondido y mayor que Laguna Chacahua y Buena vista- La Joya. El área de copa puede ser un indicador del éxito ecológico de cada especie, mide la capacidad de ocupar el máximo espacio en relación con los competidores potenciales (López-Portillo y Ezcurra 1989). Generalmente la especie que presenta una mayor área de copa es *A. germinans* por sus ramificaciones y bifurcación de tallos (Salas 2006). El área de estudio está dominado por arboles juveniles de *R. mangle* (64.7 % de los árboles de esta especie son de 2.5-10 cm de DAP), lo que originó un promedio bajo en el área de copa. La relación entre el diámetro promedio y la densidad del rodal esta asociado al tamaño de copas cuando existe competencia entre arboles (Cintrón y Schaeffer (1984).

Con respecto a las características estructurales entre UM, los mayores atributos estructurales y la menor densidad de la UM 28 indican la madurez del rodal (Valdéz-Hernández 2004), este sitio presentó una menor salinidad (23.9 ups), estas características indican que en esta UM existe un mayor aporte de agua dulce, sedimentos y nutrientes en la mayor parte del año por su cercanía al canal (6 m). Sucede lo contrario en la UM 18 que presentó alta densidad y menores características estructurales, en este rodal dominan árboles jóvenes (Valdéz-Hernández 2004), presento una salinidad de 51.5 ups y se ubica a 218 m del canal, es un bosque de

cuenca compuesto por *A. germinans* principalmente, *R. mangle* y *L. racemosa*. Estas características reflejan la influencia de la distancia del bosque al canal, por el mayor desarrollo estructural en las UM cercanas al canal.

A nivel conglomerado, no hubo incrementos significativos en DAP, la altura y el área de copa presentaron incrementos significativos únicamente en tercer año de estudio. Esta variación puede deberse a que las especies presentes en el sitio *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* son exigentes a altos niveles de luz en su etapa de crecimiento (Banus y Kolehmalen 1976). En la etapa inicial del bosque el crecimiento es muy rápido solo que al no tener las condiciones necesarias como requerimientos necesarios de luz, el desarrollo de los árboles se torna lento, debido a que los estratos superiores del bosque generan altos niveles de sombra (Álvarez y Varona 1988).

Desde el punto de vista silvícola, se requiere de un manejo del bosque para regular los niveles de sombra y aunque es un área protegida, mediante los aclareos se propiciaría la entrada de más luz, que favorecería el crecimiento de los árboles jóvenes. Con los nuevos acuerdos de SEMARNAT, CONANP y CONAFOR en el 2016 de llevar a cabo el desarrollo forestal sustentable en las Áreas Naturales protegidas, el manejo forestal representa una alternativa para frenar la tala inmoderada que afecta la dinámica del bosque, impulsar el desarrollo del bosque y la generación de empleos a las comunidades locales, así como una mayor concientización de las comunidades aledañas al manglar de la importancia de este ecosistema en la protección de la zona costera, como las experiencias en el estado de Tabasco (Domínguez-Domínguez et al. 2011).

Aunque no hubo diferencias significativas en los parámetros estructurales entre conglomerados, es importante resaltar que el conglomerado 4 presentó los mayores promedios en DAP, altura y área de copa. Esto podría deberse a que corresponde a un bosque maduro, presentando mejores características estructurales y más homogéneas, así como, mayor entrada de luz debido a la baja densidad de árboles. Los conglomerados 1, 2 y 5 presentaron los menores promedios en DAP, altura y área de

copa, respectivamente. También aquí se registraron las densidades más altas, debido a que son bosques jóvenes caracterizados por una mayor densidad de árboles y menor desarrollo estructural (Cintrón y Schaeffer 1984; Valdez-Hernandez 2004).

A nivel especie tampoco hubo incrementos significativos en DAP. La altura presentó incrementos significativos en el segundo y tercer año de estudio y el área de copa en el tercer año. En relación a las diferencias en los parámetros estructurales, *L. racemosa* presentó el mayor promedio en DAP y altura debido a que presentó un mayor número de árboles maduros, ubicados en la sexta categoría diamétrica (20.1-25 cm). No sucedió lo mismo con el área de copa, en este parámetro *R. mangle* presentó el mayor promedio, debido a que es la especie que domina en el bosque y presenta árboles en los tres estratos superiores (Álvarez y Varona 1988). Los menores promedios en DAP, altura y área de copa fueron observados en *A. germinans*, debido a que, esta especie presentó árboles con menor desarrollo, con el 93 % de los individuos distribuidos en las primeras 4 CD (2.5-15 cm).

Salas (2006) reporta para el sistema lagunar Cerritos-Panzacola un diámetro mayor para *Rhizophora harrisonii*, una mayor altura para *R. mangle* y una mayor cobertura para *A. germinans*. Con respecto al desarrollo de las especies presentes en el sitio, Agraz-Hernandez et al. (2011) mencionan que *L. racemosa* tolera periodos prolongados de inundación con flujos de baja circulación, altas concentraciones de nutrientes y baja salinidad (8-32 ups). Estos autores mencionan que el dominio de *L. racemosa* es un indicador de los flujos constantes de agua residual, sedimentos finos y nutrientes depositados recientemente, debido a los disturbios antrópicos. Psuty et al. (2009) afirma que *L. racemosa* presenta una mayor capacidad de absorción de nutrientes. Mientras que *A. germinans* domina en áreas con un menor contenido de nutrientes y altas concentraciones de salinidad, por lo que su bajo desarrollo se debe en parte a un alto costo energético invertido en procesos fisiológicos de regulación de la sal (Agraz-Hernandez et al. 2011).

El alto valor de ICH (43.2 promedio de tres años) sugiere una alta complejidad estructural del bosque, ya que se encuentra en el rango superior de los valores reportados para el litoral mexicano (0.2-50.2) (Cuadro 12). Las demás áreas estudiadas en la RBLE presentan valores de intermedios a altos del ICH (Carretas-Pereyra 25.7, Castaño-Chantuto 33.1 y Hueyate-Panzacola 41.3). Lo anterior puede deberse a su fisiografía, en la parte sur de la costa de Chiapas dominan bosques ribereños y de cuenca asociados con ríos y zonas estuarinas del Soconusco y La Encrucijada y por ser los bosques mejor conservados de la reserva según (Tovilla-Hernández y Romero-Berny 2012). Los manglares de tipo ribereño tienden a ser más complejos estructuralmente que los de borde y cuenca (Pool et al. 1977). La complejidad del bosque se redujo en el periodo de estudio de 45.1 a 40.1, podría deberse a la pérdida de árboles por mortalidad natural, el cual aumentó del año 2016 al 2018 5.4 % equivalente a 249 Ind ha⁻¹, que afecta a la densidad de árboles vivos y al área basal del rodal, estas son variables importantes en la estimación del ICH. Con respecto al ICH por conglomerados los que presentaron una mayor densidad de árboles y mayores alturas (Conglomerado 2 y 6) también presentaron los mayores valores de ICH (55.5 y 40.8).

En el periodo de estudio las categorías diamétricas tanto de manera general, como por especie redujeron el número de árboles en las primeras cuatro categorías, mientras que las categorías 5, 6 y 10 presentaron ligeros incrementos como resultado del engrosamiento de los árboles que debido a su incremento pasan a formar parte a la CD inmediata superior.

La reducción en las primeras cuatro CD se debe al incremento de la mortalidad natural en los árboles jóvenes con diámetros de 2.5 a 15 cm. La especie más afectada fue *L. racemosa*. La mortalidad se incrementó de 20.5 a 25.9 % del 2016 al 2018, situándose entre el rango superior reportado para Chiapas y Oaxaca (2.4-25.2 %) (Tovilla-Hernández y Romero-Berny 2012). La mortalidad puede ocurrir debido a que *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* son especies que exigen niveles elevados de luz, estas especies no toleran el solapamiento de los árboles más grandes por la alta

competencia de luz y nutrientes que se genera (Tovilla 1998; López-Portillo y Ezcurra 1989; Domínguez-Domínguez et al. 2011).

La extracción de madera se mantuvo con un porcentaje constante en el periodo de estudio (8.5, 8.8 y 8.4 %) y con valores bajos según el rango reportado para Chiapas y Oaxaca 5.9-28.6 % (Tovilla-Hernández y Romero-Bermy 2012). La especie más afectada fue *L. racemosa* en los diámetros de 2.5 a 10 cm. La baja extracción podría deberse a que el sitio se encuentra en la zona núcleo de la RBLE, el impacto antropogénico no es tan marcado como en otras zonas incluso en el área de amortiguamiento de la reserva. Villatoro (2018) menciona que en las Áreas Naturales Protegidas es evidente una menor perturbación y mayor desarrollo estructural comparado con las áreas no protegidas como lo reportado en los manglares de Chiapas y Oaxaca (Pinotepa Nacional, Lagunas de Chacahua, Oaxaca, Joaquín Amaro, Mar muerto, Gancho-Pozuelos-Murillo, Chiapas). Ellison y Farnsworth (1996) consideran que la extracción a pequeña escala ejerce bajo impacto en el bosque. Sin embargo, Landeros (2005) menciona que en la Reserva de la Encrucijada en las áreas donde se presenta un mayor incremento de la población humana también se ha incrementado en los últimos años la extracción, mostrando una mayor preferencia de las especies *L. racemosa* y *R. mangle* para abastecer las necesidades locales de leña, construcción de casas y manufacturas de herramientas (Valdez-Hernandez 2002).

Los árboles muertos caídos incrementaron 9.9 % en el periodo de medición equivalente a 412.5 Ind ha⁻¹ que podría ser efecto de los vientos en la época de estiaje, ya que los árboles son muy frágiles ante los vientos principalmente los árboles muertos en pie (Tovilla-Hernández y Romero-Bermy 2012).

9.2 Reservas de carbono en el componente arbóreo

El bosque presentó una menor reserva de carbono que lo reportado por Adame et al. (2015) para la RBLE (82.9±12.3 MgC ha⁻¹ contra 215.0 ±44. MgC ha⁻¹ respectivamente) y menor que la reserva cuantificada para Pantanos de Centla, Tabasco y Campeche (100.1 MgC ha⁻¹) (Kauffman et al. 2016). Pero mayor que la reserva registrada para los

manglares altos de la reserva de Sian Ka'an, Quintana Roo (77.064 MgC ha⁻¹, promedio árboles vivos y muertos) (Adame et al. 2013). Estas diferencias podrían ser debido a la densidad de árboles de cada zona de estudio y el tamaño de la unidad de muestreo, en promedio la densidad en la RBLE fue de 2694 Ind ha⁻¹ y una UM de 154 m² mientras que en el SMIC La Encrucijada fue de 2104 Ind ha⁻¹ y la UM de 400 m², en Pantanos de Centla la densidad fue de 2875 Ind ha⁻¹ y la UM de 154 m², en la reserva de Sian Ka'an la densidad fue de 5113 y la UM fue de 154 m². La densidad de árboles es un factor determinante en la reserva de carbono de los manglares, aunque en la Reserva de Sian Ka'an pareciera que no se cumple este factor, seguramente se debe a la ecuación alométrica que se empleó para el cálculo de la biomasa aérea, en este caso ocuparon la ecuación de Smith y Whelan (2006) y también al bajo desarrollo estructural que presentan los manglares de esta zona. En las zonas de la RBLE y Pantanos de Centla se emplearon las ecuaciones de Fromard et al. (1998) y Day et al. (1987) respectivamente, estas dos últimas arrojan resultados similares.

