



DOI:<https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.1082>

Artículo

Propagación vegetativa del mangle (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn.) bajo condiciones de vivero

Vegetative propagation of mangrove (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn.) under nursery conditions

Benjamín Castillo Elías^{1*}, Herlinda Gervacio Jiménez¹ y José Ángel Vences Martínez¹

Abstract

This study was conducted in the Wildlife Conservation Management Unit called *Vivero El Manglar* located in *Acapulco* municipality, state of *Guerrero*, Mexico; the aim was to assess the asexual propagation efficiency by means of vegetative material through stakes of *Laguncularia racemosa* propagules at the nursery. The methodological technique of rooting stakes for the asexual propagation of mangroves was used; from the mother plants, 500 stakes between 50 and 100 cm long and of 5 to 10 cm in diameter were collected. 54 % survival was obtained in the propagation by this technique, with a small yield formation of apical shoots and adventitious roots. The number of buds was compared to the number of adventitious roots by the Kendall's Tau correlation test, obtaining a value of 0.062 and significance of $p = 0.200$ higher than $p > 0.05$, which suggests a very weak and little accepted positive correlation; which confirms with this statistical analysis that vegetative propagation through cuttings is not the most efficient for reproducing *L. racemosa* specimens under nursery conditions. To support the above analysis, the Friedman test was performed, with a 0.000 less than $p \leq 0.05$ as significance value, observing significant differences in interaction between the two variables. The present study showed that the asexual spread of *L. racemosa* had a regular efficiency, which makes it necessary to continue with both asexual and sexual reproduction experiments.

Key words: Rooting, stakes, mangroves, production of shoots, propagules, asexual reproduction.

Resumen

El presente estudio se realizó en la Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre denominada Vivero El Manglar en el municipio Acapulco, Guerrero, México. El objetivo fue evaluar la eficiencia de propagación asexual por medio de material vegetativo (estacas) como propágulos de *Laguncularia racemosa*. Se utilizó la técnica de enraizamiento de estacas para la propagación asexual de manglares; de las plantas madre, se recolectaron 500 estacas entre 50 y 100 cm de longitud y un diámetro de 5 a 10 cm. Se obtuvo 54 % de supervivencia en la propagación, pero con escasa formación de brotes apicales y de raíces adventicias. Se comparó el número de brotes con el de raíces adventicias mediante la prueba de correlación de *Tau de Kendall* de lo que resultó un valor de 0.062 y significancia de $p = 0.200$ mayor que $p > 0.05$, lo que indica correlación positiva muy débil y poco aceptable; se confirmó que la propagación vegetativa por estacas no es la más eficiente para reproducir ejemplares de *L. racemosa* en condiciones de vivero. Para dar soporte al análisis anterior, se realizó la prueba de *Friedman*, que dio un valor de significancia de 0.000 inferior a $p \leq 0.05$, y se observaron diferencias significativas de interacción entre ambas variables. El presente estudio demostró que la propagación asexual de *L. racemosa* tuvo una eficiencia regular, por lo que será necesario dar continuidad con experimentos de reproducción asexual y sexual.

Palabras clave: Enraizamiento, estacas, manglares, producción de brotes, propágulos, reproducción asexual.

Fecha de recepción/Reception date: 21 de febrero de 2021

Fecha de aceptación/Acceptance date: 11 de agosto de 2021

¹Universidad Autónoma de Guerrero, México.

*Autor para correspondencia; correo-e: bcastilloelias@gmail.com

Introducción

En muchos bosques tropicales estacionalmente secos (SDTF, por su acrónimo en inglés) de la zona Neotropical, los huracanes son eventos de disturbio importantes. Se ha documentado cómo afectan la estructura del bosque, las condiciones ambientales y las interacciones bióticas (Whigham *et al.*, 1991; Zimmerman *et al.*, 1994; Koptur *et al.*, 2002; Van Bloem *et al.*, 2003; Angulo-Sandoval *et al.*, 2004; Bonilla-Moheno, 2012; Jiménez-Rodríguez *et al.*, 2018; Stan y Sánchez-Azofeifa, 2019). Varios autores citan que las tasas de crecimiento de los árboles supervivientes aumentan después de los huracanes (Whigham *et al.*, 1991; Tanner y Bellingham, 2006; Tanner *et al.*, 2014). Este incremento en el crecimiento de las plantas, probablemente, se deba a la precipitación extra estacional que caracteriza a dichos fenómenos meteorológicos, lo que es importante para los ecosistemas con agua restringida (Parker *et al.*, 2018).

En Jamaica, Tanner y Bellingham (2006) observaron que las tasas de crecimiento del diámetro del tallo aumentaron durante la década del huracán Gilberto, y que la tasa de crecimiento se duplicó en la década posterior. En Yucatán, Whigham *et al.* (1991) también registraron que durante el primer año después de ese huracán, el crecimiento relativo del diámetro de la mayoría de las especies fue mayor que el crecimiento promedio de los años previos a Gilberto. Estos fenómenos también modifican la fenología en los bosques, multiplican la producción de follaje y disminuyen tanto la herbivoría (Koptur *et al.*, 2002; Angulo-Sandoval *et al.*, 2004), como la disponibilidad de alimentos para los vertebrados (Wunderle, 1999; Schaffner *et al.*, 2012; Renton *et al.*, 2018). Además, los patrones de fructificación se desfasan, se reducen o incluso se suprimen por completo después de los huracanes, como se registró en Puerto Rico (Wunderle, 1999); la Península de Yucatán, México (Schaffner *et al.*, 2012); y en la Reserva de la Biosfera Chamela Cuixmala en la costa de Jalisco (Renton *et al.*, 2018).

