

Análisis de la estructura poblacional como indicador rápido del estado de conservación de especies arbóreas amenazadas. El caso de *Resinanthus aromaticus* en el centro de Veracruz, México

OLIVIA PALACIOS-WASSENAR¹, GONZALO CASTILLO-CAMPOS^{2,3} Y SANTIAGO MARIO VÁZQUEZ-TORRES¹

Botanical Sciences
94 (2): 241-252, 2016

DOI: 10.17129/botsci.271

Resumen

Para estimar de manera rápida el estado de conservación de una especie arbórea amenazada, se evaluó la densidad y estructura poblacional en categorías de tamaño de *Resinanthus aromaticus*, un árbol maderable endémico en peligro de extinción, en un área de 0.67 ha, distribuidas en cinco sitios de estudio en el centro de Veracruz. La estructura poblacional se analizó utilizando tres enfoques: el ajuste a la curva log-normal, la proporción de juveniles vs adultos y el coeficiente de asimetría de la distribución en categorías de tamaño de la población. La comparación de los coeficientes de asimetría de la estructura poblacional en las localidades estudiadas resultó ser el método más adecuado para identificar a la población en mejor estado de conservación. Los resultados de este trabajo indican que la densidad poblacional de *R. aromaticus* presenta una reducción de 57 % con relación a estudios previos y que el análisis del coeficiente de asimetría de la distribución en tamaños de la población podría emplearse como un método rápido para identificar si ésta se encuentra amenazada. De acuerdo con los criterios del Libro Rojo de la IUCN, esta especie debe mantenerse en la categoría “en peligro de extinción”.

Palabras clave: coeficiente de asimetría, especies amenazadas, especies endémicas, estructura poblacional, selva mediana subcaducifolia.

Population structure as a quick indicator of the conservation status of threatened tree species. The case of *Resinanthus aromaticus* in central Veracruz, Mexico

Abstract

In order to quickly evaluate the conservation status of threatened tree species, we assessed the density and population structure in size categories of *Resinanthus aromaticus*; an endangered endemic timber tree, in five study sites covering 0.67 ha in central Veracruz. The analysis of population structure was performed using three approaches: the adjustment of population size distribution to the log-normal curve, the proportion of juveniles to adults, and the skewness of population size distributions. Comparing the skewness of population size distributions was the most appropriate method to identify the population in better conservation status. The results of this study indicate that the population density of *R. aromaticus* shows a reduction of 57 % compared to previous studies and the analysis of population size distributions skewness could be used as a quick method to identify threatened populations of tree species. According to the IUCN Red List criteria, this species should be kept in the category “endangered”.

Key words: endangered species, endemic species, population structure, semideciduous tropical forest, skewness.

¹ Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO). Xalapa, Veracruz, México

² Red de Biodiversidad y Sistemática, Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México

³ Autor para la correspondencia: gonzalo.castillo@inecol.mx

Debido a la elevada tasa de desaparición de los bosques tropicales (Trejo y Dirzo, 2000; Miles *et al.*, 2006; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeita, 2010; Dirzo *et al.*, 2011), resulta importante entender las características básicas del hábitat y la estructura poblacional de sus especies, particularmente las endémicas, raras, amenazadas o en peligro de extinción, para evaluar su estado de conservación, valorar el riesgo de extinción y establecer medidas para su preservación y manejo (Bernardos *et al.*, 2006; Herbert, 2006; Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 2006; Godínez-Alvarez *et al.*, 2008; Shen *et al.*, 2009). Las especies con poblaciones pequeñas, afectadas por la destrucción y fragmentación de su hábitat y expuestas a amenazas externas como la extracción selectiva, tienen mayores probabilidades de extinción (Lande, 1993; Morris y Doak, 2002; Oostermeijer, 2003). Este riesgo es aún mayor para las especies endémicas, porque recuperar sus poblaciones depende de la comprensión y manejo de los factores que dieron origen a su distribución restringida (Ribeiro y Fernandes, 2000; Oostermeijer, 2003; Cuevas-Guzmán *et al.*, 2008).