En relación a los incrementos de carbono por año, durante el periodo de medición el bosque presentó incrementos aunque no fueron significativos, y a pesar del alto incremento en la pérdida de árboles por mortalidad natural en su segunda fase (caída de árboles muertos en pie), el bosque no redujo su reserva de carbono, sino que se logró mantener estable, esto puede deberse al engrosamiento de los árboles y al reclutamiento de nuevos individuos (35 Ind ha⁻¹ en el segundo año y 89 Ind ha⁻¹ en el tercer año).

A nivel conglomerado, el conglomerado 6 registro el mayor promedio de biomasa y carbono, esto se le atribuye a que fue el conglomerado que presentó el mayor número de árboles más gruesos 20.1- >40 cm de diámetro y se ubica a 9 m del canal. El conglomerado 5 se ubica a 187 m del canal y presentó la menor reserva de biomasa y carbono, esto se debe a que está dominado por árboles delgados de 2.5-15 cm de diámetro. La distancia a cuerpos de agua es un factor que afecta el desarrollo del arbolado, Manrow (2011) menciona que las mayores variaciones en la estructura del manglar ocurren a más de 110 m tierra adentro. A esta distancia hay una disminución

del área basal, densidad, altura, biomasa y un aumento en el número de especies, según este gradiente la estructura de los manglares y su potencial de almacenamiento de carbono se ve afectada por las concentraciones de salinidad (Jiménez y Sauter 1991).

Respecto a los incrementos de carbono por año en los conglomerados, en el 2017 no hubo incrementos significativos, en el 2018 los incrementos fueron significativos. La variabilidad en la reserva de carbono a través del tiempo puede deberse al incremento de la mortalidad natural, el cual afecta al reservorio de carbono del componente arbóreo al integrarse a la madera muerta caída. En los años 2016 al 2018 los conglomerados presentaron en promedio un incremento en los árboles caídos de 175 a 587 Ind ha⁻¹, la pérdida de árboles afectó la reserva de carbono impidiendo un incremento significativo.

En relación a la reserva de carbono por especie *R. mangle* presentó la mayor reserva (60.4 MgC ha⁻¹) y *A. germinans* la menor (5.2 MgC ha⁻¹). En la Reserva de Sian Ka'an, *R. mangle* presentó una reserva ligeramente mayor al área de estudio (69.6 MgC ha⁻¹) (Adame et al. 2013). En el caso contrario, *A. germinans* presentó una menor reserva de carbono reportada para la Guayana Francesa que fue de 86.4 MgC ha⁻¹ con una densidad de 31, 111 Ind ha⁻¹ (Fromard 1998). La variación en el almacenamiento de carbono entre especies se debe a la dinámica de crecimiento de éstas, *R. mangle* generalmente presenta un desarrollo mayor que *A. germinans* por ubicarse en áreas ricas en nutrientes. La densidad de la madera también puede influir en la reserva de carbono, Manrow (2011) considera que las especies con alta densidad en la madera aportan gran cantidad de biomasa y por lo tanto almacenan más carbono. En este estudio *R. mangle* presentó la mayor reserva de carbono debido a que es la especie dominante y a que presenta una mayor densidad de la madera (0.81-1.05 g cm³), mientras que *A. germinans* fue la segunda especie con importancia relativa y presenta una menor densidad de la madera (0.67-0.90 g cm³) (Chave et al. 2009).

En el periodo de estudio *Avicennia germinans* presentó una ligera reducción en la reserva de carbono, *Laguncularia racemosa* presentó una reducción de 3.9 MgC ha⁻¹ en

el 2017, podría deberse a los incrementos en pérdida de árboles por la caída de mismos en el mismo periodo (60.2 Ind ha⁻¹). *Rhizophora mangle* presentó un incremento importante en el 2018 de 8.7 MgC ha⁻¹, se le atribuye al reclutamiento de nuevos individuos (57 Ind ha⁻¹) y al crecimiento de los árboles.

Los incrementos en los factores de perturbación como alteraciones en la hidrología, aumento de la salinidad y la disponibilidad de nutrientes podrían modificar la integridad de las comunidades de manglar, incluyendo la función de almacenamiento de carbono en el bosque (Adame et al 2013). En ambientes más estables los manglares alcanzan un estado maduro con la mayor reserva de carbono, mientras que los manglares que son expuestos a cambios en la hidrología, sedimentología o son golpeados directamente por las tormentas tropicales, como consecuencia los manglares son una mezcla de bosques viejos y jóvenes con alta fluctuación en el almacenamiento de carbono (Woodroffe 1992; Adame et al. 2015). La degradación de los manglares en la RBLE debido al aumento de la sedimentación derivado del dragado ascendente, los incendios, las modificaciones hidrológicas y la tala ilegal de madera amenazan el almacenamiento potencial de carbono de este ecosistema (Adame et al. 2015).

El DAP, área basal, altura y cobertura presentaron alta correlación con la biomasa arbórea ($r^2= 1, 1, 0.94, 0.84$ respectivamente). López et al. (2017) también encontraron alta correlación entre el DAP y la biomasa arbórea en la especie *Tectona grandis* (teca) ($r^2=0.77$). Esta relación se debe a que los parámetros estructurales reflejan el crecimiento de los árboles y por lo tanto la biomasa almacenada. El Diámetro también presentó alta correlación con la altura ($r^2=0.94$) al igual que lo reportado por Salas (2006) en el sistema lagunar Cerritos-Panzacola. El diámetro presenta una relación lineal con la altura como ocurre en las plantaciones forestales, inicialmente el árbol presenta un crecimiento mayor en altura y cuando alcanza la altura máxima tiende a engrosar (Cano 1998). El DAP y la altura también presentaron alta correlación con el área de copa, Cintrón y Schaeffer (1984) menciona que existe una relación muy marcada entre el DAP y el diámetro de copa en aquellos arboles cuyo crecimiento está

limitado por sus vecinos, en los árboles de crecimiento libre donde la copa posiblemente puede ser más amplia esta relación es mínima o nula.

La salinidad y la distancia al canal presentaron una relación negativa con la biomasa, la salinidad es un factor determinante en la distribución y crecimiento de las especies de mangle, estas presentan un mayor desarrollo en ambientes con salinidades entre 5 y 30 ‰ (Walsh 1974; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli 1983), cumpliéndose la relación encontrada, a mayor salinidad menor aporte de biomasa y por lo tanto menor almacenamiento de carbono. En el área de estudio el rango de salinidad se encuentra entre 18.2 y 55.1 ups (‰= ups, g/l), la alta salinidad en algunos sitios puede deberse a que este parámetro se midió en temporada de estiaje cuando el aporte de agua dulce es menor. Sin embargo la salinidad general del bosque influye en la dominancia de las especies, *Rhizophora mangle* es la especie dominante en casi todo el bosque, mientras que *A. germinans* domina únicamente en un bosque de cuenca el más alejado al canal a 218 m. Adame et al (2013) también reportan en los manglares de la reserva de Sian Ka'an una asociación entre bajas salinidades y mayores reservas de carbono, encontraron una mayor reserva de carbono en los sitios cercanos a un manantial de agua dulce y las reservas más bajas se registraron en los sitios donde la salinidad fue mayor a 50 ‰ en manglares enanos. Los sitios más alejados al canal se caracterizan por presentar altas salinidades y menor contenido de nutrientes, por lo cual, los árboles presentan un menor desarrollo y por lo tanto una menor capacidad en la reserva de carbono.

La temperatura del suelo presentó una relación positiva con la biomasa. La temperatura promedio fue 26.7 °C, las temperaturas superiores a 24 °C propician la actividad de los microorganismos y controlan la descomposición de la materia orgánica (Montenegro y Malagon 1990; Buol et al. 1991). La temperatura es un factor determinante en los procesos vitales de la zona radical, en el crecimiento de las raíces, absorción de nutrientes, agua y la transformación microbiana de sustancias orgánicas del suelo los cuales son factores determinantes en el crecimiento de los árboles (Fischer et al. 1977).

10. Conclusiones

En base a los resultados obtenidos en el presente estudio, se concluye lo siguiente:

- ✓ Los tipos de bosques de manglar que constituyen al SMIC La Encrucijada comprenden 72 % ribereño, 25 % de borde y 3 % de cuenca. Con una fisonomía repartida en 91 % dominante con la especie *Rhizophora mangle*, 6 % monoespecífico con la especie *R. mangle* y 3 % mixto con la asociación *A. germinans/R. mangle/L. racemosa*.
- ✓ Tomado en cuenta el ICH estimado en este estudio, los bosques que constituyen el manglar en este sitio, indican que es una comunidad con alta complejidad estructural en base a lo reportado para México.
- ✓ No se encontraron incrementos significativos en los parámetros estructurales en el segundo año de estudio, en el tercer año hubo incrementos significativos en altura y área de copa. La falta de incrementos significativos en los parámetros estructurales se le atribuye a la baja entrada de luz al bosque.
- ✓ La especie *L. racemosa* presentó los mayores promedios en DAP y altura, *R. mangle* presentó los mayores promedios en área de copa y *A. germinans* presentó los menores promedios en los tres parámetros estructurales. *L. racemosa* y *R. mangle* son las especies que aportan mayores elementos a la estructura del bosque.
- ✓ En el periodo de medición (2016-2018) las primeras cuatro categorías diamétricas presentaron pérdida de árboles y las categorías 5, 6 y 10 presentaron ligeros incrementos.
- ✓ El bosque de manglar fue mayormente afectado por la mortalidad natural (23.1 %) que por la extracción de madera (8.6 %) específicamente en los árboles jóvenes.
- ✓ La pérdida de árboles por mortalidad natural y árboles caídos presentaron incrementos importantes en el periodo de medición, la extracción de madera se mantuvo constante.

- ✓ *Laguncularia racemosa* fue la especie más afectada por mortalidad natural, extracción de madera y caída de los árboles muertos y la menos afectada fue *Rhizophora mangle*.
- ✓ En el periodo de medición los incrementos en la reserva de carbono del bosque no fueron significativos, se le atribuye al incremento de la pérdida de árboles por la caída de los árboles muertos en pie.
- ✓ A nivel conglomerado hubo incrementos significativos en la reserva de biomasa y carbono únicamente en el tercer año de estudio, debido al incremento de reclutas y el crecimiento de algunos árboles.
- ✓ En el periodo de medición el conglomerado 6 presentó las mayores reservas de biomasa y carbono debido a que presentó un mayor número de árboles maduros, mientras que el conglomerado 5 presentó las menores reservas por su constitución de árboles jóvenes.
- ✓ En el periodo de estudio las especies *A. germinans* y *L. racemosa* presentaron ligeras reducciones en la reserva de carbono y *R. mangle* presentó incrementos importantes en el 2018. *R. mangle* presentó el mayor reserva de carbono y *A. germinans* presentó el menor reserva.
- ✓ Los parámetros estructurales DAP, área basal, altura y área de copa están fuertemente correlacionados con la biomasa arbórea.
- ✓ Los parámetros ambientales salinidad intersticial, distancia al canal y temperatura del suelo afectan a la biomasa del bosque debido a la relación que guardan entre sí. La salinidad intersticial y la distancia al canal presentaron una relación negativa con la biomasa y la temperatura una relación positiva.
- ✓ La estructura del manglar afecta al potencial de almacenamiento de carbono del componente arbóreo, debido a que la densidad y crecimiento de los árboles, que a su vez son afectados por factores de perturbación como las alteraciones en la hidrología, el incremento de la salinidad, la mortalidad natural, la extracción de madera, etc. Determinan el aumento o la reducción de la reserva de carbono del bosque. En este estudio los cambios en la estructura del bosque influyeron en el

reservorio de carbono del manglar el cual fue menor a las reservas reportadas en otras áreas de la reserva y Pantanos de Centla y limitaron el incremento significativo de la reserva de carbono en el bosque.