Las regiones tropicales donde los huracanes solían ser raros están experimentando un incremento de los eventos meteorológicos extremos. El calentamiento global, probablemente, disminuirá la frecuencia de todas las tormentas, pero se prevé que la frecuencia de las

tormentas más intensas (huracanes) aumente en el Golfo de México (Biasutti *et al.*, 2012). El 14 y 18 de septiembre de 2010, el huracán *Karl* (categoría 3) impactó el SDTF del centro de Veracruz, México y provocó intensos desastres en toda la región (Stewart, 2011). Sin embargo, antes de *Karl*, el último acontecimiento registrado de ese tipo data de 1932, cuando un huracán de categoría 3, sin nombre, azotó la región (Gómez, 2006).

Los objetivos del presente estudio fueron examinar el impacto del huracán *Karl* en la mortalidad de los árboles y la forma en que estos murieron, así como comparar el crecimiento del diámetro y los patrones fenológicos observados en un bosque tropical estacionalmente seco, antes y después del huracán.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en un bosque tropical estacionalmente seco ubicado en el centro de Veracruz, México (19°16'N, 96°29' O, altitud: 97-117 m, área: 21 ha). La precipitación media anual total es de 932 mm y la mayor parte de la lluvia ocurre entre junio y octubre; la temperatura media anual es de 25 °C. Las especies arbóreas dominantes son *Bursera cinerea* Engl., *B. fagaroides* (Kunth) Engl., *B. simaruba* (L.) Sarg., *Calyptanthes schiedeana* O. Berg, *Heliocarpus donnellsmithii* Rose, *Stemmadenia pubescens* Benth. y *Tabebuia chrysantha* (Jacq.) G. Nicholson (Williams-Linera y Lorea, 2009). La precipitación y temperaturas mensuales se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana, ubicada a 7 km del sitio de estudio.

A lo largo de un transecto de <1 m de ancho que cruzaba el fragmento del bosque, y a 30 m del borde de este, se eligió al azar un árbol cerca del transecto, y se marcó el vecino más cercano de cada árbol consecutivo, hasta tener 165 individuos pertenecientes a 16 especies comunes. Se marcaron entre 3 y 19 individuos por especie (Cuadro 1). El estado fenológico se observó en cada árbol desde el suelo con ayuda de binoculares (*Swift, SeaHawk 7x50* No. 753). Se estimó, visualmente, tanto el porcentaje de copa sin hojas, como el correspondiente a la presencia de hojas, flores o frutos; y se definieron las siguientes categorías: 0 (0 %) 1 (1 - 25 %), 2 (26 - 50 %), 3 (51 - 75 %) y 4 (76 - 100 %). Estos valores se promediaron sobre los individuos de cada especie por mes y se utilizaron como Índice Fenológico de Intensidad. Se realizaron observaciones

fenológicas mensuales desde octubre de 2007, hasta septiembre de 2010, solo unos días antes de que se presentara el huracán *Karl* (Williams-Linera y Álvarez-Aquino, 2016). A principios de noviembre de 2010, se reanudaron las observaciones fenológicas mensuales por un año más (octubre de 2011).

Cuadro 1. Especies y familias de árboles en el bosque seco tropical de Veracruz, México.

Familias/Especies	Acr	WD	No.	UR	BE	BR	Muertos
Bignoniaceae							
<i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson	Tab	0.33	19	0	0	1**	0
Bixaceae							
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Coc	0.48	14	0	2	0	2
Burseraceae							
<i>Bursera cinerea</i> Engl.	Buc	0.35	11	0	1	0	1
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Bus	0.78	9	0	1	0	1
Convolvulaceae							
<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	Ipo	0.22	11	1	2	1**	3
Fabaceae							
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	Gli	0.58	3	1	0	0	1
<i>Leucaena lanceolata</i> S. Watson	Leu	0.53	7	0	0	0	0
<i>Senna atomaria</i> (L.) H. S. Irwin & Barneby	Sen	0.28	4	2	0	0	2
Hernandiaceae							
<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i> Domin	Gyr	0.16	7	0	0	0	0
Malvaceae							
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britt. & Baker f.	Cei	0.44	10	0	0	0	0
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Gua	0.94	10	0	0	0	0
<i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose	Hel	0.91	16	7	3*	1**	8
<i>Luehea candida</i> (DC.) Mart.	Lue	0.76	15	1	1**	0	1
Meliaceae							
<i>Trichilia trifolia</i> L.	Tri	0.80	8	0	0	0	0
Moraceae							
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Mac	1.04	10	4	1**	1	5
Myrtaceae							
<i>Calyptanthes schiedeana</i> O. Berg	Cal	0.80	11	1	0	0	1
Total			165	17	11	4	
Muertos en un año				17	7	1	25

*Dos sobrevivieron; **Uno sobrevivió; Acr = Acrónimo; WD = Densidad de la madera (g cm^{-3} ; Chave *et al.*, 2006); No. = Número de árboles marcados antes del huracán Karl y número de árboles que fueron arrancados de raíz (UR), doblados (BE), quebrado (BR) y muertos en el año siguiente al huracán.