Para evaluar el estado de conservación de las poblaciones es común utilizar estudios demográficos (Sarukhán *et al.*, 1985; Beissinger *et al.*, 1998; Menges, 2000; Fréville *et al.*, 2004; López-Mata, 2013), pero éstos requieren una fuerte inversión en tiempo y recursos; por lo que algunos autores proponen utilizar como indicadores preliminares el análisis de su densidad y estructura de tamaños (Ribeiro y Fernandes, 2000; Caldato *et al.*, 2003; Ayerde-Lozada y López-Mata, 2006; Medel-Narváez *et al.*, 2006; Vílchez y Rocha, 2006; Cuevas-Guzmán *et al.*, 2008; Godínez-Alvarez *et al.*, 2008). Estos indicadores son particularmente útiles cuando se carece de datos sobre la demografía de una población (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla, 1995; Sánchez-Velásquez *et al.*, 2002; Wright *et al.*, 2003; Souza y Martins, 2004; Vischi *et al.*, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005; Souza, 2007; Read *et al.*, 2008; Freitas de Souza *et al.*, 2010) y aplica en el caso de especies endémicas, raras o en peligro, las cuales, como se ha señalado, son especialmente susceptibles a la alteración de su hábitat (Sosa *et al.*, 1998; García *et al.*, 1999; George *et al.*, 2005; Shen *et al.*, 2009).

Ecólogos y biólogos de la conservación han utilizado con frecuencia la distribución en categorías de tamaño como indicador de la viabilidad de poblaciones (Primack, 1995; Poorter *et al.*, 1996; Sosa *et al.*, 1998; George *et al.*, 2005). De acuerdo con la propuesta de Leak (1965), un alto porcentaje de individuos juveniles es evidencia de un crecimiento poblacional sostenible y viable de la población. Con base en este criterio, se propone como deseable una estructura poblacional tipo log-normal o en forma de "J" invertida (Silvertown, 1987; Lamprecht, 1990; Howard y Valerio, 1992; Silvertown y Lovett-Doust, 1993; Smith *et al.*, 1997); o bien se considera que una elevada proporción de individuos juveniles indica que la regeneración natural es exitosa (Swaine y Hall, 1988; Primack, 1995; Poorter *et al.*, 1996; Sosa *et al.*, 1998; Elzinga *et al.*, 2001; George *et al.*, 2005). Sin embargo, es necesario considerar el hecho de que la dinámica poblacional de una especie está influenciada por las interacciones entre tasas de supervivencia en cada categoría, crecimiento y fecundidad; por lo que las tasas netas de crecimiento poblacional (λ) rara vez presentan una correlación directa con la estructura de tamaños de la población (Condit *et al.*, 1998; Case, 2000). Este problema se puede superar comparando el coeficiente de asimetría de la distribución de tamaños en varias poblaciones de la misma especie, siempre que se incluyan sitios poco perturbados (Wright *et al.*, 2003; Souza y Martins, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005; Souza, 2007; Read *et al.*, 2008).

Otro aspecto a considerar en el análisis de la estructura en categorías de tamaño de la población es la existencia de ciertos patrones en las especies arbóreas del bosque natural bien conservado, relacionados con la presencia de grupos funcionales de especies con ciclos de vida similares (Swaine y Whitmore, 1988; Swaine *et al.*, 1990; Poorter *et al.*, 1996; Kohira y Nino-miya, 2003; Wright *et al.*, 2003). Una estructura poblacional con mayoría de individuos adultos y muy pocos juveniles caracteriza a las especies dependientes de claros (gap-dependent); mientras que una estructura con abundantes juveniles y escasos adultos, es característica de especies tolerantes a la sombra (Wright *et al.*, 2003; Souza, 2007). Esta información proporciona una interpretación distinta a la curva en forma de "J" invertida y permite al menos dos aplicaciones: la comparación de poblaciones para revelar las características del ciclo de vida de una especie poco estudiada (Poorter *et al.*, 1996; Watkinson y Powell, 1997) y la evaluación de la respuesta de las poblaciones a la actividad humana, si se toma como referencia sitios bien conservados

