



INCREMENTO, ALOMETRÍA Y SOBREVIVENCIA DE PLÁNTULAS DE *Avicennia germinans* L. EN CÁRDENAS, TABASCO †

[GROWTH, ALLOMETRY AND SURVIVAL OF *Avicennia germinans* L. SEEDLINGS IN CARDENAS, TABASCO]

Leonardo Beltrán-Rodríguez¹, Facundo Sánchez-Gutiérrez^{2*}, Ángel Sol-Sánchez³, Ramiro Puc-Kauil⁴, Jonathan Hernández-Ramos⁵, Vicente Florencio Vásquez-Cortez⁶, Cesar Orlando Pozo-Santiago² and Francisco Montoya-Reyes⁵

¹Laboratorio de Etnobotánica Ecológica, Jardín Botánico, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. de México, México. C.P. 04510. Email. leonardo.beltran@ib.unam.mx

²Facultad Maya de Estudios Agropecuarios, Universidad Autónoma de Chiapas, México, Carretera Catazajá-Palenque km 4, C.P. 29980, Catazajá, Chiapas, México. Email. agrofor03@gmail.com, biolcops@hotmail.com

³Colegio de Postgraduados, Campus Tabasco, Periférico Carlos A. Molina S/N, km 3.5, Cárdenas, Tabasco, México. C. P. 86500. Email. sol@colpos.mx

⁴Instituto Tecnológico Superior de Venustiano Carranza, Av. Tecnológico, Col. El Huasteco, Ciudad Lázaro Cárdenas, Puebla, México. C.P. 73049. Email. ramiro.selvastropicales@gmail.com

⁵Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Campo Experimental Chetumal. Km 25 Carretera Chetumal-Bacalar, Xul-Ha, Othón P. Blanco, Quintana Roo, México. C.P. 77930. Email. forestjonathanhdez@gmail.com; montoya.francisco@inifap.gob.mx

⁶Protectora de Bosques del Estado de México (PROBOSQUE), Rancho Guadalupe s/n, Conjunto SEDAGRO, Metepec, Edo. de México, México. C.P. 52148. Email. vasquezvicente26@gmail.com

*Corresponding author

SUMMARY

Background. The mangrove forest is a mixture of tree and shrub species which inhabit the coastal areas of the tropics and subtropics, around estuaries and coastal lagoons, near the mouths of rivers, with another different capacities than the tolerance of salinity. Despite its ecological and social importance, it is one of the ecosystems most threatened by changes in land use and climatic variations. **Objective.** Evaluate the increase in total height and basal diameter in the dry and rainy period in *Avicennia germinans* L. seedlings, from the nursery and from natural regeneration. **Methodology.** In ten sampling units (SU) the total height (At), basal diameter (Db) and the survival rate (%) of the reforested individuals were recorded. In each SU, three Sub-SU (SSU) were installed where only the first two attributes were recorded for natural repopulation. The measurements were carried out in three stages during one year (M1, M2 and M3). **Results.** The mean annual increase in reforestation was 1.14 cm in Db and 58.8 cm in At. SU 4 was the one that reported the greatest increase in Db (1.87 cm) and At (132.6 cm), while the lowest values were presented in SU 9. The growth relationship between Db and At was statistically significant ($p \leq 0.05$). Reforestation survival decreased from 73.2% to 52.7% during the evaluation period. The highest growth in Db, At and survival were in the SU's where the water flow is greater and with a canopy gap is larger. Natural regeneration had a lower mean annual increase in both Db (0.51 cm) and At (37.2 cm). **Implications.** This novel information provides the basis for the planning, management and conservation of *A. germinans* in the southeast of Mexico. **Conclusion.** The time of measurement and the ecological differences between sampling units significantly influence the dasometric increase of *A. germinans*. The reforested individuals show a greater annual increase in Db and At compared to those of natural regeneration.

Key words: black mangrove; growth models; dasometric increment; reforestation; natural regeneration; survival rate.

RESUMEN

Antecedentes. El bosque de manglar es una mezcla de especies arbóreas y arbustivas que habitan en las zonas costeras de los trópicos y subtrópicos, alrededor de esteros y lagunas costeras, cerca de las desembocaduras de ríos, con capacidades diferentes a la tolerancia de la salinidad. A pesar de la importancia ecológica y social es uno

† Submitted December 8, 2021 – Accepted June 9, 2022. <https://doi.org/10.56369/tsaes.4132>



de los ecosistemas más amenazados por los cambios en el uso suelo y por las variaciones climáticas. **Objetivo.** Evaluar el incremento en altura total y diámetro basal en el periodo de sequía y de lluvia en plántulas de *Avicennia germinans* L., procedentes de vivero y de repoblación natural. **Metodología.** En diez unidades de muestreo (UM) se registró la altura total (At), diámetro basal (Db) y la tasa de sobrevivencia (%) de los individuos reforestados. En cada UM se instalaron tres Sub-UM (SUM) donde sólo se registraron los primeros dos atributos para la repoblación natural. Las mediciones se realizaron en tres etapas durante un año (M1, M2 y M3). **Resultados.** El incremento medio anual de la reforestación fue de 1.14 cm en Db y 58.8 cm en At. La UM 4 fue la que reportó mayor aumento en Db (1.87 cm) y At (132.6 cm), mientras que los menores valores se presentaron en la UM 9. La relación de crecimiento entre el Db y At fue estadísticamente significativa ($p \leq 0.05$). La sobrevivencia de la reforestación disminuyó de 73.2% a 52.7% durante el periodo de evaluación. El mayor crecimiento en Db, At y sobrevivencia fueron en las UM donde el flujo de agua es mayor y con un claro del dosel de mayor tamaño. La repoblación natural tuvo un menor incremento medio anual tanto en Db (0.51 cm) como en At (37.2 cm). **Implicaciones.** Esta novedosa información provee la base para la planificación, gestión y conservación de *A. germinans* en el sureste del país. **Conclusión.** La época de medición y las diferencias ecológicas entre unidades de muestreo influyen significativamente en el incremento dasométrico de *A. germinans*. Los individuos reforestados presentan mayor incremento en Db y At anual en comparación con los de repoblación natural. **Palabras clave:** mangle negro; modelos de crecimiento; incremento dasométrico; reforestación; repoblación natural; tasa de sobrevivencia.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial los manglares representan el 1 % de los bosques tropicales (Flores-Verdugo *et al.*, 2006), constituidos por 73 especies, diez de las cuales se concentran en el continente americano (González-Hernández *et al.*, 2016). Los países con mayor superficie son Indonesia (22.6 %), Australia (7.1 %) y Brasil (7 %); mientras que México representa el 5.4 % en superficie y ocupa el cuarto lugar entre los 125 países que poseen este ecosistema (Spalding *et al.*, 2010).