El diámetro del árbol se midió con una cinta diamétrica (*Forestry Suppliers, Inc.*) en el periodo de junio - julio de 2007 a 2009; en 2010, después del huracán *Karl*; junio de 2011 y octubre de 2013. Un mes después, en octubre, los árboles en los cuales se hicieron las observaciones fenológicas fueron clasificados como tronco intacto, desenraizado y doblado o quebrado.

Análisis de datos

Las variables de respuesta (clima, incremento de diámetro y fenología) se probaron con un análisis ANODE para determinar si diferían entre años. ANODE es similar al análisis de varianza, pero la prueba no asume una distribución normal. Las diferencias en el incremento de diámetro antes y después del huracán, y las diferencias en la precipitación anual y las temperaturas máximas y mínimas entre años se analizaron utilizando modelos lineales generalizados (GLM) con distribución normal y función de enlace logarítmico. Las diferencias entre años para cada intensidad de fenofase para todas las especies juntas se probaron usando GLM. Las proporciones de fenofase se ajustaron asumiendo una distribución binomial para la variable de respuesta y la función de enlace *logit*.

El modelo para el incremento de diámetro incluyó especies, año (antes y después del huracán) y el término de interacción. En el modelo de clima y fenología solo se consideró el año. Cuando se detectaron diferencias significativas, se emplearon contrastes ortogonales planificados para determinar, si el año posterior al huracán era diferente de cada uno de los tres años anteriores. Los datos se analizaron con JMP, v10.0.0 (SAS Institute, 2012).



Resultados

Clima

En el año del huracán *Karl* (2010), la precipitación fue mayor (1 440 mm) que el promedio (932 mm) de la región (Figura 1). Sin embargo, la precipitación ($X^2 = 1.84$, $P = 0.60$), la temperatura máxima ($X^2 = 1.81$, $P = 0.61$) y la temperatura mínima ($X^2 = 0.23$, $P = 0.97$) no difirieron estadísticamente de las variables meteorológicas registradas durante el periodo anterior al huracán (2007 - 2009) y al año posterior (2011) (Figura 1).

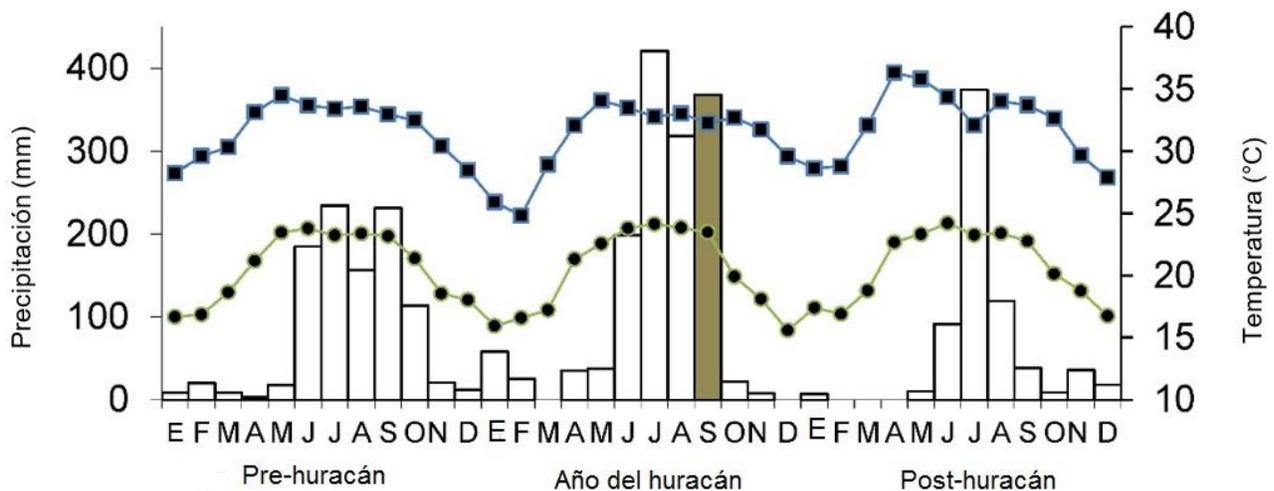


Figura 1. Precipitación mensual (barras) y temperatura máxima (línea azul y cuadrados) y mínima (línea verde y círculos) antes del huracán (promedio de tres años), año del huracán (2010) y año posterior al huracán. Datos de la estación meteorológica más cercana ubicada a 7 km del sitio de estudio.



Daño y mortalidad de árboles

El huracán *Karl* defolió todos los árboles, pero los daños variaron entre las especies. Del total de individuos marcados, 32 resultaron dañados; algunos de ellos murieron, mientras que otros rebrotaron de tres a 12 meses después del huracán (Cuadro 1). Entre los árboles muertos, 17 fueron de los desenraizados, siete doblados y uno quebrado. Rebrotaron cinco especies con troncos doblados y quebrados; mientras que, todos los árboles desenraizados murieron (Cuadro 1).