que hayan estado sujetos a eventos estocásticos similares (Doak y Morris, 1999; García *et al.*, 1999; Peres *et al.*, 2003; Souza y Martins, 2004; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005). En este tipo de análisis, la ausencia de individuos en alguna categoría de tamaño de la población podría interpretarse como evidencia de un “cuello de botella” demográfico en el reclutamiento, crecimiento y/o supervivencia en dicha categoría (Andrzejczyk y Brzeziecki, 1995; Hutchings, 1997; García *et al.*, 1999; Peres *et al.*, 2003; Gómez-Aparicio *et al.*, 2005). Por otro lado, las alteraciones en la estructura poblacional de una especie en una localidad, en comparación con una población de referencia en un sitio poco perturbado, podrían indicar dificultades para la supervivencia de la población a futuro (Poorter *et al.*, 1996; Case, 2000; Kelly *et al.*, 2001).

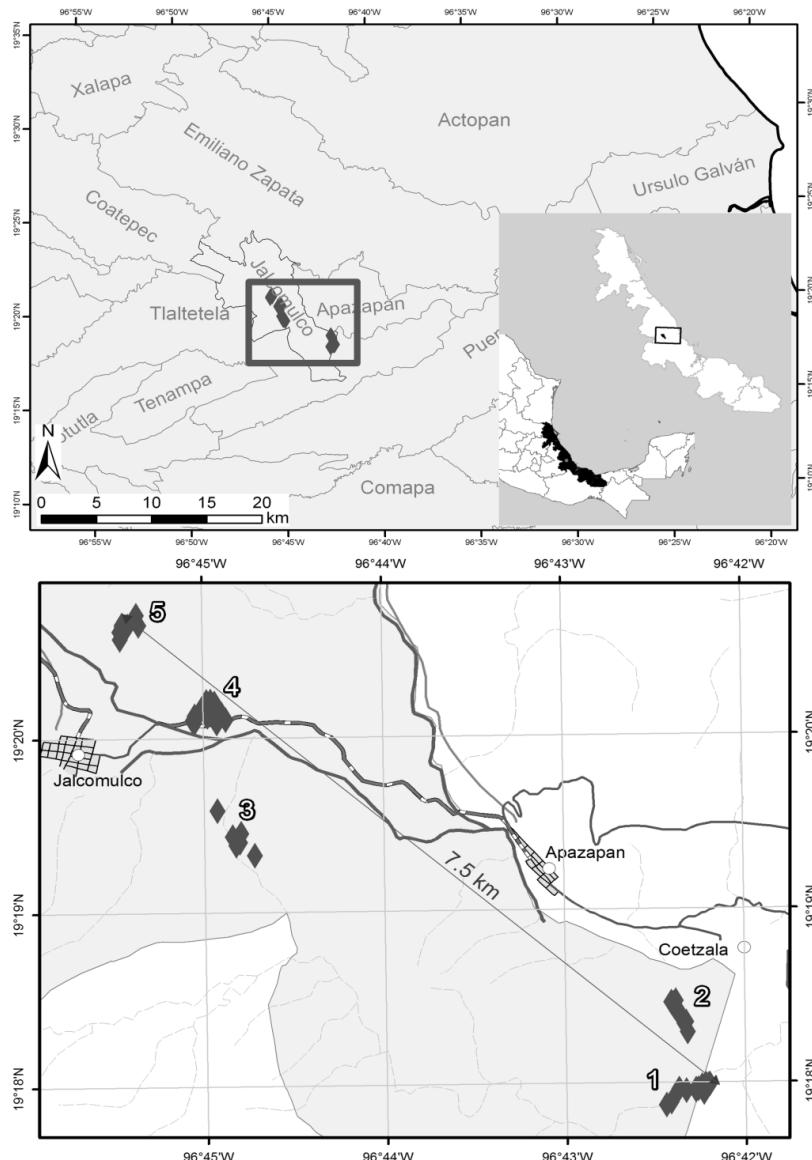
Con el objeto de proponer un indicador preliminar rápido para analizar el estado de conservación de una especie amenazada, en el presente trabajo se utilizó como estudio de caso a *Resinanthus aromaticus* (Cast.-Campos & Lorence) Borhidi (Borhidi, 2007), un árbol maderable endémico del centro de Veracruz, México (Sosa *et al.*, 1998; González-Astorga y Castillo-Campos, 2004; Castillo-Campos *et al.*, 2005; Palacios-Wassenar *et al.*, 2014), catalogado desde 1997 en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), como especie en peligro de extinción por su distribución restringida, su uso maderable y la presión por la destrucción de su hábitat (Vovides, 1998; IUCN, 2014). Para ello se evaluó la densidad y la estructura poblacional en categorías de tamaño de esta especie en cinco sitios en el centro de Veracruz. Se analizó la estructura poblacional observada utilizando tres distintas interpretaciones: el ajuste a la curva log-normal, la proporción de juveniles *vs* adultos y el coeficiente de asimetría de la distribución de tamaños de la población. Se espera responder a la interrogante de cuál de estas interpretaciones podría utilizarse como indicador preliminar de una alteración en las poblaciones de esta especie, lo cual permitiría inferir posibles riesgos a su supervivencia y se empleará la información obtenida para revisar la categoría de *R. aromaticus* en la Lista Roja de la IUCN, de acuerdo con los criterios establecidos por dicha organización (IUCN, 2000).