11. Recomendaciones

- Cuantificar mensualmente las variables ambientales a tres niveles del suelo, utilizando un piezómetro por cada sitio de monitoreo, a fin de poder medir la dinámica de la salinidad, pH, temperatura, conductividad eléctrica y potencial redox.
- Extremar la precisión en las mediciones en campo durante el monitoreo del SMIC La Encrucijada para evitar errores.
- Para el monitoreo de la dinámica del carbono en la RBLE se recomienda ampliar la zona de estudio, podrían establecerse dos SMIC mas de modo que se pueda comparar una zona conservada con una alterada.
- Se recomienda realizar estudios de los cambios en la cobertura del manglar para conocer el nivel de afectación de los disturbios naturales y antropogénicos en los manglares de la reserva.
- Para un mejor manejo de la reserva es necesario realizar un manejo integral de la cuenca alta y media así como de la zona costera y marina, para reducir la degradación de los recursos.
- Ante el agotamiento de las pesquerías y la extracción irracional de madera en la RBLE, el desarrollo forestal sustentable representa una alternativa viable para el aprovechamiento, conservación y restauración de los manglares en la reserva, mediante el cual se impulsaría el crecimiento de los bosques de manglar y se favorecería la economía de las localidades que se ubican en el área de la reserva.

12. Literatura citada

- Adame MF, Kauffman JB, Medina I, Gamboa JN, Torres O, Caamal JP, Reza M, Herrera-Silveira JA. 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS One*. 8:e56569.
- Adame MF, Santini NS, Tovilla C, Vazquez-Lule A, Castro L, Guevara M. 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*. 12:3805–3818.
- Agraz-Hernández C, Noriega-Trejo R, López-Portillo J, Flores-Verdugo F, Jimenez-Zacarias J. 2006. Guía de campo. Identificación de los Manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche.
- Agraz-Hernández CM, García ZC, Iriarte-Vivar S, Flores-Verdugo FJ, Moreno CP. 2011. Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecol Manage*. 19, 273–293.
- Alongi DM. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*. 29, 331-349.
- Alongi DM. 2009. Introduction in the energetics of mangrove forests. New York: Springer Science and Business Media BV, New York.
- Álvarez OP, Varona CT. 1998. Silvicultura. Habana, Cuba: Ed. Pueblo y Educación. 3 p.
- Alvis J. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayan. *Rev. Bio. Agro*. 7:115–122.
- Ayerdis J. R. B. 1996. Efecto de algunos factores edáficos y topográficos sobre la estructura del manglar de Peñitas, León, Nicaragua. [Tesis de Maestría] Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Banus M, Kolehmainen SE. 1976. Rooting and growth of red mangrove seedlings from thermally stressed trees. En: Symoens JJ, Hooper SS y Compere, eds. *Studies on acuactic vascular plants*. Belgium, Brussels: Royal Botanical Society of Belgium. 46-53 p.
- Benfield S, Guzman J, Mair H. 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *J Environ Manage*. 76:263–276.
- Buol S, Hole F, McCracken R. 1991. Génesis y clasificación del suelo. Mexico: Editorial Trillas. 417 p.
- Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE. 2009. Towards a

worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* 12:351-366.

Cintrón, G y Schaeffer-Novelli Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. En: Snedaker SC, Snedaker J, eds. *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*. París, Francia: UNESCO, 91–113 p.

Cano CJ. 1998. El sistema de manejo regular en los bosques de México. Chapingo, México: División de Ciencias Forestales, UACH. 221 p.

Carbajal ESS. 2010. Estudio de la estructura, composición y modificación antrópica en los manglares del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México. [Tesis de licenciatura] Universidad Autónoma de Guerrero 109 p.

Carranza-Edwards A, Gutiérrez-Estrada M, Rodríguez-Torres R. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Cent Cien del Mar y Limnol.* 2:81–88.

Chapman J. 1976. Mangrove vegetation. Cramer J, Inder AR editor. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, FI-9420 VA DUZ, Leutershausen, Germany, 1-190 pp.

Cintrón-Molero G, Schaeffer-Novelli Y. 1983. Introducción a la ecología del manglar. Montevideo: UNESCO/ROSTLAC. 109 p.

Cintrón, G y Schaeffer-Novelli Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. En: Snedaker SC, Snedaker J, eds. *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*. París, Francia: UNESCO, 91–113 p.

Cintrón MG, Schaeffer-Novelli Y. 1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Cienc Interam.* 25:4–15.

Clough B. 1992. Primary productivity and growth of mangrove forest. En: Robertson AI, Alongi DM, Eds. *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine studies*. Washinton, DC: American Geophysical Union p. 225–249.

[CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2009. *Manglares de México: extensión y distribución*. 2a ed. México: CONABIO.

Corella JF, Valdez HJI, Cetina AVM, Gonzalez CFV, Trinidad SA, Aguirre RJR. 2004. Estructura Forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Rev. Ciencia Forestal en Mexico.* 26:73-102.

Curtis JT, McIntosh RP. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology.* 32:476–496.

Davis J. 1940. Vivipary and dispersal of mangrove seeds. *Ten Acad Sci.* 15:414–415.

Day JW, Conner WH, Ley-Lou F, Day RH, Navarro AM. 1987. The productivity and

composition of mangrove forests, Laguna de Términos, Mexico. *Aquat Bot.* 27:267–284.

Diario oficial de la federación. 1995. "Decreto por el que se declara como Area Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biósfera, la zona conocida como La Encrucijada, ubicada en los municipios de Mazatán, Huixtla, Villa Comaltitlán, Acapetahua, Mapastepec y Pijijiapan, Chis". México, D.F.

Díaz GJM. 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 lagunar de Topolobampo. *Ra Ximhai.* 7:355–369.

Dittmar T, Hertkorn N, Kattner G, Lara R. 2006. Mangroves , a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Glob Biogeochem.* 20:1–7.

Domínguez-Cadena R, Riosmena-Rodríguez R, León-de la Luz J. 2016. Forest Structure and Species Composition of Mangroves in the Eastern Baja California Peninsula: The Role of Microtopography. *Wetlands.* 36:515–523.

Domínguez-Domínguez M, Zavala-Cruz J, Martínez-Zurimendi P. 2011. Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco. 1a edición. Tabasco, México: Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. 137 p.

Donato DC, Kauffman JB, Murdiyarso D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat Geosci.* 4:293–297.

Duke N, Ball M, Ellison J. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Glob Ecol Biogeogr.* 7:27–47.

Ellison AM, Farnsworth EJ. 1996. Antropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica.* 28:549-565.

Estrada-Durán G, Cupul-Magaña FG, Cupul-Magaña AL. 2001. Aspectos de la estructura y producción de hojarasca del bosque de manglar del Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco. *Cienc y Mar.* 15:3–12.

Fischer G, Torres CF, Torres BJ. 1977. Efecto de la temperatura del suelo sobre la planta 1. Crecimiento y desarrollo. *Revsita Comalfi.* XXVI:78–92.

Flores-Verdugo F, De la Lanza-Espino, G Contreras-Espinoza F, Agraz-Hernández M. 2001. Tropical Pacific coast of México. En: Seeliger U, Kjerve B, editors. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America.* Nueva York, Estados Unidos de Norteamérica: Springer-Verlag. p. 307–314.

- Flores-Verdugo F, Agraz-Hernández C, Carrera-González E, de la Fuente-de León G. 2003. Atlas de los ecosistemas de Sinaloa. En: Cifuentes-Lemus JL, Gaxiola-López J, eds. Sinaloa, México: El Colegio de Sinaloa. 481 p.
- Franco LJ, Cruz GA, Rocha AR, Navarrete NS, Flores G, Kato EM, Sánchez SC, Abarca LA, Bedia CS. 1989. Manual de Ecología. 1a edición. México: Editorial Trillas. 266 p.
- Fromard F, Puig H, Mougín E, Marty G, Betoulle J, Cadamuro L. 1998. Structure, above ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*. 115:39–53.
- García E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. 2da edición. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 246 p.
- García JM. 1970. Geografía general de Chiapas. México. 375 p.
- Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, 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. *Glob Ecol Biogeogr*. 20:154–159.
- Gilman EL, Ellison J, Duke NC, Field C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany* 89: 237–250.
- Gutiérrez-Mendoza J, Herrera-Silveira J. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo chaparro en un escenario cársico. En: Paz F, Wong J, eds. Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, Mexico. p. 460–469.
- Herrera-Silveira JA, Camacho-Rico A, Pech E, Pech M, Ramírez J, Teutli C. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoam*. 34:61–72.
- Hogarth PJ. 2007. *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. 2a ed. Oxford, Reino Unido: Oxford University. 284 p.
- Holdridge LR. 1967. *Life zone ecology*. San José, Costa Rica: Tropical Science Center. 206 p.
- Montenegro GH, Malagon CD. 1990. *Propiedades físicas de los suelos*. Bogotá, Colombia: Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 813 p.
- [INE] Instituto Nacional de Ecología. 1999. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera La Encrucijada. Primera Edición. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología. 184 p.

- [INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 1988. Carta hidrológica Huixtla-Tapachula. Escala 1:250,000.
- [INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. Documento Técnico Descriptivo de la Red Hidrográfica. Escala 1:50 000.
- [IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change, and Forestry. En: Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T, Krug T, Kruger D, Pipatti R, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K et al., eds. Kanagawa, Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES). 590 p.
- [IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. En: Eggleston S, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, eds. Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Janzen, D.H. 1985. Mangroves: Where's the Understory?. *J. Trop. Ecol.* 1:89-92
- Jennerjahn TC, Ittekkot V. 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften.* 89:23–30.
- Jiménez J, Sauter K. 1991. Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. *Estuaries.* 14: 49-56.
- Jiménez-Quiroz Ma del Carmen, González-Orozco F. 1996. Análisis de la estructura del manglar de la laguna de Juluápan, Col. México. *Cienc Pesq.* 12:76–84.
- Jiménez J, Kramer H, Aguirre O. 2002. Bestandesuntersuchungen in einmen ungleachaltrigen Tannen-, Douglasien-, Kiefern-Naturbestand Nordostmexikos. *Allg Forst und Jagdzeitung.* 173:47–55.
- Kauffman BJ, Donato D, Adame MF. 2013. Documento de Trabajo 117. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Bogor, Indonesia: CIFOR. 117 p.
- Kauffman JB, Heider C, Norfolk J, Payton F. 2014. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecol Appl.* 24:518–527.
- Kauffman JB, Hernandez TH, Jesus GM del C, Heider C, Contreras WM. 2016. Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetl Ecol Manag.* 24:203–216.
- Kelly PM, Adger WN. 2000. Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. *Clim Change.* 47:325–352.
- Komiyama A, Pongparn S, Kato S. 2005. Common allometric equations for estimating the tree weight of Common allometric equations for estimating the tree weight of

mangroves. *J Trop Ecol.* 21:471–477.