La mortalidad más alta ocurrió en los taxones con densidad de madera relativamente alta: *Heliocarpus donnellsmithii*, *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud. (Cuadro 1), pero otros taxa con madera de densidad baja presentaron un número intermedio de árboles dañados: *Ipomea wolcottiana* Rose, *Senna atomaria* (L.) H.S. Irwin & Barneby. Algunas especies de sucesión tardía y madera de alta densidad resultaron parcialmente dañadas y sobrevivieron al impacto del huracán, como *Leucaena lanceolata* S. Watson y *Trichilia trifolia* L.; *Tabebuia chrysantha* tuvo un individuo con un tronco roto que rebrotó (Cuadro 1).

Crecimiento en diámetro

En general, hubo diferencias significativas entre las tasa de crecimiento anterior (0.68 ± 0.09 cm año⁻¹) y posterior al huracán (0.79 ± 0.10 cm año⁻¹) ($X^2 = 5.12$, $P = 0.024$) y entre especies ($X^2 = 66.36$, $P < 0.0001$, Figura 2). Sin embargo, la interacción entre los taxones y el efecto del huracán no fue significativo ($X^2 = 17.16$, $P = 0.25$). Las tasas de crecimiento del diámetro antes y después del huracán variaron de 0.33 a 1.63 cm año⁻¹ y de 0.30 a 1.89 cm año⁻¹, respectivamente (Figura 2). *Luehea candida* (DC.) Mart. Registró el mayor crecimiento en diámetro, seguida de *Guazuma ulmifolia* Lam. y *Senna atomaria*.

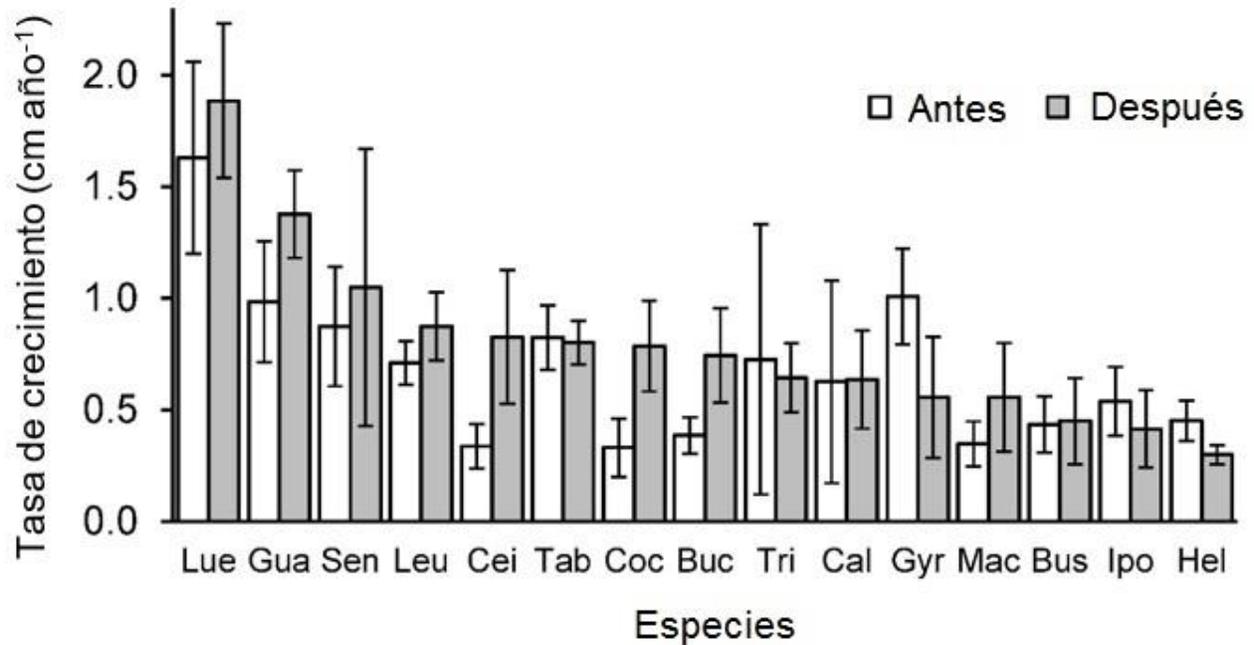


Figura 2. Tasa de crecimiento diametral media registrada anualmente durante los tres años anteriores y los dos años posteriores al huracán Karl. Los acrónimos de las especies se indican en el Cuadro 1.

Fenología

A nivel de la comunidad, el estadio sin hojas, la producción de follaje y la floración evidenciaron patrones anuales cíclicos (Figura 3a, b, c). Se presenta la fenología de los 3 años previos al huracán (Figura 3) para determinar, si los datos registrados después del huracán corresponden con la variación de un año a otro. Durante la estación seca se observa la falta de hojas, y la presencia de estas, en todos los árboles, en los meses de julio - septiembre (Figura 3a, b). La caída de las hojas, su producción y la floración fueron estadísticamente similares entre los años anteriores y posterior al huracán, pero el pico de la floración cambió después del huracán al periodo de abril - mayo (Figura 3c). La producción de frutos fue mucho menor al año siguiente del huracán (Figura 3d).