Materiales y métodos

Resinanthus aromaticus (Borhidi, 2007), conocido también por sus sinónimos, *Antirhea aromatica* Cast.-Campos & Lorence y *Stenostomum aromaticum* (Cast.-Campos & Lorence) Borhidi, es un árbol de 6 a 15 m de altura, con diámetro a la altura de pecho (DAP) entre 10 y 30 cm (Castillo-Campos y Lorence, 1985). Tiene una distribución geográfica altamente restringida, limitada a la localidad Tipo, en el centro del estado de Veracruz, México (Castillo-Campos y Lorence, 1985). Se conocen cinco poblaciones que se desarrollan en pequeños fragmentos (< 40 ha cada uno) de selva mediana subcaducifolia *sensu* Miranda y Hernández-X. (1963), separados entre sí por distancias inferiores a los 15 km (González-Astorga y Castillo-Campos, 2004; Palacios-Wassenar, 2013). La especie se ubica en áreas con barrancas de difícil acceso y los pobladores locales utilizan su madera para la construcción de los techos de viviendas, llamándole comúnmente Chicahuastle (Castillo-Campos y Lorence, 1985; González-Astorga y Castillo-Campos, 2004; Palacios-Wassenar 2013). Los fragmentos de vegetación donde se encuentra están rodeados por cultivos permanentes (mango y café) y hay una fuerte presión debido a la deforestación para el cambio de uso de suelo a agricultura (González-Astorga y Castillo-Campos, 2004; Palacios-Wassenar, 2013). La mayor parte de los terrenos son de propiedad comunitaria, bajo la figura de ejidos (Palacios-Wassenar, 2013).