Laffoley D, Grimsditch G. 2009. The management of natural coastal carbon sinks. Gland, Switzerland: IUCN. 53 p.

Landeros SJA. 2005. Estructura del manglar, en el sistema lagunar de Chantuto, Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. [Informe final de servicio social] Universidad Autónoma Metropolitana. 53 p.

Lara-Domínguez AL, Day JW, Villalobos ZG, Twilley RR, Álvarez GH, 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.

Lovelock CE, Bennion V, Grinham A, Cahoon DR. 2011. The role of surface and subsurface processes in keeping pace with sea level rise in intertidal wetlands of Moreton Bay, Queensland, Australia. *Ecosystems*, 14, 745–757.

López HG, Vaides EE, Alvarado A. 2017. Evaluación de carbono fijado en la biomasa aérea de plantaciones de teca en Chahal, Alta verapaz, Guatemala. *Agron Costarricense.* 42:137–153.

López-Portillo J, Ezcurra E. 1989. Zonation in Mangrove and Salt Marsh Vegetation at Laguna de Mecoacan, México. *Biotropica.* 21:107–114.

López-Portillo J, Ezcurra E. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques.* Numero esp:27–51.

Lot A, Vázquez C, Menéndez F. 1975. Physionomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf coast of Mexico. En: Walsh GE, Snedaker S, Teas H, eds. *Institute of Food and Agricultural, Sciences.* Florida, Estados Unidos de Norteamérica: University of Florida. p. 23–42.

Lugo A, Cintrón G. 1975. The mangrove forests of Puerto Rico and their management. En: Walsh G, Snedaker S, Teas H, eds. *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of Mangroves*, Institute of Food and Agricultural Sciences. University of Florida, Gainesville, FL. p. 825–846.

Lugo AE, Snedaker SC. 1974. The Ecology of Mangroves. *Annu Rev Ecol Syst.* 5:39–64.

Manrow VM. 2011. Estructura, composición florística, biomasa y carbono arriba del suelo en los manglares Laguna De Gandoca y Estero Moín, Limón - Costa Rica. [Tesis de Licenciatura] Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal. 31p.

Moldenke HN. 1960. Materials toward a monograph of the genus *Avicennia*. *Phytologia.*

7:123–168.

- Moreno-Casasola P, Infante MDM. 2016. Conociendo los manglares las selvas inundables y humedales herbáceos. 1ª Edición. Veracruz, México: INECOL-OIMT-CONAFOR.
- Mulleried F K. 1957. La geología de Chiapas. Chiapas. Ediciones del gobierno del estado de Chiapas 1952-58. Mexico
- Ocampo M, Flores A. 1995. Descripción del deterioro de la vegetación del sistema estuarino Chantuto-Teculapa-Panzacola, Chiapas. Universidad Nacional Autonoma de México. [Tesis de licenciatura] Facultad de Ciencias, UNAM. 85 p.
- Orjuela Rojas AM. 2008. Caracterización estructural del bosque de manglar entre los ríos palomino y tapias en el departamento de la Guajira, caribe colombiano. [Tesis de licenciatura] Universidad Jorge Tadeo Lozano. 110 p.
- Pannier F, Pannier R. 1974. Manglares. Un enfoque fisiológico. Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón, Mexico, Ser. Bot. 45:51-57
- Pool D, Snedaker S, Lugo A. 1977. Structure of Mangrove Forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. Biotropica. 9:195–212.
- Psuty NP, Martínez LM, López-Portillo J, Silveira TM, García-Franco JG, Rodríguez NA (2009) Interaction of alongshore sediment transport and habitat conditions at Laguna La Mancha, Veracruz, Mexico. J Coast Conserv. 13:77–87
- R Core Team . 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.R-project.org/>.
- Rico-Gray. 1981. *Rhizophora harrisoni*. (Rhizophoraceae), un nuev registro para las costas de México. Boletín la Soc Bot México. 41:163–165.
- Rodríguez-Zuñiga MT, 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. Boletin la Soc Bot México. 89. 89:107–113.
- Rodríguez LR, Valencia MS, Meza RJ, Capó AMA, Reynoso PA. 2008. Crecimiento y características de la copa de procedencias de *Pinus greggii* Englem. en Galeana, Nuevo León. Rev Fitotec Mex. 31:19–26.
- Romero-Berny EI. 2012. Manglares del Soconusco, Chiapas: estructura y cambios de paisaje. [Tesis de maestria] El Colegio de la Frontera Sur. 122 p.
- Romero-Berny EI, Tovilla-Hernández C. 2009. Estructura del manglar en el sistema

lagunar costero de Caretas-Pereyra, reserva de la biósfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Lacandonia*, Rev Ciencias UNICACH. 3:19–28.

Romero Berny EI. 2006. Estructura y composición de los bosques de manglar en el sistema lagunar Carretas-Pereyra, Reserva de la Biosfera la Encrucijada, Chiapas, México. [Tesis de licenciatura] Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. 88 p.

Salas RRL. 2006. Estructura forestal de un manglar en la Reserva de la Biosfera “La Encrucijada”, Chiapas. [Tesis de licenciatura] Universidad Autonoma Chapingo. 63 p.

Sánchez-Páez H, Álvarez-León R, Pinto-Nolla F, Sánchez-Alférez A, Pinto-Rengifo J, García-Hansen H, Acosta-Peñalosa M. 1977. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia. Bogotá, Colombia: Ministerio del Medio Ambiente.

Santamaría-Damian S. 2013. Caracterización estructural y cambios en la cobertura del manglar en el sistema lagunar Los Patos-Sólo Dios en la Costa de Chiapas. [Tesis de maestria] El Colegio de la Frontera Sur. 113 p.

Santamaría-Damián S, Romero-Berny EI, Tovilla-Hernández C, Gallegos-Martínez ME, De Presa-Pérez JC. 2016. Nuevos registros del mangle centroamericano. *Avicennia bicolor* Standl. (Acanthaceae) en la costa pacifica del sureste mexicano con notas sobre su distribucion y estatus de conservacion. *Lacandonia*. 10:19–24.

[SEMARNAT] Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario oficial de la Federacion (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.

Siikamaki J, Sanchirico JN, Jardine SL. 2012. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. *PNAS* 109: 14369–14374.

Smith TJ. 1992. Forests estructura. En: Robertson AI, Alongi DM, eds. Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine estudied No. 41. Washinton, D.C. : American Geophysical Union. p. 101-135.

Smith TJ, Whelan KRT. 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. *Wetl Ecol Manag*. 14:409–419.

Spaulding M, Kainuma M, Collins L. 2010. World atlas of mangroves. A collaborative project of ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC, UNESCO-MAB, UNU-INWEH and TNC. London UK: Earthscan. 319 p.

Téllez GCP. 2010. Caracterización dasonómica del bosque de mangles en el estero Palo Verde, Laguna de Cuyutlán, Colima. [Tesis de Licenciatura]. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Estado de México. 47 p.

- Thom BG. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, México. *J Ecol.* 55:301–343.
- Thom BG, Wright LD, Coleman JM. 1975. Mangrove ecology and deltaic-estuarine geomorphology: Cambridge Gulf-Ord River, Western Australia. *J. Ecol.* 63: 203–232.
- Tomlinson P. 1986. The Botany of mangroves. 1ª Edición. En Ashton PS, Hubbel SP, Janzen DH, Raven PH, Tomlinson P, eds. Cambridge, England: Cambridge University Press. 419 p.
- Torres RJM, Magaña TOS. 2001. Evaluación de plantaciones forestales. D. F. México: Editorial Limusa. 472 p.
- Tovilla-Hernández C. 1998. Ecología de los bosques de manglar y algunos aspectos socioeconomicos de la zona costera de Barra de Tecoanapa, Guerrero, Mexico. [Tesis de Doctorado] Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 365 p.
- Tovilla-Hernández C, De la Presa-Pérez JC, Salas-Hernández RL, Romero-Berny EI, Ovalle-Estrada F, Gómez-Ortega R, Hernández-Sandoval J, Cruz-Montes E, Hernández-Guzmán A. 2007. Inventario forestal de los bosques de manglar de la costa de Chiapas. Informe final. ECOSUR/COCYTECH. Tapachula, Chiapas, México: ECOSUR.
- Tovilla-Henández C, Ovalle-Estrada F, De la Presa-Pérez JC, González-Castillo D. 2009. Inventario y Monitoreo del estado actual de los Bosques de Manglar de Chiapas y Oaxaca. Primer informe. ECOSUR/CONABIO. Tapachula, Chiapas, México: ECOSUR.
- Tovilla-Hernández C, Romero-Berny EI. 2012. Diagnostico estructural de los manglares de Chiapas y Oaxaca. En: Sánchez AJ, Chiappa-Carrará X, Brito Perez R, eds. Recursos acuáticos costeros del sureste. Yucatan, México: UNAM/CONCITEY. p. 257–279.
- Twilley RR, Chen R, Hargis T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air Soil Pollut.* 64:265–288.
- Valderrama L, Troche C, Rodriguez MT, Marquez D, Vázquez B, Velázquez S, Vázquez A, Cruz MI, Ressler R. 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands.* 34:747–758.
- Valderrama-Landeros L, Rodríguez-Zúñiga M, Troche-Souza C, Velázquez-Salazar S, Villeda-Chávez E, Alcántara-Maya J, Vázquez-Balderas B, Cruz-López M, Ressler R. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. 1a edición. Ciudad de México, México:

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 126 p.

Valdez Hernández JI. 2002. Aprovechamiento Forestal de manglares en el estado de Nayarit costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*. Numero esp:129–145.

Valdez-Hernandez JI. 2004. Manejo forestal de un manglar al sur de Marismas Nacionales, Nayarit. *Madera y Bosques*. 2: 93-104.

Villatoro AEM. 2018. Estructura y distribución del manglar en los municipios de Tonalá y Pijijiapan, Chiapas. [Tesis de licenciatura] Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. 123 p.

Santamaría-Damian S. 2013. Caracterización estructural y cambios en la cobertura del manglar en el sistema lagunar Los Patos-Sólo Dios en la Costa de Chiapas. [Tesis de maestría] El Colegio de la Frontera Sur. 113 p.

Waitzel Y. 1972. *Biology of halophytes*. New York: Academic Press. 379 p.

Walsh G. 1974. Mangroves: a review. En: Reimold R, Queen W, eds. *Ecology of Halophytes*. Nueva York, EE. UU: Academic Press. p. 51–174.