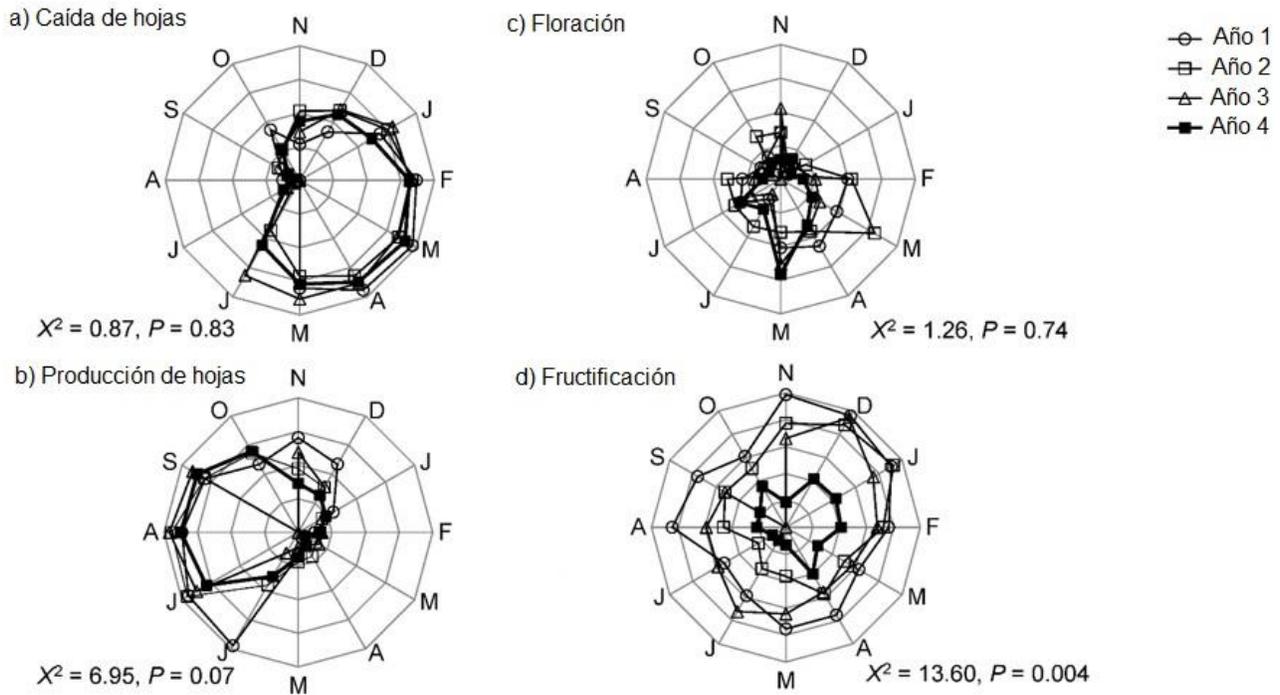


Figura 3. Fenología a nivel comunidad registrada durante los tres años previos al huracán. El año 4 comienza en noviembre de 2010, justo después de la entrada del huracán a Veracruz, México.

A nivel de especies, los patrones fenológicos vegetativos se mantuvieron similares antes y después del huracán. En contraste, la intensidad de las fenofases reproductivas sí fueron afectadas por el huracán (figuras 3 y 4). Para la mayoría de los taxones (12), la intensidad de la floración disminuyó en el año posterior al huracán, y tres especies no florecieron (*Calyptroanthus schiedeana*, *Luehea candida* y *Tabebuia chrysantha*); mientras que en, *Bursera simaruba* y *Guazuma ulmifolia* (Figura 4a) la intensidad de la floración fue mayor después del huracán. En el año siguiente al huracán, la fructificación fue nula, en cuatro especies y menor para la mayoría de los taxa, o bien el pico de fructificación se desplazó (*Leucaena lanceolata* y *Senna atomaria*); solo *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp. registró una fructificación superior después del huracán (Figura 4b).