Área de estudio. Las poblaciones conocidas de *Resinanthus aromaticus* se encuentran en los municipios de Jalcomulco, Apazapan y Tlaltetela, localizados en la zona central del estado de Veracruz, México (Figura 1), entre los 19° 17' y 19° 21' de latitud norte y 96° 42' y 96° 46' de longitud oeste (Castillo-Campos y Lorence, 1985; González-Astorga y Castillo-Campos, 2004; Palacios-Wassenar, 2013). La zona presenta una altitud que varía desde 350 hasta 900 m s.n.m. y un gradiente climático entre semicálido húmedo a cálido subhúmedo. De acuerdo con los datos de la estación de Jalcomulco del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2010), los promedios anuales de temperatura y precipitación son de 24.6 °C y 1,088 mm respectivamente, con un periodo lluvioso concentrado en los meses de junio a septiembre. Siguiendo la definición utilizada en Clinebell *et al.* (1995) y Trejo y Dirzo (2002) se presentan seis meses secos (precipitación

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio. 1-Barranca de Monterrey (BM); 2-El Manantial (M); 3-Arroyo Blanco (AB); 4-El Cerrito (C); 5-El Ojital (O).



< 60 mm) y cuatro meses húmedos (precipitación ≥ 100 mm). Estas características climáticas de temperatura y precipitación definen a la vegetación en general de toda el área como un bosque tropical estacionalmente seco (BTES) de acuerdo con la descripción de Mooney *et al.* (1995), Murphy y Lugo (1995) y Dirzo *et al.* (2011). Sin embargo, las variaciones edáficas y topográficas de la zona generan diferentes condiciones de humedad, que permiten el desarrollo de varios subtipos de vegetación *sensu* Miranda y Hernández-X. (1963), tales como selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y selva mediana perennifolia entre otras (Castillo-Campos, 1995). Los poblados más cercanos tienen menos de 5 mil habitantes y las actividades económicas predominantes son la agricultura y el turismo. La zona de estudio se encuentra en uno de los cinco refugios primarios del Pleistoceno de México, por lo que es frecuente encontrar biotipos raros y está considerada como un área de prioridad para la conservación (Vovides y Gómez-Pompa, 1977; Toledo, 1982). En la zona se encuentran otras especies arbóreas amenazadas, como *Aspidosperma megalocarpon* Müll. Arg., *Hyperbaena jalcomulcensis* E. Pérez & Cast.-Campos y *Pistacia mexicana* Kunth (IUCN, 2014; Palacios-Wassenar *et al.*, 2014), y endémicas del estado de Veracruz, como *Bauhinia jucunda* Brandegee, *Aristolochia asclepiadiifolia* Brandegee y *H. jalcomulcensis* (Castillo-Campos *et al.*, 2005; Gómez-Pompa *et al.*, 2010; Palacios-Wassenar *et al.*, 2014).

Muestreo. El estudio se realizó en 67 parcelas de muestreo de 10×10 m (100 m^2), para un total de $6,700 \text{ m}^2$, distribuidas en cinco sitios de estudio donde fueron localizadas las poblaciones de *Resinanthus aromaticus*: Barranca de Monterrey (BM), El Manantial (M), Arroyo Blanco (AB), El Cerrito (C) y El Ojital (O; Figura 1). En cada parcela se midió el diámetro y la altura de todos los individuos de *R. aromaticus* con altura igual o superior a 0.10 m. En los individuos con altura superior a 2 m se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) y en los menores, el diámetro fue medido en la base del tallo.

En cada parcela de muestreo se consideraron como factores de intervención antrópica la distancia al poblado más cercano, presencia de ganado, cultivos y extracción selectiva de especies arbóreas. La extracción de *Resinanthus aromaticus* se realiza cortando el árbol desde la base cuando su DAP es inferior a 10 cm, mientras que en los individuos con $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$, se cortan las ramas que tienen entre 3 y 5 cm de diámetro y longitudes superiores a 2 m. También se registró el número de individuos cortados como indicador de la intensidad de uso de la especie.