Los manglares en México se localizan en 17 estados y abarcan aproximadamente 764,486 ha (Troche-Souza *et al.*, 2016). En el estado de Tabasco se distribuyen cuatro especies de mangle: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* L., *Laguncularia racemosa* L. y *Conocarpus erectus* L. (Moreno *et al.*, 2002); todas están bajo protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2019 (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2011).

Los bosques de manglar están compuestos de árboles y arbustos tolerantes a condiciones diferentes de salinidad, por lo que se les conoce como individuos halófilos facultativos (Troche-Souza *et al.*, 2016). Se establecen y desarrollan en las planicies costeras de los trópicos y subtropicos, alrededor de esteros y lagunas costeras, cerca de las desembocaduras de ríos y arroyos (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013).

Los manglares almacenan más de 1,100 Mg de carbono por ha, superior a los bosques tropicales y templados con < 400 Mg ha⁻¹ (Donato *et al.*, 2011), por lo que se consideran los ecosistemas más productivos del planeta dada su rápida acumulación y descomposición de materia orgánica (Moreno *et al.*, 2002). Por otro lado, Hernández *et al.* (2016) mencionan que estos sistemas son fundamentales en las cadenas tróficas marinas y costeras. Además, son un elemento crucial para la protección de zonas costeras ante la erosión, tormentas tropicales y

huracanes (Troche-Souza *et al.*, 2016; Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2018).

A pesar de la importancia ecológica y social de los manglares, estos ecosistemas están amenazados por cambios en el uso de la tierra y por las variaciones climáticas (Hernández *et al.*, 2016). Las principales actividades causantes de la deforestación son la expansión de terrenos para la agricultura, ganadería, crecimiento urbano, granjas camaroneras, extracción ilegal de madera, plagas y enfermedades (Monroy-Torres *et al.*, 2014). Estas causas han propiciado que en México la superficie de manglar se haya reducido a una tasa anual del 2 % para la vertiente del Pacífico y del 2.8 % para el Golfo (Hernández *et al.*, 2016), en tanto que en los últimos 25 años se redujo el 10 % de su superficie a nivel nacional (Valderrama *et al.*, 2014).

A la fecha existe poca información sobre la estimación del incremento radial y las tasas de sobrevivencia de manglares, datos que permitirían sustentar planes de reforestación, conservación y aprovechamiento de estos recursos. De las investigaciones que sobresalen son las realizadas por Febles-Patrón *et al.* (2009) en Yucatán, donde mencionan que *A. germinans* tuvo mayor sobrevivencia e incremento en terrenos menos inundados y alta salinidad en comparación con *R. mangle*. Por su parte, González-Hernández *et al.* (2016) mencionan que la tasa de sobrevivencia de *A. germinans* en áreas reforestadas o de repoblación natural es mayor (67.5 %) en zonas de marea baja con respecto a las zonas inundadas (0 %).

Otros estudios sugieren que los árboles *A. germinans* crecen lento en altura y se bifurcan a temprana edad en áreas con salinidad elevada (Suárez y Medina, 2005). Además, esta especie tiene la capacidad de crecer en suelos muy salinos, cubiertos por unos pocos centímetros de agua continuamente estancada o inundados unas pocas veces por año (Yáñez-Espinosa *et al.*, 2009). En tanto que, la repoblación natural de *A. germinans* crece mejor en suelos bien

drenados, cercanos a tierra firme, y con los mayores valores promedio de sedimentación (Hoyos *et al.*, 2013).

Conocer la relación alométrica del crecimiento y la tasa de supervivencia de los mangles es crucial para establecer planes de gestión sostenible basados en datos numéricos en Cárdenas, Tabasco, México. Por ello, los objetivos de la presente investigación fueron: i) Evaluar el incremento en altura y diámetro en el periodo de sequía y de lluvias de plántulas de *A. germinans* procedentes de vivero y de repoblación natural, y ii) Determinar la tasa de supervivencia de *A. germinans* en sitios reforestados procedentes de vivero, en el periodo de sequía y lluvia. Dada las condiciones que requiere *A. germinans* para su crecimiento y supervivencia en las zonas costeras, se asume que las plántulas procedentes de plantaciones/vivero tenderán a lograr mayores tasas de incremento y una mayor tasa de supervivencia en la época de lluvias; esto se debe a que además de que proceden de un germoplasma con alta calidad fenotípica y genética, la época de lluvias le proveerá a las plántulas la humedad y nutrientes suficientes para su desarrollo, crecimiento y supervivencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción y ubicación del área de estudio

El estudio se realizó en el ejido Las Coloradas, Cárdenas, Tabasco, ubicado entre los paralelos 18°19' 48.55" N y 93°33' 3.59" O, a una altitud de 5 m (Sol-Sánchez *et al.*, 2015). El clima se clasifica como Am (f), cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, con temperatura y precipitación media anual de 26 °C y 2 643 mm, respectivamente. El tipo de suelo predominante es el Gleysol (González-Hernández *et al.*, 2016). La vegetación del área es bosque de manglar (Miranda y Hernández, 1963) con dominancia estructural del 99.6 % de *A. germinans*. En el 2010 y 2011 el área fue afectada por la plaga de la oruga *Anacamptodes* sp., la cual causó una mortalidad de alrededor del 57 % de los árboles (Sol-Sánchez *et al.*, 2015). Para la rehabilitación del sistema de manglar se reforestaron 50 ha en el año 2012 con plántulas de *A. germinans* producidas en vivero con una altura total (At, cm) ~30 cm.

Establecimiento y diseño de muestreo

Dentro del área reforestada, dos años después del disturbio, se instalaron sistemáticamente diez unidades de muestreo (UM) rectangulares 20 x 50 m (1000 m²) para el registro de plántulas procedentes de un vivero local ubicado en el ejido "Las Coloradas". Asimismo, en cada UM se trazaron aleatoriamente tres subunidades de muestreo (SUM) con dimensión de 2 x 2 m (4 m²) (González-Hernández *et al.*, 2016) para cuantificar la repoblación natural y describir las condiciones particulares de cada sitio. De manera que en cada

UM y SUM se midieron el diámetro basal (Db) y altura total (At) de las plantas reforestadas y de la repoblación natural de *A. germinans*. A las plantas se les registró su altura total (At) con un flexómetro (Stanley® FatMax® modelo H-1842) y el Db con vernier digital (Mitutoyo Digimatic MyCAL Absolute), cuatrimestralmente durante un año.

En las UM, se asumió la densidad inicial como el 100 % y se tomó como punto inicial el día de establecimiento (Hoyos *et al.*, 2013). Las mediciones se realizaron tres veces: la primera (M1) fue en la época de lluvias del 2012; la segunda (M2) fue en la temporada de sequía en el 2013 y la tercera (M3) fue durante las lluvias en el año 2013. De modo que, la primera, segunda y tercera medición se realizaron después de cuatro, ocho y 12 meses después de establecidas (González-Hernández *et al.*, 2016). Lo anterior con la finalidad de conocer si las épocas del año influyen en el crecimiento de las plántulas de *A. germinans*, procedentes de vivero y de repoblación natural.