Walters B. 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *For Ecol Manage*. 206:331–348.

Woodroffe C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology, En: Robertson AI, Alongi DM, eds. *Tropical Mangrove Ecosystems*. Washington DC: American Geophysical Union pp. 7-41.

Yáñez-Arancibia A, Twilley RR, Lara-Domínguez AL. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques*. 4:3-9.

Anexos

Anexo 1. Artículo enviado a la revista Madera y Bosques

Estructura del manglar y su influencia en el reservorio de carbono en la Reserva la Encrucijada, México

Mangrove structure and its influence on the carbon reservoir in the Encrucijada Reserve, Mexico

Resumen

Las reservas medias de carbono en los ecosistemas de manglar pueden superar los 1100 MgCha⁻¹ dos o tres veces mayor que los bosques terrestres. Los estudios se han basado en la estimación de la reserva de carbono del ecosistema, es importante analizar la relación de los atributos estructurales con la reserva de carbono en el componente arbóreo, para programar un manejo más adecuado del ecosistema. En este estudio, se evaluó la estructura forestal en manglar mediante la medición de las características estructurales (Dap, altura y cobertura), la estimación de dos índices estructurales y se cuantificó la reserva de carbono en el componente arbóreo mediante las ecuaciones propuestas por Fromard 1998 y el factor de conversión a carbono 0.48. El estudio se realizó en 32 Unidades de Muestreos (UM) circulares de 400 m² ubicadas en la Reserva La Encrucijada. El bosque de manglar presentó una densidad de 2104 Ind ha⁻¹ y valores promedios en altura, DAP, área basal y cobertura de 12 m, 8.4 cm, 18.7 m² ha⁻¹, 9.9 m² respectivamente, 40.1 Índice de Complejidad, la especie con mayor importancia relativa fue *R. mangle* (IVI=194). La reserva de carbono del componente arbóreo fue 87.0 MgCha⁻¹, los parámetros estructurales presentaron alta correlación con la biomasa del bosque. Según las características estructurales el

bosque de manglar se clasificó en la etapa sucesional de comunidad intermedia y con alta complejidad estructural. La estructura del bosque de manglar determina la producción de biomasa arbórea y por lo tanto la reserva de carbono del componente arbóreo.

Palabras Clave: Biomasa; bosque ribereño; componente arbóreo; inventario forestal; parámetros estructurales

Abstract

The average carbon reserves in mangrove ecosystems can exceed 1100 MgCha⁻¹ two or three times higher than terrestrial forests. The studies have been based on the estimation of the carbon reserve of the ecosystem, it is important to analyze the relationship of the structural attributes with the carbon reserve in the tree component, to manage a better program of the ecosystem. In this study, the forest structure in mangrove was evaluated by measuring the structural characteristics (Dap, height, and coverage), estimating two structural indexes and quantifying the carbon stock in the arboreal component by means of the equations proposed by Fromard 1998 and the carbon conversion factor 0.48. The study was conducted in 32 Circular Sampling Units (UM) of 400 m² located in the Encrucijada Reserve. The mangrove forest presented a density of 2104 Ind ha⁻¹ and average values in height, DBH, basal area and coverage of 12 m, 8.4 cm, 18.7 m² ha⁻¹, 9.9 m² respectively, 40.1 Index of Complexity, the species with Relative importance was *R. mangle* (IVI = 194). The carbon reserve of the arboreal component was 87.0 MgCha⁻¹, the structural parameters showed high correlation with forest biomass. According to the structural characteristics the mangrove forest was classified in the successional stage of intermediate community and with high structural complexity. The structure of the mangrove forest determines the production of tree biomass and therefore the carbon reserve of the arboreal component.

Keywords: Biomass; riverine forest; arboreal component; forest inventory; structural parameters

Introducción

Los manglares son considerados ecosistemas costeros clave por las múltiples funciones ecológicas y servicios ambientales que proveen a la población humana (Kauffman, Donato y Adame, 2013). Entre estos servicios destaca su alta capacidad para el almacenamiento de carbono. Se ha estimado que la reserva de carbono en bosques de manglar puede ser 2 o 3 veces mayor que los bosques terrestres; los bosques tropicales y templados almacenan reservas $<400 \text{ MgCha}^{-1}$ mientras que las reservas medias de carbono en manglares puede superar los 1100 MgCha^{-1} (IPCC, 2003; Donato *et al.*, 2011). Sin embargo, a pesar de su importancia ecológica y socioeconómica, los manglares están amenazados por cambios en el uso de suelo y por el cambio climático, son uno de los ecosistemas tropicales que presentan altas tasas de deforestación (Kauffman *et al.*, 2013). En México en los últimos 25 años la superficie de manglares se ha reducido en un 10% (Valderrama *et al.*, 2014). La pérdida de manglares representa un aumento considerable en las emisiones de CO_2 a la atmosfera por la descomposición del material orgánico de los suelos (Lovelock, Ruess y Feller 2011), por lo que, es indispensable su conservación para prevenir las emisiones provocadas por la pérdida de manglares (Laffoley y Grimsditch, 2009).

Debido al papel que juegan los manglares en el almacenamiento del carbono atmosférico y a las amenazas que representan la pérdida de la superficie, es necesario identificar la estructura y reservas de carbono de los manglares a fin de establecer un monitoreo de su condición y tendencia de cambio (Kauffman *et al.*, 2013). La estructura del bosque representa la distribución de las características arbóreas en el espacio principalmente las especies que conforman al bosque, que está definida por la mezcla espacial de las especies así como la mezcla de árboles con

diferentes dimensiones (Gadow *et al.*, 2007). La estructura implica medidas de composición y diversidad, atributos dasométricos como alturas y diámetros de los árboles y distribución de la densidad de individuos por clases de edad (Smith, 1992; Steubing, Godoy y Aberdi, 2001). La evaluación de las características estructurales, nos permite conocer las condiciones en que se encuentran los bosques de manglar, que representa un factor fundamental para determinar el manejo adecuado de este ecosistema (Alvis, 2009).

Un enfoque estructural actual, muestra que los elementos individuales que conforman al manglar, árboles vivos y muertos, plántulas, e incluso la madera muerta caída, representan potenciales almacenes de carbono aéreo en el ecosistema (Kauffman *et al.*, 2013). En México se han realizado algunas estimaciones de carbono en ecosistemas de manglar (Adame *et al.*, 2013; Adame *et al.*, 2015; Herrera *et al.*, 2016; Kauffman, Hernandez, Jesús, Heider y Contreras, 2016) tanto en el componente aéreo como en el subterráneo, sin embargo la relación de los atributos estructurales con la reserva de carbono en el componente arbóreo, aún es un aspecto pocas veces evaluado. Particularmente en la Reserva de la Biosfera la Encrucijada (RBLE) es importante estudiar la influencia de las características estructurales en la reserva de carbono arbóreo, por el alto desarrollo que presentan y por el potencial que representa para participar en las estrategias de mitigación ante los efectos del cambio climático como REDD+.

Objetivo

Evaluar la estructura del bosque de manglar en función del Diámetro a la Altura de Pecho (DAP), Área basal, Altura, Área de copa, Valor de Importancia Relativa, Índice de Complejidad, densidad por categorías diamétricas, mortalidad natural y extracción de madera determinando la

influencia de estas variables en el reservorio de carbono del componente arbóreo en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas.

Materiales y método

La Reserva de la Biosfera La Encrucijada (RBLE) se localiza en la costa sureste de Chiapas entre los (14° 43' y 15° 40' latitud norte y 92° 26' y 93° 20' longitud oeste) a una altitud promedio de 5 msnm. Posee una superficie de 144,868 hectáreas, en esta zona predominan los suelos de tipo cambisol, regosol, solonchak, gleysol, fozem y fluvisol Instituto Nacional de Estadística (INE, 1999). El clima de la región es Am (w) cálido-húmedo, con abundantes lluvias en verano. La precipitación mínima anual es de 1300 mm y la máxima 3000 mm y la temperatura media anual es de 28 °C (García, 1973).

Los bosques de manglar que dominan en la RBLE son ribereños, también están presentes algunos bosques de borde y de cuenca, según Lugo y Snedaker (1974) los bosques ribereños son los mejor desarrollados estructuralmente y de mejor productividad primaria, los bosques de cuenca presentan una zonación en bandas compuestas por *Rhizophora* y/o *Laguncularia*, una posterior de *Avicennia*, una de *Conocarpus* y vegetación terrestre, los bosques de cuenca se ubican en la parte posterior al manglar ribereño y de borde, presentan una mayor variabilidad estructural dependiendo de la distancia a los cuerpos de agua y la periodicidad de las inundaciones.

La caracterización estructural se realizó en 32 Unidades de Muestreo (UM) de 400 m² en ocho conglomerados que integran uno de los sitios de la Red Mexicana de Sitios de Monitoreo Intensivo de Carbono denominada SMIC La Encrucijada (Olguín et al. 2015). En esta área se

realizó un inventario de la totalidad del arbolado mediante el cual se estimó la densidad de árboles con DAP (Diámetro a la altura de pecho) ≥ 2.5 cm (Valdez-Hernandez, 2002). El DAP se midió a 1.30 m de altura en *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* y a 30 cm por encima de la última raíz aérea en *Rhizophora mangle* (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1984). Los DAP (y de los tocones) se clasificaron en 10 categorías diamétricas que van de 2.5-5, 5.1-7, 7.1-10, 10.1-15, 15.1-20, 20.1-25, 25.1-30, 30.1-35, 35.1-40 y >40 (Corella *et al.*, 2004). Se calculó el valor de área basal utilizando la fórmula $AB = \pi \cdot 4(DAP)^2$, en donde AB=área basal y $\pi=3.1416$ (Torres y Magaña, 2001). Se midió la altura total y altura de fuste del arbolado con un hipsómetro laser Vertex III ®. El diámetro de copa y altura de la raíz se midió con una cinta métrica, se estimó el área de copa de acuerdo con (Jiménez, Kramer y Aguirre, 2002; Rodríguez, Valencia, Meza, Capo y Reynoso, 2008). Se estimaron dos índices de valoración estructural, el Índice de Valor de importancia (IVI) (Curtis y McIntosh, 1951), se estimó con la fórmula:

$IVI = \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia Relativa} + \text{Dominancia relativa.}$

Donde:

Densidad relativa= No. De individuos de la especie x 100/ Total de individuos de todas las especies

Frecuencia relativa= Frecuencia de la especie x 100/ Suma de las frecuencias de todas las especies

Dominancia relativa= Área basal de la especie x 100/Área basal de todas las especies

El índice de Complejidad de Holdridge (1967), se estimó mediante la fórmula:

$ICH = d \cdot a \cdot h \cdot s / 1000$

Donde:

d= Número de árboles / 0.1 ha

a= área basal ($m^2/0.1$ ha)

h= Altura del rodal (m)

s= Número de especies

En cada UM se midieron tres parámetros fisicoquímicos, salinidad intersticial, pH y temperatura con un medidor multiparamétrico marca HANNA® (enero-abril 2018). Se cuantifico la mortalidad natural y la extracción de madera en las UM siguiendo la metodología de (Tovilla *et al.*, 2007). El porcentaje de mortalidad se estimó mediante la contabilización del número de árboles muertos en pie comparado con el arbolado total. El porcentaje de extracción se estimó mediante el conteo del número de tocones comparado con el arbolado total.