Ánálisis de los datos. El estudio de las poblaciones de *Resinanthus aromaticus* incluyó la estimación de la densidad (nº de individuos/ha) y el análisis de la estructura en categorías de tamaños de la población. De acuerdo con las observaciones de campo durante el presente estudio, se consideraron adultos los individuos con $\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$, ya que a partir de este diámetro se inicia la floración y/o reproducción de la especie.

El análisis de la estructura de tamaños de los individuos de *Resinanthus aromaticus* y su relación con el estado actual de la población de cada sitio de estudio se realizó con base en tres interpretaciones:

A.- Verificación del ajuste de la distribución de categorías de tamaño basadas en el DAP a la curva log-normal o de “J” invertida, mediante un análisis de bondad de ajuste de Kolmogorov, con apoyo del programa estadístico SigmaPlot 10.0 (Systat Software Inc., 2006).

B.- Comparación entre la proporción de individuos juveniles y adultos.

C.- Estimación y análisis comparativo del coeficiente de asimetría (g_1) de la distribución de tamaños de la población en cada sitio de estudio. Se empleó el logaritmo del DAP para realizar la distribución en categorías de tamaño en cada sitio de estudio, siguiendo la metodología empleada por Wright *et al.* (2003) y Freitas de Souza *et al.* (2010). El coeficiente de asimetría (g_1) de la distribución de tamaños se calculó por medio de la siguiente ecuación:

$$g_1 = \frac{n \sum_i (x_i - \bar{x})^3}{(n-1)(n-2)s^3}$$

Donde n , x_i , \bar{x} y s representan el número de individuos, el \log_{10} del DAP de cada individuo i , el promedio de x_i y la desviación estándar de x_i respectivamente (Bendel *et al.*, 1989).

Adicionalmente, se emplearon los criterios establecidos por la IUCN (IUCN, 2000) para evaluar la permanencia de *Resinanthus aromaticus* en la categoría “en peligro de extinción”.

Resultados

Densidad de *Resinanthus aromaticus*. Se registraron 383 individuos de *R. aromaticus* en una superficie de 0.67 ha, de los cuales 180 presentaron un $\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$, por lo que se consideraron individuos adultos. La densidad promedio general de *R. aromaticus* en los sitios de estudio es de 277 ± 165 individuos adultos por hectárea, variando entre 100 a 800 ind./ha; la densidad en los sitios de estudio se presenta en el Tabla 1. La primera prueba estadística aplicada señaló diferencias entre los sitios en cuanto a la densidad (Kruskal-Wallis, $H = 10.469$, 4 gl, $P = 0.033$); pero al aplicar la prueba de comparaciones múltiples de Dunn ($P < 0.05$) para identificar el o los sitios diferentes, no se logró establecer dicha diferencia. Esto probablemente se debe a la heterogeneidad de los datos, reflejada en un elevado coeficiente de variación ($CV = 59.6\%$).

Estructura poblacional de *Resinanthus aromaticus*. El análisis de bondad de ajuste de la distribución en clases de tamaño de *R. aromaticus* a la curva log-normal en los sitios de estudio indicó que sólo las poblaciones de AB y O presentan esta característica (Kolmogorov $P > 0.0994$ y 0.0941, respectivamente).

Tabla 1. Densidad de *Resinanthus aromaticus* en los sitios de estudio

Sitio de estudio	Área estudiada (m ²)	Nº total de individuos adultos	Densidad Promedio ± SD (Ind./ha) (min-max)
Barranca de Monterrey	1,500	26	200 ± 82 (100 – 300)
El Manantial	1,200	45	375 ± 182 (200 – 800)
Arroyo Blanco	2,000	63	315 ± 187 (100 – 600)
El Cerrito	1,000	26	260 ± 171 (100 – 700)
El Ojital	1,000	20	200 ± 94 (100 – 400)

La proporción de juveniles de *Resinanthus aromaticus* en los sitios de estudio varía desde 29,7 % en BM, hasta 73.3 % en O. En BM, M y AB se presenta una mayor proporción de adultos ($\geq 58\%$); mientras que en C y O, es notorio el predominio de juveniles ($\geq 70\%$); Figura 2).