Análisis de los datos

A las plántulas procedentes de vivero y las originadas por repoblación natural, se les midió el incremento en At (ΔAt) y Db (ΔDb) en cada temporada de medición, así como el crecimiento total anual. Para conocer si existen diferencias en el incremento anual, definido como la diferencia entre dos mediciones de un mismo individuo en tiempos distintos, tanto en ΔAt anual y ΔDb anual entre plántulas de reforestación y regeneración natural, así como entre épocas de medición, se utilizó un análisis de varianza y como prueba *post hoc* una comprobación de medias de Tukey, a un nivel de confiabilidad del 95%. Previo a ello, se comprobó la normalidad y homocedasticidad de los datos (Infante y Zárate, 1990).

Para determinar si existen diferencias en el crecimiento tanto del At como del Db de las plantas por los posibles efectos de las condiciones ambientales de los sitios donde crecen (Tabla 1), se utilizó el modelo de crecimiento tipo Schumacher (1):

$$At = a \cdot e^{(-b \cdot Db^{-1})} \quad (1)$$

Donde At es la altura total, *a* y *b* son los parámetros a estimar con una interpretación biológica que puede describir con mayor detalle los resultados (Schumacher y Hall, 1933).

El modelo se ajustó aplicando la técnica de modelos de efectos mixtos (MEM), utilizando las procedencias de las UM para identificar las diferencias por sitio que pueden influir en este parámetro cuantitativo independientemente de su procedencia, en donde se incluyó la covariable de sitio para observar las diferencias en la relación alométrica que puedan tener esas plantas evaluadas (Hernández-Ramos *et al.*, 2020).

Tabla 1. Descripción de las características ecológicas representativas de cada unidad de muestreo.

UM	Distancia a cuerpo de agua	Claros en el dosel	Flujo de agua	Estancamiento de agua
UM1	≥150 m	30%	Nulo	Hasta por seis meses al año, con un nivel de profundidad 20 a 50 cm
UM2	≥150 m	50%	Nulo	Hasta por seis meses al año, con un nivel de profundidad 20 a 50 cm
UM3	≥100 m	55%	Intermedio	Mínimo, inundado por dos meses, con un nivel de profundidad menos a 20 cm
UM4	20-50 m	88%	Alto	Nulo
UM5	70-120 m	40%	Nulo	Hasta por seis meses al año, con un nivel de profundidad 20 a 50 cm
UM6	≥100 m	60%	Intermedio	Mínimo, inundado por dos meses, con un nivel de profundidad menos a 20 cm
UM7	20-50 m	90%	Alto	Nulo
UM8	20-50 m	95%	Alto	Nulo
UM9	≥150 m	35%	Nulo	Hasta por seis meses al año, con un nivel de profundidad 20 a 50 cm
UM10	≥150 m	48%	Nulo	Hasta por seis meses al año, con un nivel de profundidad 20 a 50 cm

El ajuste de MEM se realizó en el programa estadístico R (Stegmann *et al.*, 2018) al asumir que las condiciones de sitio determinan la asíntota del modelo o altura máxima que pueden alcanzar las plantas (parámetro a). La inclusión del efecto aleatorio (sitio) se expresa en el siguiente modelo (2)

$$A_t = (a + a_i) \cdot e^{(-b \cdot D_b^{-1})} \quad (2)$$

Donde a_i es el parámetro aleatorio de cada condición de crecimiento (Hernández-Ramos *et al.*, 2019), asumiendo que cada sitio propicia condiciones particulares de desarrollo debido a la distancia que guardan con respecto al cuerpo de agua. Cabe precisar que el MEM es una alternativa eficiente que rompe la autocorrelación entre medidas repetidas al corregir mediante una estructura de la matriz de varianzas y covarianzas de los residuos en datos intrínsecamente correlacionados de forma temporal o espacial (Littell *et al.*, 2006); por lo que representan una ventaja analítica para el tipo de datos generados en el presente estudio.

Con respecto a la tasa de sobrevivencia, como se mencionó inicialmente, esta variable sólo se midió en las plantas reforestadas debido a que son las más susceptibles a cambios ambientales o a condiciones de crecimiento una vez establecidas fuera de vivero (Febles-Patrón *et al.*, 2009). La densidad inicial de la plantación fue de 833 plantas ha^{-1} , que representan 83 individuos por UM (1 000 m^2). La tasa de sobrevivencia se calculó a partir del modelo propuesto (3) por (Sheil *et al.*, 1995) y modificada para los fines de esta investigación (3):

$$S = \left[1 - \left[1 - \frac{(N0 - N1)}{N0} \right]^{1/t} \right] * 100 \quad (3)$$

Donde: S = la tasa de sobrevivencia cuatrimestral, $N0$ = número de individuos registrados en el primer

censo, $N1$ = número total de individuos que murieron entre el pasado censo y el actual y, t = tiempo (en meses) entre el primero y el último censo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Incremento en altura de plántulas reforestadas

El incremento en altura promedio anual (ΔA_t anual) fue de 58.8 $cm \text{ año}^{-1}$, tasa de crecimiento superior a los 41.9 cm promedio en dos años registrados para *A. germinans* en la Ciénaga de Chabihau, Yucatán (Febles-Patrón *et al.*, 2009; González-Hernández *et al.*, 2016). De igual manera, el ΔA_t anual en el presente estudio para *A. germinans* fue mayor a los 26 $cm \text{ año}^{-1}$ y 27.3 cm en ocho meses para la misma especie y para *R. mangle* en la región del Caribe de Colombia (Rodríguez-Ramírez *et al.*, 2004).

Por su parte, González-Hernández *et al.* (2016) encontraron una altura promedio de 27.6 cm en diez meses posteriores al establecimiento, en donde el mayor crecimiento registrado fue en áreas de marea baja. Además, la dinámica en la respuesta observada para el crecimiento de altura está dada por las concentraciones de salinidad, ya que a mayor cantidad de sales el incremento en altura es menor, debido a que se afecta significativamente el área foliar de las plantas, lo cual fisiológicamente disminuye la capacidad fotosintética y la transpiración (Yáñez-Espinosa *et al.*, 2009). Es posible que las diferencias encontradas entre estos estudios podrían deberse al lugar en donde las plantas fueron tratadas en sus primeros días de crecimiento, que en nuestro caso fue en vivero.

Esta respuesta de las plántulas juega un papel importante en el crecimiento y sobrevivencia de las mismas, ya que asemeja las condiciones ambientales del lugar en donde se llevó a cabo la reforestación, en comparación con el resto, que obedece a

individuos silvestres. También, las diferencias podrían explicarse por las variaciones ambientales entre sitios de estudio, debido a que se observó que tanto la temperatura como la precipitación podrían estar relacionadas directamente con el crecimiento de *A. germinans*, dado que precisamente en los periodos de mayor precipitación y menor temperatura se registraron las mayores tasas de incremento en altura total.