Se cuantifico la biomasa arbórea mediante las ecuaciones propuestas por Fromard *et al.* (1998)

$$AGB = 0.1282 \times DR^{2.6} \text{ *Rhizophora mangle*}$$

$$AGB = 0.140 \times DBH^{2.4} \text{ *Avicennia germinans*}$$

$$AGB = 0.1023 \times DBH^{2.5} \text{ *Laguncularia racemosa*}$$

El rango de diámetros incluidos en esta ecuaciones son similares al de la RBLE (Dap Max = 32 cm para *R. mangle*, 10 cm para *L. racemosa* y 42 cm para *A. germinans*). La reserva de carbono en el bosque de manglar se obtuvo mediante el factor de conversión de biomasa a carbono de 0.48 (Kauffman *et al.*, 2013).

Los datos estructurales se analizaron posterior a su transformación logarítmica al no cumplirse los supuestos de normalidad y homocedasticidad de acuerdo a la prueba Anderson Darling. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores para conocer las posibles diferencias significativas entre DAP, altura y cobertura, biomasa y carbono por especie y conglomerado. Posteriormente se aplicó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey con un nivel de significancia de 95%. Para conocer si hay una relación entre la biomasa y las variables

estructurales y con los parámetros fisicoquímicos, se realizó un análisis de covarianza. Estos análisis se realizaron con el software R 3.5.1. (R Core Team, 2018).

Resultados

Estructura del bosque

Se contabilizaron un total de 2692 árboles vivos, 1358 árboles muertos en pie, 443 tocones y 753 árboles caídos, el bosque de manglar está dominado por bosques tipo ribereño (72 %), bosques tipo borde (25%) y (3%) por bosque de tipo cuenca. La Densidad fue de 2104 Ind ha⁻¹, con una altura promedio de 12 m, un DAP promedio de 8.4 cm, el área basal promedio fue 18.7 m² ha⁻¹ y la cobertura de copa 9.9 m². El ICH del sistema fue 40.1, *R. mangle* presentó un mayor valor de importancia (194) seguida de *A. germinans* (58) y *L. racemosa* (48). *R. mangle* es la especie que presentó un mayor número de individuos por categoría diamétrica, el 94 % de los árboles están contenidos en las primeras cinco categorías, mientras que *A. germinans* y *L. racemosa* con el 98 y 97% de los árboles están distribuidos en las primeras seis categorías (Fig. 1).

El porcentaje de pérdida de árboles por mortalidad natural fue de 25.9 %, por extracción de madera fue de 8.4 % y los árboles muertos caídos 14.3 %. Respecto a la distribución de la pérdida de árboles por categoría diamétrica el 97 % de los árboles muertos naturalmente pertenecen a las primeras cuatro categorías, mientras que el 88% de la extracción se registró en las primeras tres categorías (Fig. 2) y corresponden a árboles juveniles (brinzales y latizales).

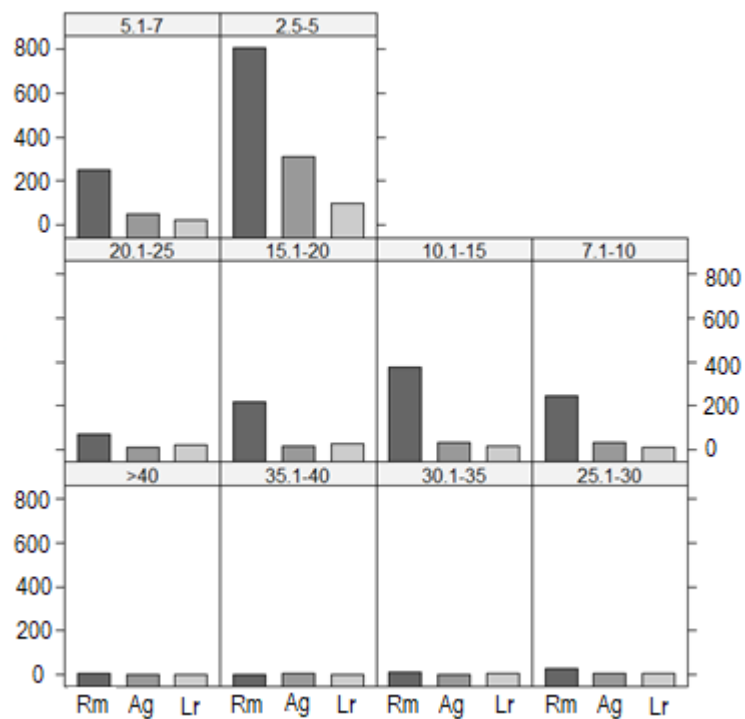


Figura 1. Distribución de árboles por categoría diamétrica de las especies *Rhizophora mangle* (Rm) *Avicennia germinans* (Ag) y *Laguncularia racemosa* (Lr) en el SMIC La Encrucijada

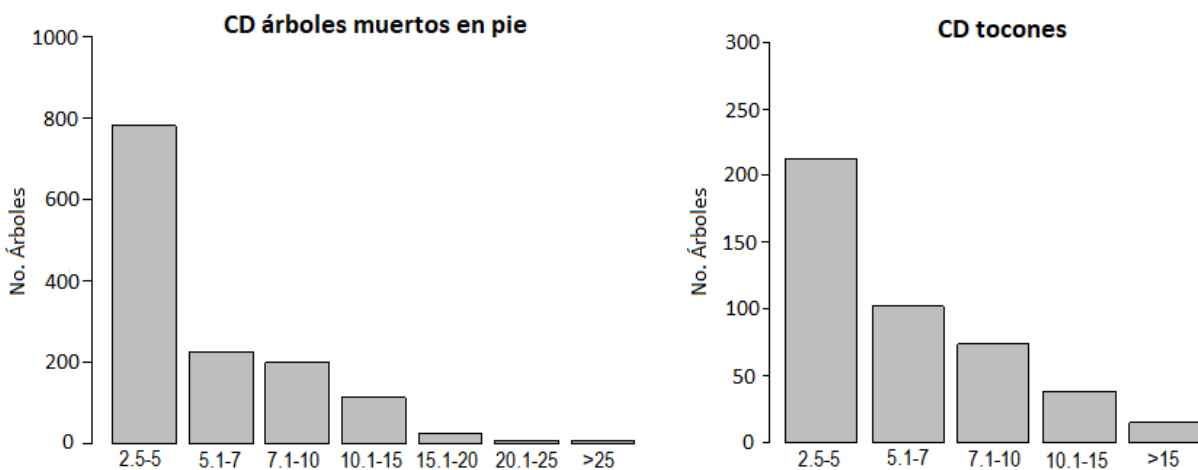


Figura 2. Distribución de árboles por categoría diamétrica de los árboles muertos en pie y tocones en el SMIC La Encrucijada.

La reserva promedio de carbono del bosque fue de $87 \pm 12.3 \text{ MgCha}^{-1}$, a nivel conglomerado no presentaron diferencias significativas ($p=0.05$) (Cuadro 1). Con respecto a la reserva de carbono

por especie *R. mangle* fue la que presentó un mayor promedio significativo $66.3 \pm 18 \text{ MgCha}^{-1}$ ($p=0.05$) (Fig. 3).

Cuadro 1. Biomasa y carbono (promedio \pm desviación estándar) en el componente arbóreo por conglomerado registrado en el SMIC La Encrucijada ($p<0.05$).

Conglomerado	Biomasa Mg ha^{-1}	Carbono MgCha^{-1}
1	180.7 ± 40.5	86.7 ± 19.5
2	179.2 ± 41.7	86.0 ± 20.0
3	185.6 ± 62.4	89.1 ± 29.9
4	178.1 ± 9.1	85.5 ± 4.3
5	124.1 ± 22.0	59.6 ± 10.5
6	211.4 ± 79.9	101.5 ± 38.4
7	194.8 ± 63.5	93.5 ± 30.5
8	196.06 ± 28.0	94.1 ± 13.4

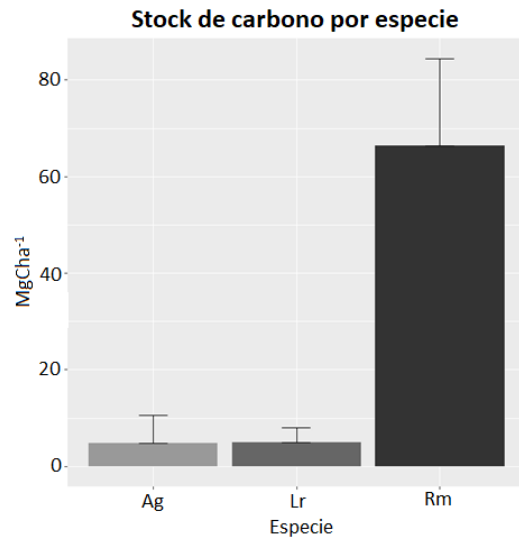


Figura 3. Stock de carbono por especie en el SMIC La Encrucijada

Los atributos estructurales DAP, área basal, altura y la cobertura presentaron alta correlación con la biomasa del bosque, conforme aumentan estos atributos también se incrementa la biomasa. Respecto a las relaciones entre atributos, DAP presentó alta correlación con el área basal, la altura y la cobertura (Fig. 4).

De los tres parámetros fisicoquímicos, salinidad y temperatura presentaron una relación con la biomasa del bosque, la salinidad ($p<0.05$) presentó una relación negativa (línea descendente), es decir, a mayor salinidad menor biomasa. La temperatura ($p<0.05$) presentó una relación positiva (línea ascendente) a mayor temperatura mayor biomasa, las gráficas se interpretan de manera inversa debido a la transformación de los datos (Boxcox) (Fig. 5).

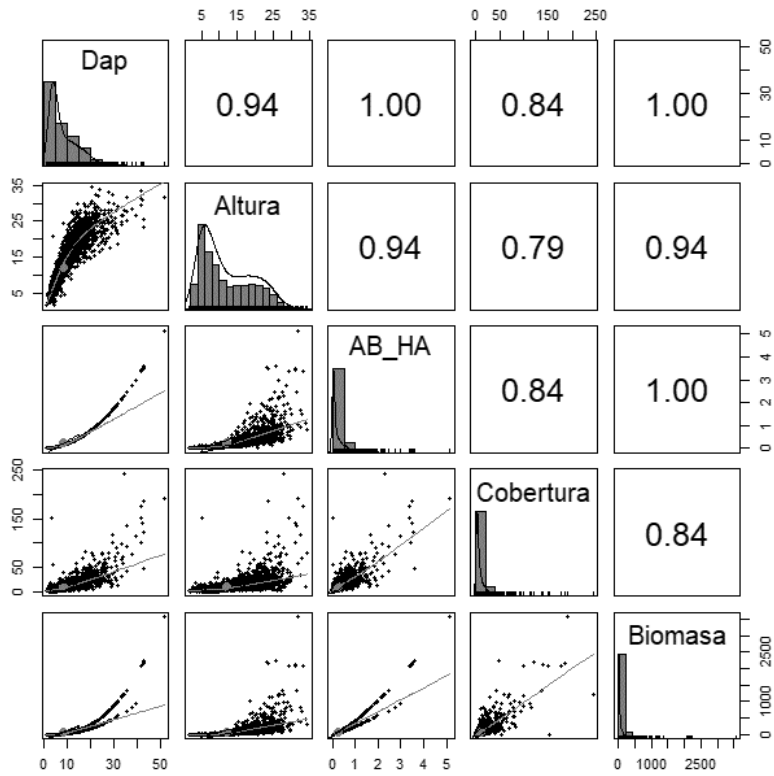


Figura 4. Relación de las variables Dap, Altura, Área basal y cobertura con la Biomasa arbórea.