El análisis de la distribución de los individuos en clases de tamaño \log_{10} (DAP) y su coeficiente de asimetría (g_1) también refleja diferencias en la estructura poblacional de las poblaciones estudiadas. En AB el coeficiente de asimetría es cercano a cero ($g_1 = 0.0315$; Figura 3A), lo cual indica una distribución equitativa de los individuos en las categorías de tamaño; no se observan categorías predominantes. En BM y M se presentan coeficientes de asimetría negativos (Figura 3B, C), indicando una predominancia de las categorías de mayor tamaño. Por el contrario, en C y O se presentan coeficientes de asimetría positivos (Figura 3D, E), lo que indica un predominio de juveniles.

Criterios de la Lista Roja IUCN. El análisis de los criterios de la Lista Roja de la IUCN indicó que el área de distribución conocida y el área de ocupación son inferiores a 500 km²; el número de poblaciones conocidas es ≤ 5 ; la vegetación donde se desarrolla la especie se encuentra severamente fragmentada; hay una reducción de la densidad de población de 57 % con relación a un estudio previo realizado por Sosa *et al.* (1998); y existe un alto riesgo de pérdida del hábitat de la especie por la deforestación para cambio de uso del suelo. Los fragmentos de SMsC en el área son pequeños, con superficies inferiores a 40 ha, lo cual incrementa dicho riesgo. Por ello la especie claramente presenta los elementos que la ubican en la categoría “En Peligro”, mismos que están incluidos en los criterios A2b,c; B1 y B2a,b_(iii,v) (IUCN, 2000).