Sin embargo, los resultados de este trabajo son menores a los reportados para *R. mangle* en Chiapas, dado que se indican crecimientos de 65 cm de altura en 8.4 meses (Reyes y Tovilla, 2002). Estas diferencias también podrían explicarse debido a que *R. mangle* y *L. racemosa* son especies con mayor velocidad de crecimiento en comparación con *A. germinans* (Domínguez-Domínguez et al., 2011).

El incremento en altura de *A. germinans* fue estadísticamente diferente ($P \leq 0.05$) entre el periodo de sequía y de lluvias. Específicamente, el mayor incremento se presentó en M1 con 35.9 cm a los 4 meses, mientras que el menor en M3 con 7.5 cm a los 12 meses. El alto valor en M1 se asume que es una respuesta a la precipitación, que fue de 420 mm promedio para esa época, mientras que en la M3 la precipitación fue de 28 mm promedio. Las UM4, 7 y 8 registraron el mayor incremento en altura promedio anual (Tabla 2), lo cual se adjudica a que se instalaron cerca (< 50 m) de la laguna, en donde el flujo de agua es mayor; además de que el tamaño de los claros también incrementó, lo que permitió la entrada de mayor cantidad de luz directa a las plántulas (Tabla 1).

Este resultado coincide con el estudio de González-Hernández et al. (2016), quienes reportaron mayor crecimiento de *A. germinans* en áreas de marea baja, con mayor radiación solar y en las épocas de lluvia. Valdez (2002) registró repoblación continua en

rodas cosechados de *L. racemosa*, misma que atribuyó a la mayor incidencia de luz derivada de claros en el dosel. No obstante, la luz no es el único factor que interviene en el crecimiento de los manglares (Hoyos et al., 2013), debido a que la alta salinidad también puede reducir el crecimiento en altura total y el área foliar de las plantas (Yáñez-Espinosa et al., 2009). López-Hoffman et al. (2007) mencionan que la alta salinidad del agua suele restringir el crecimiento de las plántulas de *A. germinans*, independientemente de que cuenten con alta disponibilidad de luz.

Por el contrario, las UM (1, 2, 5, 9 y 10) que se establecieron distantes de la laguna y que tuvieron menor flujo de agua presentaron sitios con agua estancada durante varias semanas (hasta seis meses al año) (Tabla 1), la cual pudo sobrecalentarse por las altas temperaturas, provocando problemas en crecimiento; o bien, la muerte total de las plántulas. *A. germinans* se desarrolla en áreas con bajos niveles de inundación o donde el agua no permanece por mucho tiempo (Spalding et al., 2010), como fueron las UM 3 y 6. Si bien la tasa de crecimiento y sobrevivencia de *A. germinans* disminuye a mayores niveles de inundación, es una especie que también puede resistir flujos con mínima presencia de agua, lo cual explicaría las diferencias entre UM registradas en este estudio (Tabla 2).

Dinámica del crecimiento en diámetro basal de plántulas reforestadas

El incremento anual promedio de Db (Δ Db anual) fue 1.14 cm, mientras que para las tres mediciones fueron de 0.16 cm, 0.82 cm y 0.16 cm para M1, M2 y M3, respectivamente. González-Hernández et al. (2016) reportaron mayor crecimiento para *A. germinans* en zonas de marea baja, con 0.5 cm en 10 meses, mientras que en zonas inundadas 0.2 cm.

Tabla 2. Incrementos en altura total (At) y diámetro basal (Db) en diez unidades de muestreo (UM1-UM10) y para tres épocas de medición (M1, M2 y M3) en manglares reforestados de *Avicennia germinans* en Cárdenas, Tabasco, México.

UM	M1		M2		M3		Δ Anual (cm)		Total (cm)	
	Δ At	Δ Db	Δ At	Δ Db	Δ At	Δ Db	At	Db	At	Db
UM1	31.5 ± 1.7 b	0.12 ± 0.01 bc	12.4 ± 1.3 bc	0.73 ± 0.05 bc	1.9 ± 0.6 a	0.15 ± 0.08 abc	45.7 ± 3.0 bc	1.0 ± 0.04 bc	75.7 ± 1.6 bc	1.15 ± 0.04 bc
UM2	35.4 ± 1.5 bc	0.12 ± 0.01 bc	10.1 ± 1.2 bc	0.7 ± 0.05 bc	5.2 ± 0.5 bc	0.11 ± 0.06 bc	50.7 ± 2.1 c	0.93 ± 0.04 c	80.7 ± 1.4 cd	1.08 ± 0.04 bc
UM3	30.9 ± 1.5 b	0.17 ± 0.01 d	16.7 ± 1.1 bc	0.88 ± 0.05 de	17.3 ± 0.5 e	0.17 ± 0.06 cd	64.8 ± 2.1 c	1.22 ± 0.04 cd	94.8 ± 1.5 cd	1.37 ± 0.04 cd
UM4	69.5 ± 1.2 e	0.28 ± 0.01 e	26.0 ± 1.0 e	1.15 ± 0.04 f	7.0 ± 0.4 cd	0.29 ± 0.05 ef	102.6 ± 1.9 e	1.72 ± 0.03 f	132.6 ± 1.3 f	1.87 ± 0.03 e
UM5	23.8 ± 2.1 b	0.11 ± 0.02 b	8.0 ± 1.9 b	0.61 ± 0.08 b	3.3 ± 0.7 ab	0.04 ± 0.03 ab	35.2 ± 2.6 b	0.76 ± 0.05 ab	65.2 ± 1.8 b	0.91 ± 0.05 b
UM6	33.0 ± 2.2 b	0.17 ± 0.02 d	24.4 ± 1.6 cd	0.98 ± 0.07 e	8.3 ± 0.6 d	0.12 ± 0.08 d	65.6 ± 2.6 c	1.27 ± 0.04 cd	95.6 ± 1.8 d	1.42 ± 0.05 d
UM7	53.6 ± 1.7 d	0.27 ± 0.01 e	24.9 ± 1.2 cd	1.15 ± 0.05 f	9.3 ± 0.4 d	0.23 ± 0.05 de	87.8 ± 2.1 d	1.65 ± 0.04 f	117.8 ± 1.4 e	1.80 ± 0.04 e
UM8	47.5 ± 1.4 cd	0.16 ± 0.01 cd	21.3 ± 1.1 d	0.95 ± 0.04 e	8.6 ± 0.4 d	0.23 ± 0.05 de	77.5 ± 1.9 d	1.34 ± 0.03 cd	107.5 ± 1.3 e	1.49 ± 0.03 d
UM9	04.3 ± 1.5 a	0.04 ± 0.02 a	1.9 ± 1.2 a	0.35 ± 0.9 a	9.5 ± 1.4 d	0.08 ± 0.04 a	15.6 ± 3.0 a	0.47 ± 0.05 a	45.6 ± 2.1 a	0.62 ± 0.05 a
UM10	29.8 ± 2.1 b	0.18 ± 0.01 d	8.1 ± 1.2 b	0.67 ± 0.05 cd	4.8 ± 0.5 bc	0.18 ± 0.06 bcd	42.7 ± 2.6 bc	1.03 ± 0.03 bc	72.7 ± 1.5 bc	1.18 ± 0.04 cd