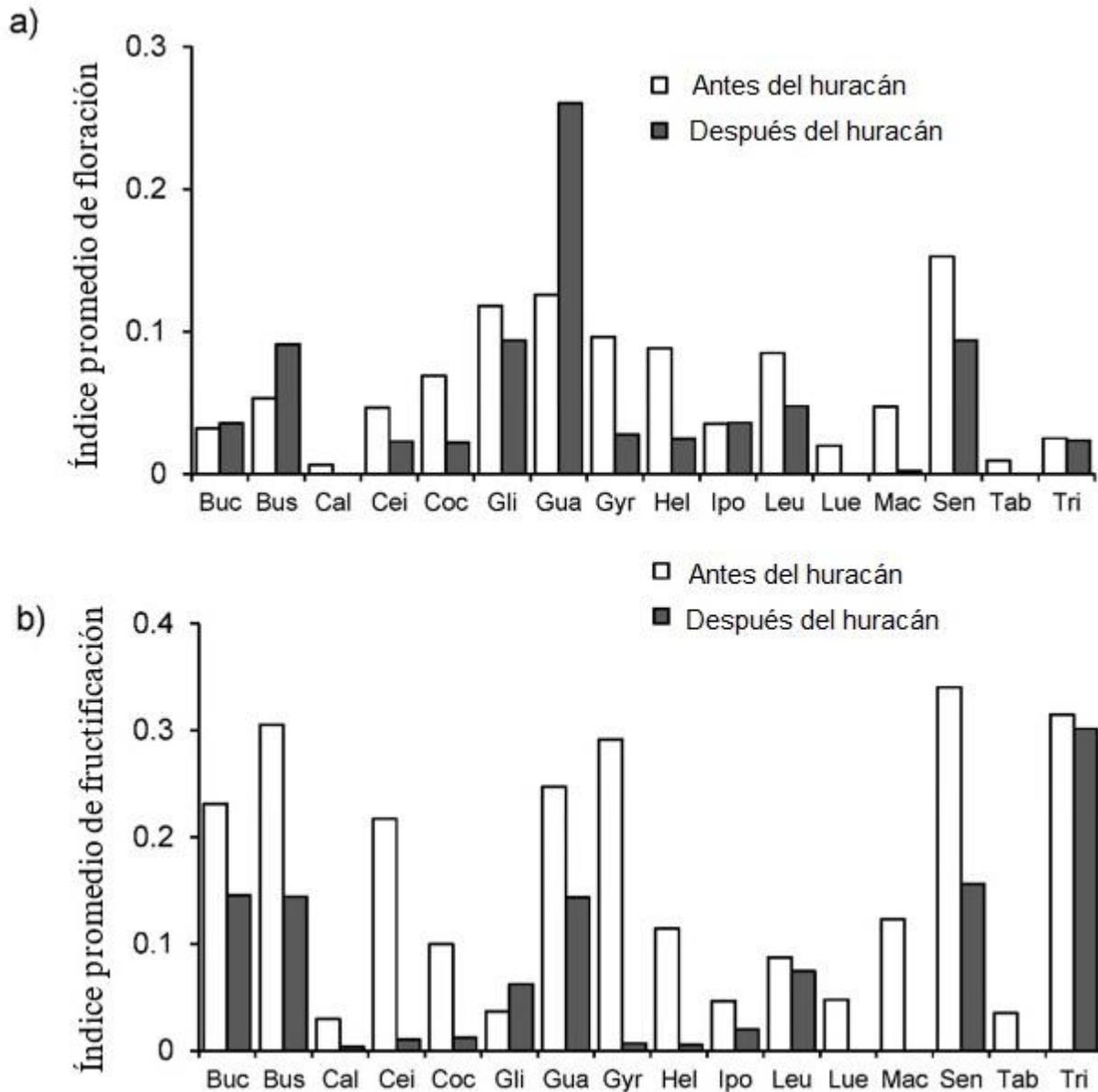


Figura 4. Fenología promedio mensual de floración (a) y fructificación (b) registrada en un bosque seco tropical durante tres años antes y un año después del huracán *Karl*. Los acrónimos de las especies se indican en el Cuadro 1.



Discusión

Durante el año posterior al huracán, 15 % de los individuos arbóreos perecieron (25 de los 165); cifra superior al intervalo registrado de 7 a 14 % después de un evento de ese tipo en bosques neotropicales (Brokaw y Walker, 1991; Zimmermann *et al.*, 1994; Bonilla-Moheno, 2012; Stan y Sánchez-Azofeifa, 2019). En el área de estudio, la mayoría de los árboles murieron desenraizados, seguidos de aquéllos con el tronco doblado o quebrado, pero la mortalidad no se relacionó con la densidad de la madera. En otros bosques secos donde los huracanes son frecuentes, pocos ejemplares murieron arrancados de raíz, pero los quebrados presentaron la mortalidad más alta (Whigham *et al.*, 1991; Zimmerman *et al.*, 1994; Bonilla-Moheno, 2012).

Algunos autores señalan que las especies de sucesión temprana son más susceptibles a quebrarse que las de sucesión tardía (Zimmermann *et al.*, 1994; Ross *et al.*, 2001). En general, el daño a los árboles ocurre en los ejemplares más altos, ya que podrían ser más vulnerables a daños mecánicos (Jiménez-Rodríguez *et al.*, 2018); por ello, los más grandes registraron más muerte por desenraice y quiebre que los pequeños (Bonilla-Moheno, 2012; García y Siliceo-Cantero, 2019).

La alta mortalidad y el grado de desenraice se relacionaría con el hecho de que *Karl* fue el primer huracán que llegó a esta región en más de 60 años (Gómez, 2006). Es posible que haya sido el primero en mucho tiempo que dañara los árboles más vulnerables o expuestos. Bonilla-Moheno (2012) refiere que los impactos de los huracanes subsecuentes son menores, comparados con el primero; lo que sugiere que los bosques secos tienen un alto grado de recuperación, en función del nivel de los huracanes subsiguientes.

El crecimiento en diámetro de los árboles después de *Karl* fue mayor al promedio registrado previamente; esto coincide con lo citado en la literatura (Tanner y Bellingham, 2006; Tanner *et al.*, 2014). Sin embargo, en el presente estudio la gran precipitación observada durante los dos meses anteriores al huracán, también tendría un efecto positivo en el crecimiento del diámetro. Aparentemente, el cambio en la

tasa de crecimiento depende de la especie; lo cual se corroboró con la obtención de diferencias significativas entre los taxones evaluados. Tanner *et al.* (2014) indicaron una variación entre especies, y que el aumento fue superior en algunas que son demandantes de luz (por ejemplo, *Alchornea latifolia* Sw.). Whigham *et al.* (1991) afirmaron que las altas tasas de crecimiento relativo pueden reflejar una mayor disponibilidad de nutrientes, ya que la tormenta depositó grandes cantidades de P, K, Ca, Mg y Mn en el suelo del bosque.