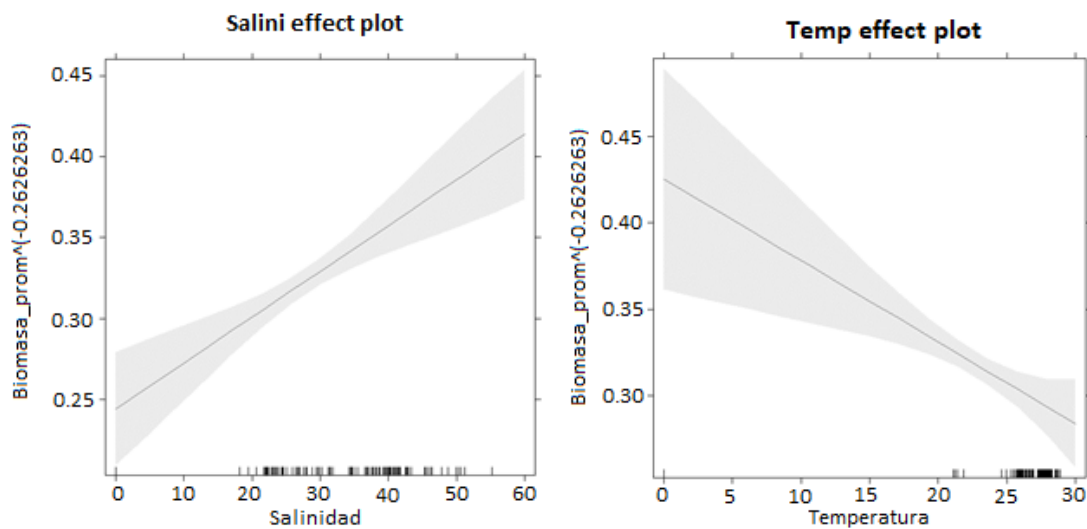


Figura 5. Relación de los parámetros fisicoquímicos pH, temperatura y salinidad con la Biomasa del bosque.

Discusión

El bosque de manglar que conforma al SMIC La Encrucijada está dominado por bosques de tipo ribereño y por la especie *R. mangle*, en la RBLE los manglares ribereños se forman por el aporte constante de agua dulce, la baja influencia de las mareas y por el bajo daño de las olas y las tormentas (Adame *et al.*, 2015). En el centro del área de estudio pasa un canal que es alimentado por un afluente del río Cacaluta. Este canal permite la incorporación de agua dulce a los conglomerados y las condiciones de inundación y bajas concentraciones de salinidad permiten la dominancia de *R. mangle*, es la especie que prospera en áreas inundadas y con bajas concentraciones de salinidad en el suelo (Lugo y Snedaker, 1974).

La densidad total de árboles vivos en el SMIC La Encrucijada fue 2103 Ind ha⁻¹ similar a la densidad reportada para Carretas-Pereyra 2102 Ind ha⁻¹ al oeste de área estudiada (Romero y Tovilla, 2009). Mayor que Río de las Cañas, Sinaloa-Nayarit 1790 Ind ha⁻¹ según Pool, Snedaker y Lugo (1977), y menor que Laguna la Mancha, Veracruz 5282.2 Ind ha⁻¹ (promedio de tres zonas) (Agraz, García, Iriarte-Vivar, Flores-Verdugo y Moreno, 2016). La pérdida de árboles vivos fue más afectada por la mortalidad natural (25.9%) que por la extracción de madera (8.4%), la mortalidad natural supera ligeramente el rango reportado para Chiapas (2.4-25.2%) según (Tovilla y Romero, 2012). Esto podría deberse a la ubicación del área estudiada se encuentra en el interior de la zona núcleo de la RBLE donde la intervención del hombre es mínima, mientras que la mortalidad natural se le atribuye al estado sucesional del bosque, las comunidades intermedias presentan fenómenos de competencia entre las especies, provocando la mortalidad de árboles por auto-aclareo cuando están por alcanzar la máxima densidad (Clements, 1916; Smith *et al.*, 1977). La mortalidad se presentó en mayor medida (97 %) en los árboles de 2.5 a 15 cm de

DAP, Tovilla y Romero (2012) atribuyeron este efecto a los fuertes vientos en la época de estiaje en manglares de Oaxaca y también reportan la presencia de escarabajos y moluscos descortezadores en los sitios con los valores más elevados en los manglares de Chiapas, esta situación también fue reportada en los manglares de Colombia (Sánchez-Alfárez *et al.*, 2009).

La altura promedio del área de estudio (12 m) fue menor que la altura reportada para el sistema lagunar Carretas-Pereyra (19.4 m) que se encuentra en el área de influencia de la RBLE Romero y Tovilla (2009) y que Pantanos de Centla (23.5) Corella *et al.* (2004), y mayor que la altura reportada para la costa este de la Península de Baja California (3.9 m) (Domínguez-Cadena, Riosmena-Rodríguez y León-de la Luz, 2016). El Dap promedio en este estudio fue de 8.4 cm, menor que el Dap reportado para Carretas-Pereyra que fue de 12 cm y Pantanos de Centla, Tabasco 19.6 cm y mayor que el DAP promedio de la Costa Caribeña 3.5 cm (Lara-Domínguez *et al.*, 2005). El área basal para el SMIC La Encrucijada fue de 18.7 m² ha⁻¹, menor que el área reportada para Carretas-Pereyra 25.4 m² ha⁻¹ y que Pantanos de Centla 24.4 m² ha⁻¹ y mayor que Laguna La Mancha, Veracruz (10.9 m² ha⁻¹, valor promedio de tres zonas) (Agraz-Hernández *et al.*, 2011).

Los sitios Península de Baja California, Laguna La Mancha y Costa Caribeña presentaron características dasométricas bajas debido a su ubicación Pacífico Norte, Golfo de México y el Mar Caribe, las cuales presentan condiciones bastante diferentes, el Pacífico Norte se caracteriza por corrientes oceánicas cálidas, sequías, alta salinidad y climas fríos que no favorecen el desarrollo de los manglares (Domínguez-Cadena, Riosmena-Rodríguez y León-de la Luz, 2016). En Laguna La Mancha el bajo desarrollo se debe a la distribución microtopográfica, creó diferentes condiciones de salinidad, evaporación y redujo la frecuencia y amplitud de los

periodos de inundación, los manglares presentaron alta densidad pero una baja área basal y altura (Agraz-Hernández *et al.*, 2011). En la Costa Caribeña los manglares no presentan aporte superficial de agua dulce ni conexión superficial con el mar así como la presencia de huracanes propician el bajo desarrollo de los manglares de esta zona (Lara-Domínguez *et al.*, 2005). Los sitios Carretas-Pereyra y Pantanos de Centla, presentaron los valores más altos que el sitio de estudio debido a las condiciones favorables que los caracteriza según Adame *et al.* (2015), alto aporte fluvial y sedimentos, baja inundación de las mareas y por el escaso daño de las olas y las tormentas. Los valores menores del área de estudio se atribuye a la etapa sucesional del bosque, los bosques en la etapa de comunidad intermedia según Clements (1916) presentan árboles de todos los tamaños aunque predominan los árboles juveniles, en esta zona en promedio el 96 % de los árboles de las tres especies encontradas se concentraron en las primeras 5 categorías diamétricas que van de 2.5 a 20 cm de diámetro, lo que arrojó características estructurales bajas en comparación con las zonas adyacentes y con Pantanos de Centla. El bajo desarrollo también podría deberse a la variación microtopográfica que regula la inundación del sitio así como a la dinámica hidrológica que es afectado por las actividades antropogénicas de la cuenca alta y media, agricultura y deforestación.

El bosque presentó una complejidad estructural alta (40.1) según el rango reportado para el Pacífico Mexicano (5.7-73.2) Buenavista-La Joya, Chiapas e Isla La Palma, Sinaloa respectivamente (Pool *et al.*, 1977; Tovilla y Romero, 2012). El índice de complejidad refleja mejor la densidad, el área basal y la altura del arbolado según Romero y Tovilla (2009), en este sitio de estudio la alta complejidad del bosque se le atribuye a la altura, se encontraron árboles de hasta 35 m de altura, aunque fueron pocos pero influyeron en la complejidad del bosque.

El reservorio de carbono del componente arbóreo fue menor que los datos reportados por Adame *et al.* (2015), para otros sitios de la zona núcleo de la RBLE ($87 \pm 12.3 \text{ MgCha}^{-1}$, $215.0 \pm 44. \text{ MgCha}^{-1}$ respectivamente) y menor que la reserva arbórea cuantificada para Pantanos de Centla, Tabasco y Campeche (100.1 MgCha^{-1}) (Kauffman, Hernandez, Jesús, Heider y Contreras, 2016). Pero mayor que la reserva reportada para los manglares altos de la reserva de Sian Ka'an, Quintana Roo ($77.064 \text{ MgCha}^{-1}$, promedio árboles vivos y muertos) (Adame *et al.*, 2013). Estas diferencias pueden darse por la densidad de árboles de cada zona de estudio, en promedio la densidad en la RBLE fue de 2694 Ind ha^{-1} mientras que en el SMIC La Encrucijada fue de 2104 Ind ha^{-1} , en Pantanos de Centla la densidad fue de 2875 Ind ha^{-1} , en la reserva de Sian Ka'an la densidad fue de 5113 . La densidad de árboles es un factor determinante en la reserva de carbono de los manglares, aunque en la Reserva de Sian Ka'an pareciera que no se cumple este factor, seguramente se debe a la ecuación utilizada para el cálculo de la biomasa, en este caso ocuparon la ecuación de Smith y Whelan (2006), mientras que las zonas de la RBLE y Pantanos de Centla ocuparon las ecuaciones de Fromard (1988) y Day et al. (1987) respectivamente, los cuales arrojan resultados similares. Otro factor que pudo haber influido en la reserva de carbono del SMIC La Encrucijada fue la caída de los árboles muertos en pie (14.3%) que equivale a 588 Ind ha^{-1} . A nivel conglomerado las reservas de carbono no presentaron diferencias significativas debido a que están dominados por bosques ribereños, por lo que presentan biomásas similares y por lo tanto potenciales similares en el almacenamiento de carbono. A nivel especie *R. mangle* fue la especie que presentó la mayor reserva de carbono, debido a su mayor densidad, fue 9 veces mayor que *L. Racemosa* y 4 veces mayor que *A. germinans*.