Δ A: incremento en altura, Δ Db: incremento en diámetro basal, Δ Anual: incremento anual, media \pm error estándar (EE), medias con letra diferente entre filas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

Esta variabilidad en los ritmos de crecimiento radial entre estudios podría explicarse tanto por el efecto competitivo interespecífico como por la respuesta endógena de cada especie, pues si bien en nuestro trabajo los rodales fueron monoespecíficos, en el estudio de González-Hernández *et al.* (2016) se trató con rodales mixtos. En este último caso, el menor valor de crecimiento diamétrico de algunas especies estaría influenciado por su capacidad de competencia vertical, pues tienden a ser suprimidos, por lo que su crecimiento en altura es menor y en consecuencia los recursos energéticos para el desarrollo secundario lo son también.

Por el contrario, *A. germinans* se distribuye en sitios con alta salinidad en donde generalmente no compite con otras especies, por lo que es un recurso estructuralmente dominante que puede desarrollarse casi sin restricciones nutrimentales y de espacio de crecimiento. Las UM 3, 4, 6, 7 y 8 mostraron mayor incremento en Db anual, mismas UM que registraron mejor crecimiento en altura (Tabla 2). De hecho, hubo una relación positiva entre el crecimiento en diámetro con la altura al realizar un análisis de correlación de Pearson ($p = 4.251E^{-07}$ y $r = 0.964$).

La relación alométrica mediante el modelo de crecimiento con la aplicación de los MEM explicó el 56.29 % de la variabilidad muestral con una desviación de 2.58 cm en toda la población, además, todos sus parámetros fueron significativos ($p \leq 0.05$) (Tabla 3).

Al modelar la relación alométrica promedio utilizando los valores del ajuste por MEM y los parámetros específicos para cada unidad de muestreo, se observaron diferencias en el crecimiento de las plantas por unidad de muestreo (Figura 1), lo cual ratifica que las condiciones ambientales y topográficas en donde se desarrollan las plantas son determinantes para su crecimiento (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2018).

Además, al utilizar los parámetros específicos por cada UM se pudo observar que, mientras en la UM 9 se tiene un incremento promedio de 31 cm en At por cada cm que aumenta el Db (índice de esbeltez: At/Db), en el sitio 4 es de 65 cm (Figura 1), situación que en términos de crecimiento indica que es el lugar con mayor desarrollo de la planta. Sin embargo, en términos de resistencia mecánica contra vientos de huracanes, no podría ser tan deseable.

Tabla 3. Parámetros y coeficientes estadísticos obtenidos bajo el ajuste de modelos de efectos mixtos para la relación At-Db en *Avicennia germinans*.

Parámetro	Estimador	Error estándar	Valor <i>t</i>	<i>p</i> -value	<i>R</i> ²	RCME
<i>a</i>	104.58909	7.065673	14.80242	<0.001	0.5629	2.581
<i>b</i>	0.16886	0.007945	21.25388	<0.001		

Variables de bondad de ajuste: *R*², coeficiente de determinación; RCME, raíz del cuadrado medio del error.

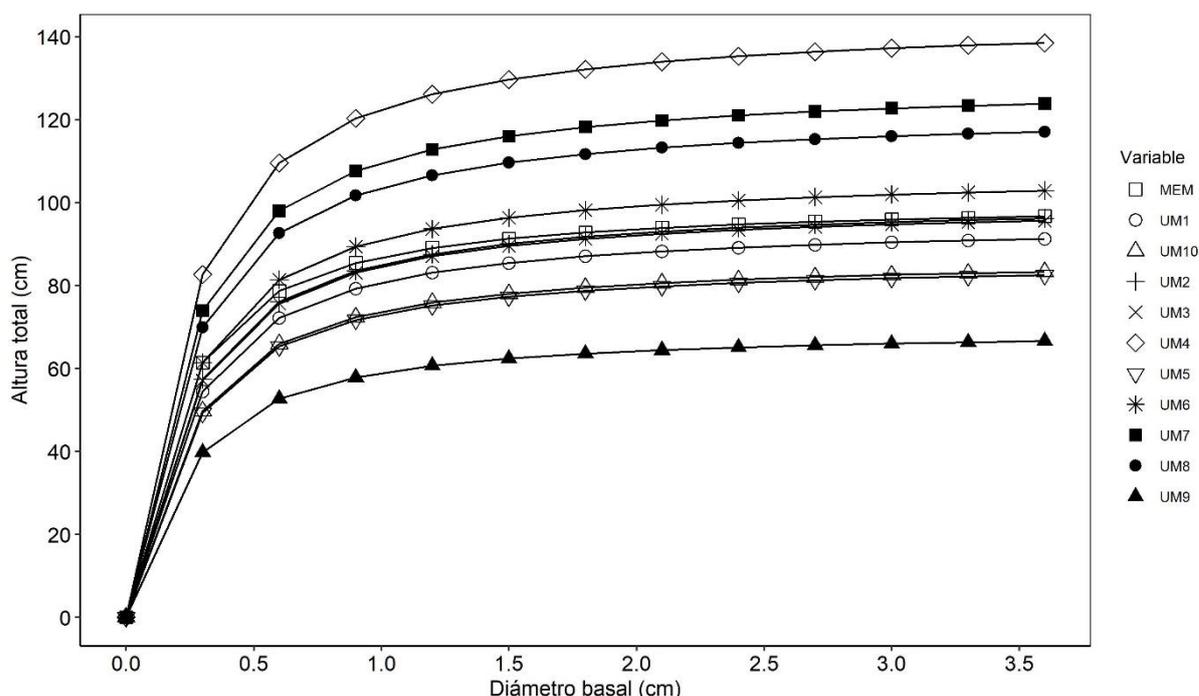


Figura 1. Relación alométrica (At-Db) de plantas reforestadas de *Avicennia germinans* en Cárdenas, Tabasco, México en 10 unidades de muestreo (UM): a-j:UM1-UM10, crecimiento proyectado con modelo de efectos mixtos.