La fenología del bosque se estudió durante los tres años previos al huracán (Williams-Linera y Álvarez-Aquino, 2016). Los patrones de producción de hojas se mantuvieron similares antes y después del huracán; pero a nivel de la comunidad, la defoliación causada por *Karl* afectó el tiempo de estacionalidad de la caída de las hojas y la comunidad permaneció sin hojas durante un mes. La floración fue afectada, porque antes del huracán se apreciaban picos importantes en todos los niveles, pero después de este no hubo estacionalidad. Se han documentado cambios en los picos de floración en el sur de Florida, donde el huracán *Andrew* la retrasó en un arbusto tropical durante dos meses, aunque una fuerte defoliación también podría relacionarse con una alta floración (Pascarella, 1998).

La fructificación fue la fase fenológica más afectada en el año siguiente al huracán. En Puerto Rico, Wunderle (1999) documentó que el efecto del huracán Hugo se tradujo en una menor producción de frutos y en una asincronía, ya que los árboles tardaron cuatro meses en que el número de especies en fructificación alcanzara un nivel equivalente al mínimo anual normal. La producción de frutos en la Península de Yucatán fue cuatro veces mayor durante la estación seca antes que después de los huracanes (Schaffner *et al.*, 2012). En la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, las flores y frutos se redujeron durante el primer año después de los huracanes Jova y Patricia, y el bosque recuperó los ciclos fenológicos en el segundo año posterior a esos eventos (Renton *et al.*, 2018).

El impacto de los huracanes en la fenología puede tener un fuerte efecto en las relaciones tróficas. En algunos estudios se consigna que el bosque compensa el daño aumentando la producción de hojas, además hay niveles más bajos de herbivoría,

probablemente porque el disturbio elimina las poblaciones de insectos herbívoros; lo cual permite que las plantas se recuperen (Koptur *et al.*, 2002; Angulo-Sandoval *et al.*, 2004). Asimismo, la escasez de frutos afecta el comportamiento de otros herbívoros, como los monos araña (Schaffner *et al.*, 2012) y de especies amenazadas como los loros (Wunderle, 1999; Renton *et al.*, 2018).

Los efectos de los huracanes a largo plazo provocan cambios en la composición de las especies (Tanner *et al.*, 2014); en el bosque estudiado la composición puede afectarse, ya que dos especies que no florecieron ni fructificaron fueron *Calyptanthes schiedeana* y *Tabebuia chrysantha*, la primera endémica de Veracruz; y la segunda amenazada, según la norma oficial mexicana, NOM-059-SEMARNAT, (Semarnat, 2010).

Conclusiones

Debido a los daños causados por el huracán *Karl*, la mortalidad de los árboles fue alta, pero muchos ejemplares se recuperaron, probablemente, porque este bosque no había sido muy afectado por huracanes recientes y a su alta resiliencia. Se necesita realizar más investigación para comprender mejor cómo el aumento previsto de huracanes intensos podría influir en la estructura forestal y la fenología en SDTF de la región. Los resultados sugieren que aunque los patrones fenológicos vegetativos pre y posthuracán fueron similares, *Karl* claramente tuvo un efecto negativo en la intensidad de la fenología reproductiva; lo que a su vez, puede cambiar la composición de las especies y tener un impacto en las relaciones tróficas y el funcionamiento de la comunidad forestal.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Marichu Peralta por su valiosa ayuda en el campo y a Don Miguel Morales por el permiso para realizar esta investigación en su predio.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Contribución por autor

Guadalupe Williams Linera: diseño de investigación, análisis de datos y redacción del manuscrito; Claudia Álvarez Aquino y Javier Tolome: colecta de datos de campo y revisión del manuscrito.

Referencias

Angulo-Sandoval, P., H. Fernández M. and J. K. Zimmerman. 2004. Changes in patterns of understory leaf phenology and herbivory following hurricane damage. *Biotropica* 36(1):60-67. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2004.tb00296.x.

Biasutti, M., A. H. Sobel, S. J. Camargo and T. T. Creyts. 2012. Projected changes in the physical climate of the Gulf Coast and Caribbean. *Climatic Change* 112:819-845. Doi:10.1007/s10584-011-0254-y.

Bonilla-Moheno, M. 2012. Damage and recovery forest structure and composition after two subsequent hurricanes in the Yucatan Peninsula. *Caribbean Journal of Science* 46(2-3):240-248. Doi:10.18475/cjos.v46i2.a12.

Brokaw, N. V. L. and L. R. Walker. 1991. Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. *Biotropica* 23(4):442-447. Doi:10.2307/2388264.

Chave, J., H. C. Muller L., T. R. Baker, T. A. Easdale, H. ter Steege and C. O. Webb. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 Neotropical tree species. *Ecological Applications* 16(6):2356-2367. Doi: 10.1890/1051-0761(2006)016[2356:RAPVOW]2.0.CO;2.