El DAP, área basal, altura y la cobertura presentaron alta correlación con la biomasa arbórea, López, Vaides y Alvarado (2017) también encontraron alta correlación entre el DAP y la

biomasa arbórea en la especie *Tectona grandis*. Esta relación se debe a que las dimensiones de los parámetros estructurales reflejan la cantidad de biomasa que almacena un árbol. Kauffman, Heider, Norfolk y Payton (2014) mencionan que la reserva de carbono del manglar no siempre refleja la estructura del bosque, sin embargo, en este estudio los atributos estructurales presentaron alta relación en la producción de biomasa arbórea y carbono, y eso podría deberse a que solo se estimó el carbono almacenado en el componente arbóreo, no se tomó en cuenta los demás componentes del ecosistema debido a los objetivos del estudio, sin embargo los resultados muestran que la estructura del bosque influye en la reserva del carbono aéreo del bosque. El DAP también presentó alta correlación con el área basal, la altura y la cobertura, Lara-Domínguez *et al.* (2005) y Collera *et al.* (2004) también encontraron una relación positiva entre el área basal, el DAP y la altura. Sin embargo, Cintrón y Schaeffer-Novelli (1984) en manglares de Puerto Rico, encontraron una relación negativa entre el DAP y la altura debido a que eran rodales maduros.

La salinidad presentó una relación negativa con la biomasa, la salinidad es un factor determinante en la distribución y crecimiento de las especies, estas presentan un mayor desarrollo en ambientes con salinidades entre 5 y 30 UPS (Walsh, 1974; Cintrón-Molero y Schaeffer-Novelli, 1983; Villalobos, Yáñez-Arancibia, Day y Lara-Dominguez, 1999), cumpliéndose la relación encontrada en el SMIC La Encrucijada, a mayor salinidad menor desarrollo de los árboles. En el área de estudio se registró una salinidad promedio de 33.9 UPS, supera ligeramente el rango considerado, por lo que, los manglares de la RBLE presentan desarrollo óptimo, que permite catalogarlos como los manglares más desarrollados en el México. Con respecto a la temperatura del suelo presentó una relación positiva con la biomasa, debido a que es un factor determinante en los procesos vitales de la zona radical, en el crecimiento de las raíces, absorción de nutrientes y agua y la transformación microbiana de sustancias orgánicas del suelo (Fischer, Torres y Torres, 1977) los cuales son factores determinantes en el crecimiento de los árboles.

Conclusión

Según las características dasométricas, la alta mortalidad de los árboles juveniles y el ICH el manglar del SMIC La Encrucijada se clasificó como un bosque en la etapa sucesional de comunidad intermedia y con alta complejidad estructural. La extracción de madera no afectó la reserva de carbono del bosque debido a la baja influencia de la actividad humana en el área. La densidad de árboles presenta una alta influencia en la reserva del carbono aéreo de los manglares. La estructura del bosque de manglar determina la producción de biomasa arbórea y por lo tanto la reserva de carbono del componente arbóreo. La RBLE constituye un área clave para la conservación de los manglares en México por su alto desarrollo y por su alto potencial en el almacenamiento de carbono, lo que contribuye a reducir las emisiones de CO₂ a la atmósfera. Por lo que, es importante incluir los inventarios de carbono en el programa de manejo de la reserva.

Reconocimientos

Referencias

Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., ... Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*, 8(2), e56569. doi.org/10.1371/journal.pone.0056569.

Adame, M., Santini, N., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, (12), 3805–3818. doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015.

Agraz, H. C. M., García, Z. C., Iriarte-Vivar, S., Flores-Verdugo, F. J. & Moreno, C. P. (2011). Forest structure, productivity and species phenology of mangroves in the La Mancha lagoon in the Atlantic coast of Mexico. *Wetlands Ecol Manage*, 19, 273–293. doi 10.1007/s11273-011-9216-4.

Alvis, G. 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.

Clements, F.E. (1916). **Plant Succession**: an analysis of development of Vegetation. Washington, DC: Carnegie Institution of Washington.

Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1983). Introducción a la ecología del manglar. Montevideo: UNESCO/ROSTLAC.

Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1984). Methods for studying mangrove structure. En Snedaker, J.S. C. & Snedaker (ed.), *The Mangrove Ecosystem: Research Methods* (pp. 91–113). París, Francia: UNESCO.

Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2012). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Jalisco, Mexico: Comisión Nacional Forestal.

Corella, J. F., Valdez, H. J. I., Cetina, A. V. M., González, C. F. V., Trinidad, S. A. & Aguirre, R. J. R. (2004). Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco. *Rev. Ciencia Forestal en México*, 26 (90), 73-102.

Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496. doi.org/10.2307/1931725.

Day, J. W., Conner, W. H., Ley-Lou, F., Day, R. H. & Navarro, A. M. (1987). The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. *Aquat Bot* 27:267–284.

Dominguez-Cadena, R., Riosmena-Rodriguez, R. & Leon-de la Luz, J. L. (2016). Forest Structure and Species Composition of Mangroves in the Eastern Baja California Peninsula: The Role of Microtopography. *Wetlands*, 36, 515-523. doi 10.1007/s13157-016-9.

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: 293–297. doi 10.1038/NGEO1123

Fischer, G., Torres, C. F. & Torres, B. J. (1995). Efecto de la temperatura del suelo sobre la planta 1. Crecimiento y desarrollo. *Revista Comalfi*, 3, 78-92.

Fromard, F., Puig, H., Mougin, E., Marty, G., Betoulle, J., & Cadamuro, L. (1998). Structure, above ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecología*, 115, 39–53.

Gadow, K. V., Sánchez, O. S. & Álvarez J. G. (2007) *Estructura y Crecimiento del Bosque*. Alemania: Universidad de Göttingen.

García, E. (1973). *Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

García, S. C. & Polonia, V. J. (2007). Marco conceptual para productos no maderables del bosque en manglares de Colombia. *Gest. y Ambient.* 10:169–178.

Hogarth, P. J. (1999). *The biology of mangroves*. Great Britain: Oxford University Press.

Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. San José, Costa Rica: Tropical Science Center.

Herrera, S. J. A., Camacho R. A., Pech, E., Pech, M., Ramírez, R. J. & Teutli, C. H. (2016). Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Tierra Latinoamericana*, 34 (1), 61-72.

Instituto Nacional de Ecología [INE]. (1999). Programa de manejo Reserva de la Biosfera La Encrucijada. México, D. F. INE.

Jiménez, J., Kramer, H. & Aguirre, O. 2002. Bestandesuntersuchungen in einmen ungleachaltrigen Tannen-, Douglasien-, Kiefern-Naturbestand Nordostmexikos. *Allg Forst und Jagdzeitung*. 173:47–55.

Kauffman, B. J., Donato, D., & 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.

Kauffman, J. B., Heider, C., Norfolk, J., & Payton, F. (2014). Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic, *Ecol. Appl.*, 24 (3), 518–527. doi.org/10.1890/13-0640.1

Kauffman, J. B., Humberto, H. T., Jesús García, M del Carmen, 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 Ecol Manage*, 24, 203-216.

Laffoley, D. & Grimsditch, G. (2009). The management of natural coastal carbon sinks. Gland, Switzerland: IUCN.

López, H. G., Vaides, E. E. & Alvarado, A. (2017). Evaluación de carbono fijado en la biomasa aérea de plantaciones de teca en Chahal, Alta Verapaz, Guatemala. *Agronomía Costarricense*, 42 (1), 137-153.

Lovelock, C. E., Bennion, V., Grinham, A. & Cahoon, D. R. (2011). The role of surface and subsurface processes in keeping pace with sea level rise in intertidal wetlands of Moreton Bay, Queensland, Australia. *Ecosystems*, 14, 745–757.

Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 5, 39–64.

Olguín, M., Wayson, C., Kurz, W., Birdsey, R., Fellows, M., Maldonado, V., ... Serrano, E. (2015). Hacia un enfoque Tier3 en paisajes estratégicos en México, modelos ecosistémicos y sitios de monitoreo intensivo del carbono. In XIV Congreso Forestal Mundial. Durban, Sudáfrica: XIV Congreso Forestal Mundial.

Pool, D., Snedaker, S., & Lugo, A. (1977). Structure of Mangrove Forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica*, 9, 195–212.

Rodríguez, L. R., Valencia, M. S., Meza, R. J., Capó, A. M. A. & Reynoso, P. A. 2008. Crecimiento y características de la copa de procedencias de *Pinus greggii* Englem. en Galeana, Nuevo León. *Rev Fitotec Mex*, 31 (1), 19–26.

Rodríguez, M.T., C. Troche. 2015. Manglares de México: diez años de retos en su monitoreo. CONABIO. *Biodiversitas*, 120, 14-19.

Romero, B. E. I. & Tovilla, H. C. (2009). Estructura del manglar en el sistema lagunar costero de Carretas-Pereyra, reserva de la biósfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Lacandonia, Rev. Ciencias UNICACH*, 3 (1), 19-28.

R Core Team (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://www.R-project.org/>.

Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J. & Ashton, P. M. S. (1997). *The practice of silviculture: applied forest ecology*. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc.

Smith, T. J. (1992). Forest Structure. En Robertson A. I. & Alongi, D. M. (ed.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies No. 41 (pp. 101–136). Washington. DC: American Geophysical Union.

Smith, T. J. & Whelan, K. R. T. (2006) Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades ecosystem restoration. *Wetlands Ecology and Management*, 14, 409–419.

Steubing, L., Godoy, R., & Aberdi, M. (2001). *Métodos en ecología vegetal*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

Torres, R. J. & Magaña, T. M. O. (2001). *Evaluación de plantaciones forestales*. México, D. F: Limusa, Noriega Editores.

Tovilla-Hernández, C., de la Presa-Pérez, J. C., Salas-Hernández, R. L., Romero-Bermy, E. I., Ovalle-Estrada, F., Gómez-Ortega, R., ... Hernández-Sandoval, J. (2007). *Inventario forestal de los bosques de manglar de la costa de Chiapas (Informe final)*. ECOSUR/COCYTECH. San Cristobal, Chiapas, México: ECOSUR.

Tovilla, H. C. & Romero, B. E. I. 2012. Diagnostico estructural de los manglares de Chiapas y Oaxaca. En: Sánchez, A. J., Chiappa-Carrará, X. & Brito-Perez, R, (ed), *Recursos acuáticos costeros del sureste*. Yucatan, México: UNAM/CONCITEY. (pp. 257–279).

Valderrama, L., Troche, C., Rodríguez, M. T., Márquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S., ... Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 Period. *Wetlands*, 34 (4), 747–758. doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9

Valdez-Hernández, J. I. (2002). Aprovechamiento Forestal de manglares en el estado de Nayarit costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, Numero esp, 129–145.

Villalobos, Z. G. J., Yáñez-Arancibia A., Day, J. J. W. & Lara-Domínguez A. L. 1999. Ecología y manejo de los manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México. En Yáñez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez A. L. (ed.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pp. 263-274). Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.

Walsh, G. E. (1974). Mangroves forest: a review. En Reinold R. J. & Queen, W. H. (Ed), *Ecology of Halophytes*. Nueva York, EE. UU: Academic Press. (pp. 51–174).