Tasa de sobrevivencia de plántulas reforestadas

En la M1, 2 y 3 se registraron 591, 511 y 438 individuos de *A. germinans*, lo que representó una tasa de sobrevivencia del 73.2 %, 62 % y 52.7 % respectivamente. Las UM que presentaron mayor porcentaje de sobrevivencia son las mismas donde se presentó mayor crecimiento en Db y At, por las condiciones ya mencionadas (Tabla 4). Los hallazgos del presente trabajo fueron similares con el estudio de Febles-Patrón *et al.* (2009) en Yucatán, quienes registraron una tasa de sobrevivencia de 45.7%, la cual asocian a su presencia en terrenos menos inundados, como los apreciados en las UM 3, 4, 6, 7 y 8 del presente estudio (Tabla 1). En contraste, mostraron una relación inversa en la tasa de sobrevivencia con respecto a lo demostrado por Pérez-Ceballos *et al.* (2017), quienes registraron que la cantidad de individuos en los sitios dentro del área de restauración aumentó con el transcurso del tiempo.

Tabla 4. Sobrevivencia de plantas reforestadas de *Avicennia germinans* en tres épocas de medición (M1, M2 y M3) en diez unidades de muestreo (UM) en Cárdenas, Tabasco, México.

Unidades de muestreo (UM)	Mediciones				Tasa sobrevivencia (%) anual
	0	1	2	3	
1	83	58	51	30	36.1
2	83	71	62	49	59.0
3	83	68	64	46	55.4
4	83	79	79	79	95.2
5	83	45	22	19	22.9
6	83	36	31	26	31.3
7	83	64	62	61	73.5
8	83	82	78	77	92.8
9	83	35	9	5	6.0
10	83	53	53	46	55.4
Promedio	83	59.1	51.1	43.8	52.8
Total	830	591	511	438	52.8

Este mismo patrón se mantuvo en los trabajos de Tovilla *et al.* (2004) en Chiapas, quienes reportan un menor porcentaje (75.5 %) a los 8.8 meses después de la siembra. De igual forma, Reyes y Tovilla (2002) encontraron una sobrevivencia del 98.5% a los 8 meses posterior a la siembra en *R. mangle*; en tanto que Toledo *et al.* (2001) observaron un 74% de sobrevivencia a los dos años de establecida la reforestación de *A. germinans* en Baja California Sur, México.

Además, González-Hernández *et al.* (2016) en Cárdenas, Tabasco, reportaron una sobrevivencia de 67.7 % en zonas de marea baja y 0% en una zona inundada en plantaciones reforestadas. Esto sugiere que debido al calentamiento global el nivel del mar se eleva e invade los sitios en los que se encuentra creciendo *A. germinans*, la salinidad podría afectar su eficiencia en la conducción hidráulica, ocasionando disminución en su crecimiento y sobrevivencia en etapa de plántula (Yáñez-Espinosa *et al.*, 2009; González-Hernández *et al.*, 2016). De hecho, como lo mencionan Hoyos *et al.* (2013) para poblaciones regeneradas naturalmente, la salinidad aunada a la precipitación podría afectar la distribución y sobrevivencia de las plántulas.

La variabilidad del porcentaje de sobrevivencia previamente expresada se puede explicar por la profundidad y preparación de suelo, edad, y duración de la inundación (Pérez-Ceballos *et al.*, 2017), además del tamaño de los claros del dosel, debido a que *A. germinans* se considera intolerante a la sombra (Hoyos *et al.*, 2013). La sobrevivencia del mangle negro en áreas reforestadas o de repoblación natural es favorecida en el corto tiempo de inundación, ya que no tolera largos periodos por la escasez de neumatóforos (González-Hernández *et al.*, 2016). La repoblación de *A. germinans* rara vez sobrevive más de seis meses bajo adultos congéneres o hetero-específicos, de manera que la mayor sobrevivencia se asocia con la disponibilidad de luz y precipitación (Hoyos *et al.*, 2013).

Repoblación natural

En la M1 se registró un total de 170 individuos (14,167 plantas ha⁻¹) con Db promedio de 0.1 cm y At promedio de 14 cm, en la M2 se contabilizaron 288 plantas (24 000 individuos ha⁻¹) con Db promedio de 0.4 cm y 39 cm de altura total, mientras que en la M3 se reportaron 174 individuos (14 500 individuos ha⁻¹) con 0.53 cm de Db y 47.9 cm de altura.

Estas diferencias entre mediciones y UM podrían estar influenciadas por el daño a propágulos y plántulas por cangrejos o por desecación por la alta intensidad de rayos de luz que recibieron, tal como fue reportado por Valdez (2002), quien además registró una repoblación irregular en sitios similares a este trabajo. Así mismo, las zonas inundadas y con libre fluidez del agua no son idóneas para la sobrevivencia de *A. germinans*, debido a que es una especie que se desarrolla en suelos bien drenados pero cercanos a tierra firme (González-Hernández *et al.*, 2016; Pérez-Ceballos *et al.*, 2017). Además de que se ha determinado que la acumulación de sales en los sitios donde se acumula el agua afecta el crecimiento y sobrevivencia tanto de las plantas reforestadas como de repoblación natural (Benfield *et al.*, 2005; Hoyos *et al.*, 2013).

Tabla 5. Incrementos de altura total (At) y diámetro basal (Db) en tres épocas de medición (M1, M2 y M3) dentro de 30 sub-unidades de muestreo (SUM) dispuestas en manglares con repoblación natural de *Avicennia germinans* en Cárdenas, Tabasco, México.

SUM	M1		M2		M3		Total (cm)	
	At	Db	At	Db	At	Db	At	Db
SUM 1-3 (UM1)	7.8 ± 0.8 b	0.05 a	30 ± 1.2 b	0.2 a	15 ± 0.2 a	0.08 ± 0.0 a	15 ± 0.2 a	0.08 ± 0.0 a
SUM 4-6 (UM2)	4.1 ± 1.0 a	0.05 a	20 ± 1.0 a	0.1 a	0	0	0	0
SUM 7-9 (UM3)	20 ± 1.2 c	0.1 a	40 ± 1.5 c	0.5 a	80 ± 1.0 f	1.6 ± 0.2 f	80 ± 1.0 f	1.6 ± 0.2 f
SUM 10-12 (UM4)	70 ± 1.0 d	1.0 a	30 ± 1.3 b	0.3 a	60 ± 1.2 e	0.9 ± 0.1 e	60 ± 1.2 e	0.9 ± 0.1 e
SUM 13-15 (UM5)	0	0	20 ± 1.1 a	0.1 a	0	0	0	0
SUM 16-18 (UM6)	0	0	30 ± 1.6 b	0.2 a	50 ± 0.9 d	0.7 ± 0.0 c	50 ± 0.9 d	0.7 ± 0.0 c
SUM 19-21 (UM7)	10 ± 0.9 b	0.07 a	40 ± 1.7 c	0.5 a	50 ± 1.0 d	0.8 ± 0.0 d	50 ± 1.0 d	0.8 ± 0.0 d
SUM 22-24 (UM8)	20 ± 0.7 c	0.1 a	40 ± 1.2 c	0.5 a	48 ± 1.2 c	0.7 ± 0.0 c	48 ± 1.2 c	0.7 ± 0.0 c
SUM 25-27 (UM9)	10 ± 1.9 b	0.1 a	20 ± 1.2 a	0.1 a	32 ± 1.0 bc	0.3 ± 0.0 b	32 ± 1.0 bc	0.3 ± 0.0 b
SUM 28-30 (UM10)	0	0	30 ± 1.5 b	0.3 a	50 ± 1.2 d	0.7 ± 0.0 c	50 ± 1.2 d	0.7 ± 0.0 c