García, A. and H. H. Siliceo-Cantero. 2019. Huracán Jova: efecto de un fenómeno meteorológico severo sobre lagartijas insulares en el occidente de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90: e902880. Doi: 10.22201/ib.20078706e.2019.90.2880.

Gómez R., M. 2006. Trayectorias históricas de los ciclones tropicales que impactaron el estado de Veracruz de 1930 al 2005. *Scripta Nova*. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. Universidad de Barcelona 10(218): 15. <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-218-15.htm> (4 de septiembre de 2020).

Jiménez-Rodríguez, D. L., M. Y. Álvarez-Añorve, M. Pineda-Cortes, J. I. Flores-Puerto, J. Benítez-Malvido, K. Oyama and L. D. Ávila-Cabadilla. 2018. Structural and functional traits predict short term response of tropical dry forests to a high intensity hurricane. *Forest Ecology and Management* 426:101-114. Doi:10.1016/j.foreco.2018.04.009.

Koptur, S., M. C. Rodríguez, S. F. Oberbauer, C. Weekley and A. Herndon. 2002. Herbivore-free time? Damage to new leaves of woody plants after Hurricane Andrew. *Biotropica* 34(4):547-554. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2002.tb00573.x.

Parker, G., A. Martínez Y., J. C. Álvarez Y., M. Maass and S. Araiza. 2018. Effects of hurricane disturbance on a tropical dry forest canopy in western Mexico. *Forest Ecology and Management* 426:39-52. Doi: 10.1016/j.foreco.2017.11.037.

Pascarella, J. B. 1998. Hurricane disturbance, plant-animal interactions, and the reproductive success of a tropical shrub. *Biotropica* 30(3):416-424. Doi: 10.1111/j.1744-7429.1998.tb00075.x.

Renton, K., A. Salinas M., R. Rueda H. and L. D. Vázquez R. 2018. Differential resilience to extreme climate events of tree phenology and cavity resources in tropical dry forest: Cascading effects on a threatened species. *Forest Ecology and Management* 426:164-175. Doi: 10.1016/j.foreco.2017.10.012.

Ross, M. S., M. Carrington, L. J. Flynn and P. L. Ruiz. 2001. Forest succession in tropical hardwood hammocks of the Florida Keys: Effects of direct mortality from Hurricane Andrew. *Biotropica* 33(1):23-33. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2001.tb00154.x.

SAS Institute (2012). JMP. v10.0.0. SAS Institute. Cary, NC, USA. n/p.

Schaffner, C. M., L. Rebecchini, G. Ramos F., L. G. Vick and F. Aureli. 2012. Spider monkeys (*Ateles geoffroyi yucatenensis*) cope with the negative consequences of hurricanes through changes in diet, activity budget, and fission–fusion dynamics. *International Journal of Primatology* 33:922-936. Doi: 10.1007/s10764-012-9621-4.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México, D.F., México. 78 p.

Stan, K. and A. Sánchez-Azofeifa. 2019. Tropical dry forest diversity, climatic response, and resilience in a changing climate. *Forests* 10(5):443. Doi: 10.3390/f10050443.

Stewart, S. R. 2011. Tropical cyclone report. Hurricane Karl (AL132010, 14-18 September 2010). https://origin.www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL132010_Karl.pdf (30 de agosto de 2020).

Tanner, E. V. J. and P. J. Bellingham. 2006. Less diverse forest is more resistant to hurricane disturbance: evidence from montane rain forests in Jamaica. *Journal of Ecology* 94(5):1003-1010. Doi: 10.1111/j.1365-2745.2006.01149.x.

Tanner, E. V. J., F. Rodríguez S., J. R. Healey, R. J. Holdaway and P. J. Bellingham 2014. Long-term hurricane damage effects on tropical forest tree growth and mortality. *Ecology* 95(10):2974-2983. Doi: 10.1890/13-1801.1.

Van Bloem, S. J., P. G. Murphy and A. E. Lugo. 2003. Subtropical dry forest trees with no apparent damage sprout following a hurricane. *Tropical Ecology* 44(2):137-145. https://tropecol.com/pdf/open/PDF_44_2/44201.pdf (5 de septiembre de 2020).

Whigham, D. F., I. Olmsted, E. Cabrera C. and M. E. Harmon. 1991. The impact of Hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in a dry tropical forest in the Northeastern Yucatan Peninsula. *Biotropica* 23(4):434-441. Doi: 10.2307/2388263.

Williams-Linera, G. and F. Lorea. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 18:3269-3293. Doi: 10.1007/s10531-009-9641-3.

Williams-Linera, G. and C. Álvarez-Aquino. 2016. Vegetative and reproductive tree phenology of ecological groups in a tropical dry forest in central Veracruz, Mexico. *Botanical Sciences* 94(4):745-756. Doi: 10.17129/botsci.682.

Wunderle, J. R. 1999. Pre- and post-hurricane fruit availability: implications for Puerto Rican parrots in the Luquillo Mountains. *Caribbean Journal of Science* 35(3-4):249-264. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/30302> (4 de septiembre de 2020).

Zimmerman, J. K., E. M. Everham, R. B. Waide, D. J. Lodge, C. M. Taylor and N. V. L. Brokaw. 1994. Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *Journal of Ecology* 82(4):911-922. Doi: 10.2307/2261454.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.