At: altura total, Db: diámetro basal, media ± error estándar (EE), medias con letra diferente entre filas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

En la M3 la densidad de plántulas disminuyó en un 60.4% debido a las altas temperaturas en los meses de abril y mayo. De modo que la insolación y las lluvias son factores importantes para la repoblación y sobrevivencia de las plántulas. Los resultados de este estudio fueron superiores a lo reportado por Kairo *et al.* (2002) en Kenya, África, al registrar 461 individuos ha^{-1} de *R. mucronata* Lamk. Los mismos autores señalaron que la baja densidad se debió a la falta de un manejo silvícola.

En el presente estudio no se evaluó el efecto de algún tratamiento silvícola, debido a que las plantas están en proceso de crecimiento y desarrollo. Sin embargo, es importante reconocer que la aplicación de algún tratamiento silvícola podría beneficiar la repoblación de *A. germinans*, ya que la mayor densidad de repoblación que se registró se debió por el tamaño de los claros generados un par de años atrás por la plaga de *Anacamptodes* sp., lo que favoreció el desarrollo de nuevas especies intolerantes a la sombra (Tabla 1).

Como lo han planteado algunos autores (Febles-Patrón *et al.*, 2009; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2011), *A. germinans* es poco tolerante a la sombra y requiere de espacios abiertos para desarrollarse, particularmente en terrenos poco inundables, como los observados en las áreas de repoblación natural. En contraste, aun cuando en todos las UM del presente estudio hubo presencia de luz directa, ésta no favoreció la sobrevivencia de las plántulas reforestadas ni de repoblación natural debido a los largos periodos de inundación, tal como fue observado también por González-Hernández *et al.* (2016).

Al realizar una comparación entre los resultados de la tabla 2 y 5, se tiene que el incremento en Db y At de las plantas de repoblación natural fueron menores

en comparación de los individuos plantados, posiblemente porque provienen de vivero y en las primeras etapas de desarrollo fueron fertilizadas. Por lo tanto, el éxito de la reforestación depende principalmente de la calidad de la planta producida en el vivero (Carmona-Díaz, 2010).

CONCLUSIONES

La época de medición y las diferencias ecológicas entre unidades de muestreo influyen significativamente en el incremento dasométrico de *A. germinans*. Los individuos de reforestados presentan mayor incremento en Db y At anual en comparación con los de repoblación natural, posiblemente debido a que los primeros provienen de viveros en donde se les aplican los cuidados y nutrimentos necesarios para su buen crecimiento y desarrollo.

El mayor crecimiento en Db y At se registra en las UM instaladas cerca de las lagunas, donde el flujo de agua es mayor y no permanece inundada por varios meses, ya que *A. germinans* no soporta inundación por mucho tiempo en las primeras etapas de su crecimiento.

Los individuos producidos en vivero y utilizados para reforestación presentan una tasa de mortalidad decreciente en el tiempo, la cual no disminuye abruptamente entre periodos de medición posiblemente debido a que las raíces están más desarrolladas y esto ayuda a soportar las variaciones climáticas adversas en campo.

La sobrevivencia y el incremento dasométrico del *A. germinans* se relacionan con la precipitación y temperatura, pero particularmente con las características ecológicas de los sitios. Los hallazgos

proveen la base para la planificación, gestión y conservación de *A. germinans* en el sureste del país.

Acknowledgement

The authors are grateful to anonymous peer reviewers who contributed their comments and suggestions from change to improve the structure and content of the final manuscript. Also, we thanks to the National Forestry Commission (CONAFOR) for the financial support provided for the development of this study. Finally, we thanks the ejido Las Coloradas, Cárdenas, Tabasco, for all the support and facilities for the development of this research.

Funding statement. Funding was obtained from the National Forestry Commission (CONAFOR).

Conflict of interest. The authors declare that they have no conflict of interest in carrying out this research.

Compliance with ethical standards. Due to the nature of the study this does not apply.

Data availability: Data are available with Facundo Sánchez Gutiérrez (agrofor03@gmail.com) upon reasonable request.

Author contribution statement (CRediT). **L. Beltrán-Rodríguez** – Data curation, Methodology, Formal analysis, Writing-original draft; **F. Sánchez-Gutiérrez** - Investigation, Supervision, Conceptualization, Funding acquisition, Validation, Writing-review & editing; **A. Sol-Sánchez** – Investigation, Supervision, Conceptualization, Funding acquisition, Validation, Writing-review & editing; **R. Puc-Kauil** - Writing-review & editing; **J. Hernández-Ramos** - Formal analysis, Writing-review & editing; **V. Vásquez-Cortez** - Writing-review & editing; **C. Pozo-Santiago** - Writing-review & editing; **F. Montoya-Reyes** - Writing-review & editing.

REFERENCIAS

- Benfield, S.L., Guzman, H.M. and Mair, J.M., 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *Journal of Environmental Management*, 76, pp. 263-276, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.02.004>
- Carmona-Díaz, G., 2010. *Informe Final de Evaluación de las Plantaciones de Mangles en el Sur de Veracruz, México. 2005-2010*. Comisión Nacional Forestal y Universidad Veracruzana. Convenios CONAFOR-UV. Xalapa, Veracruz, México. 91 pp.
- Domínguez-Domínguez, M., Zavala-Cruz, J. and Martínez-Zurimendi, P., 2011. *Manejo forestal sustentable de los manglares de Tabasco*. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental. Colegio de Postgraduados. Villahermosa, Tabasco, México. 137 p.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M. and Kanninen, M., 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, pp. 293-297, <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Febles-Patrón, J.L., Novelo-López, J. and Batllori-Sampedro, E., 2009. Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga costera semiárida de Yucatán, México. *Madera y Bosques*, 15, pp. 65-86, <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1531186>
- Flores-Verdugo, F.J., Agraz-Hernández, C.M. and Benítez-Pardo, D., 2006. Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. In: P. Moreno-Casasola, R. E. Presbarbosa y A. C. Travieso-Bello (eds.), *Estrategia para el Manejo Costero Integral: El Enfoque Municipal*. Xalapa, Veracruz, México. Instituto de Ecología A.C., Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, pp. 1093-1110.
- González-Hernández, L., Sol-Sánchez, A., Pérez-Vázquez, A. and Obrador-Olan, J.J., 2016. Sobrevivencia y crecimiento de mangle negro (*Avicennia germinans* L.) en plantaciones reforestadas y regeneración natural. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7, pp. 2769-2782, <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.445>
- Hernández-Ramos, J., Tamarit-Urias, J.C., García-Cuevas, X., Hernández-Ramos, A., Reynoso-Santos, R. and Reyes-Hernández, V., 2019. Modelos alométricos altura-diámetro para *Bucida buceras* (pukté) en Quintana Roo, México. *Bosque (Valdivia)*, 40, pp. 267-276, <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002019000300267>
- Hernández-Ramos, J., Valdez-Hernández, J.I., García-Cuevas, X., Quiñonez-Barraza, G., Reyes-Hernández, V.J. and Hernández-Ramos, A., 2020. Modelos altura-diámetro con efectos mixtos para *Lysiloma latisiliquum* (L) Benth. en Quintana Roo, México. *Madera y Bosques*, 26, e2622046, <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2622046>
- Hernández, M.G.I., Sol-Sánchez, A., Ruíz-Rosado, O., Valdez-Hernández, J.I., López-Collado, J.C. and Reta-Mendiola, J.L., 2016. Diagnóstico del proceso de reforestación en manglares de la costa de Tabasco. *Revista*

- Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7, pp. 2883-2894, <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i14.459>
- Hoyos, R., Urrego, L.E. and Lema, A., 2013. Respuesta de la regeneración natural en manglares del Golfo de Urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intra-anual. *Revista de Biología Tropical*, 61, pp. 1445-1461, <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v61i3.11971>
- Infante, G.S. and Zárate, L., 1990. *Métodos estadísticos: un enfoque multidisciplinario*. Editorial Trillas. D.F., México. 643 pp.
- Kairo, J.G., Dahdouh-Guebas, F., Gwada, P.O., Ochieng, C. and Koedam, N., 2002. Regeneration status of mangrove forests in Mida Creek, Kenya: a compromised or secured future?. *Ambio*, 31, págs. 562-568, <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.7.562>
- Littell, R., Milliken, G., Stroup, W., Wolfinger, R. and Schabenberger, O., 2006. SAS for mixed models. 2a ed. SAS Institute Inc. Cary, NC, EEUU. 795 pp.
- López-Hoffman, L., Anten, N.P., Martínez-Ramos, M. and Ackerly, D.D., 2007. Salinity and light interactively affect neotropical mangrove seedlings at the leaf and whole plant levels. *Oecologia*, 150, pp. 545-556, <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0563-4>
- Miranda, F. and Hernández, E.X., 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la sociedad Botánica de México*, 28, pp. 29-179, <https://doi.org/10.17129/botsoci.1084>
- Monroy-Torres, M., Flores-Verdugo, F. and Flores-de-Santiago, F., 2014. Crecimiento de tres especies de mangle subtropical en respuesta a la variabilidad en el hidropериodo en un tanque experimental. *Ciencias marinas*, 40, pp. 263-275, <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2455>
- Moreno, C.E., Guerrero, P.A., Gutiérrez, C.M.C., Ortiz, S.C.A. and Palma, L.D.J., 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques*, 8, pp. 115-128, <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801295>
- Pérez-Ceballos, R., Echeverría-Ávila, S., Zaldívar-Jiménez, A., Zaldívar-Jiménez, T. and Herrera-Silveira, J., 2017. Contribution of microtopography and hydroperiod to the natural regeneration of *Avicennia germinans* in a restored mangrove forest. *Ciencias Marinas*, 43, pp. 55-67, <https://doi.org/10.7773/cm.v43i1.2683>
- Reyes, C.M.A. and Tovilla, H.C., 2002. Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la Costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 8, pp.103-114, <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801294>
- Rodríguez-Ramírez, A., Nivia-Ruíz, J. and Garzón-Ferreira, J., 2004. Características estructurales y funcionales del manglar de *Avicennia germinans* en la bahía de Chengue (Caribe Colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 33, pp. 223-244, <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2004.33.0.256>
- Rodríguez-Zúñiga, M., Villeda Chávez, E., Vázquez-Lule, A., Bejarano, M., Cruz-López, A., Olgún, M. ... and Flores, R., 2018. *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México. 274 pp.
- Rodríguez-Zúñiga, M.T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A.D., Márquez-Mendoza, J.D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L. and Uribe-Martínez, A., 2013. *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad. México, D.F. 128 pp.
- Schumacher, F.X. and Hall, F.S., 1933. Logarithmic expression of the timber volume. *Journal of Agricultural Research*, 47, pp. 719-734.
- Sheil, D., Burslem, D.F. and Alder, D., 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 82, pp. 331-333, <https://doi.org/10.2307/2261571>
- Sol-Sánchez, A., Sánchez-Gutiérrez, F., Hernández-Melchor, G.I., Cornelio, L.F.Z., Gómez, O.S., Rivera, C. and Toruño, P.J., 2015. Volumen maderable de mangle negro (*Avicennia germinans* L.) impactado por herbivoría de Anacamptodes sp en Cárdenas Tabasco. *Revista Iberoamericana de Bioeconomía y Cambio Climático*, 1, pp. 115-133, <https://doi.org/10.5377/ribcc.v1i1.2145>
- Spalding, M., Kainuma, M. and Collins, L., 2010. *World Atlas of Mangroves*, Earthscan Publisher. London, UK. 336 pp.
- Stegmann, G., Jacobucci, R., Haring, J.R. and Grimm, K.J., 2018. Nonlinear mixed-effects modeling programs in R. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 25, pp. 160-165, <https://doi.org/10.1080/10705511.2017.1396187>
- Suárez, N. and Medina, E., 2005. Salinity effect on plant growth and leaf demography of the

- mangrove, *Avicennia germinans* L. *Trees*, 19, pp. 722-728, <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0001-y>
- Toledo, G., Rojas, A. and Bashan, Y., 2001. Monitoring of black mangrove restoration with nursery-reared seedlings on an arid coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 444, pp. 101-109, <https://doi.org/10.1023/A:1017552305401>
- Tovilla, H.C., Román, A.V., Simuta, G.M. and Linares, R.M., 2004. Recuperación del manglar en la Barra del Río Cahoacán en la costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 10, pp. 77-91.
- Troche-Souza, C., Rodríguez-Zúñiga, M., Velázquez-Salazar, S., Valderrama-Landeros, L., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, A ... and Ressler, R., 2016. *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo (1970/1980-2015)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F. 17 pp.
- Valderrama, L., Troche, C., Rodríguez, M.T., Marquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S ... and Ressler, R., 2014. Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands*, 34, pp. 747-758, <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0539-9>
- Valdez, J.I., 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*, 8, pp. 129-145, <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801296>
- Yáñez-Espinosa, L., Angeles, G., López-Portillo, J. and Bárrales, S., 2009. Variación anatómica de la madera de *Avicennia germinans* en la Laguna de la Mancha, Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 85, pp. 7-15, <https://doi.org/10.17129/botsoci.2298>