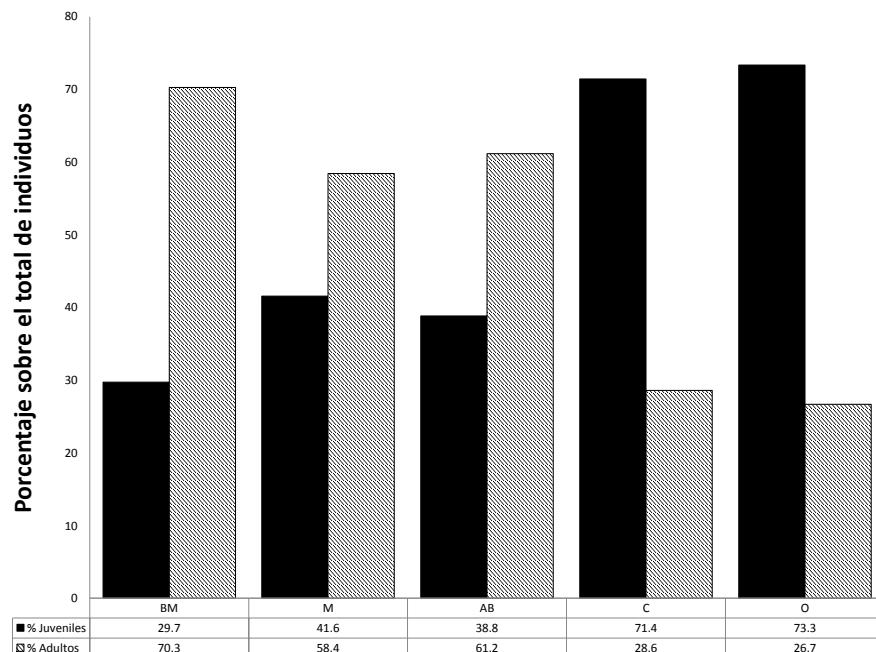
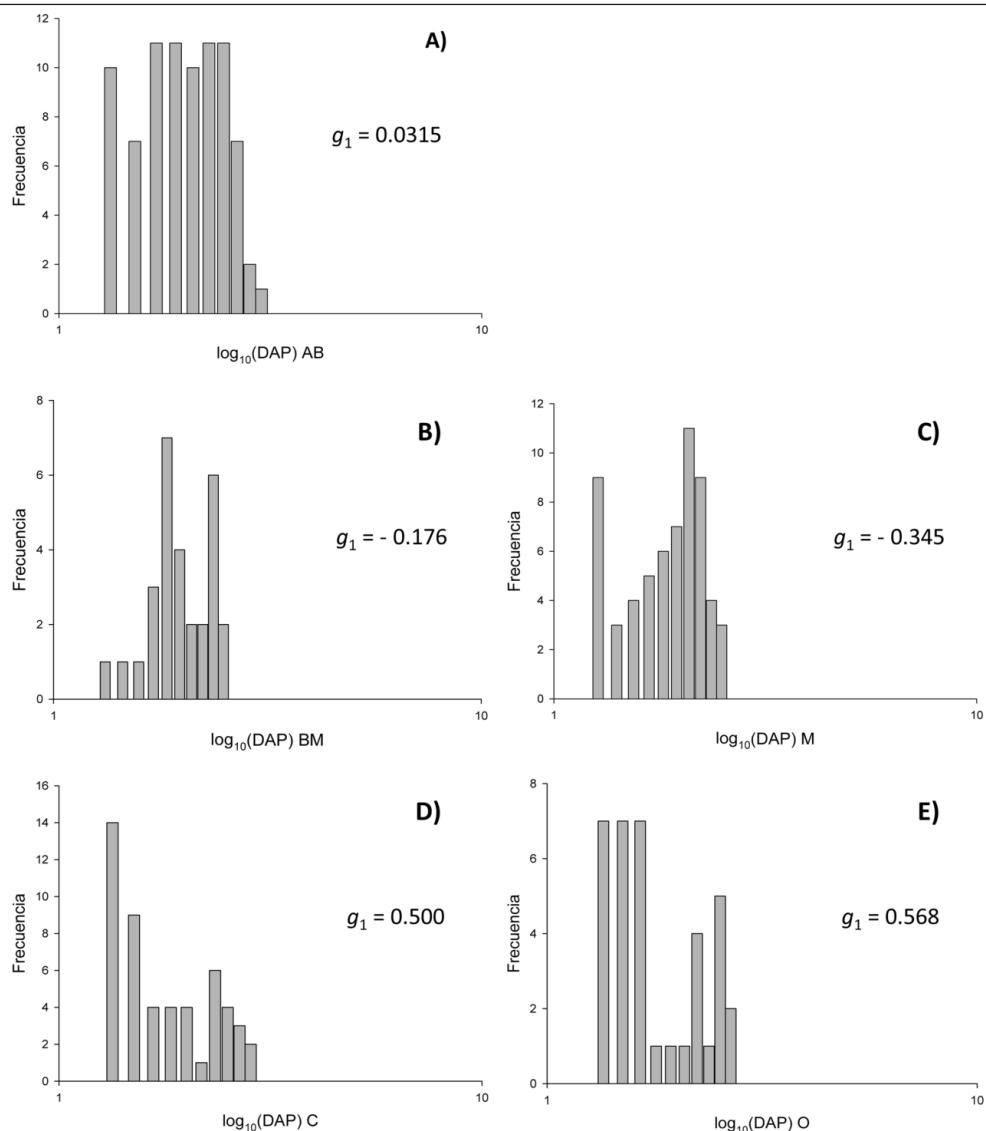
Figura 2. Proporción de juveniles y adultos de *Resinanthus aromaticus* en los sitios de estudio.

Figura 3. Estructura poblacional y coeficientes de asimetría de las clases de tamaño \log_{10} (DAP) de *Resinanthus aromaticus* en los sitios de estudio. A) AB; B) BM; C) M; D) C; E) O.



Características físicas y ecológicas del hábitat de Resinanthus aromaticus y grado de intervención antrópica. Los fragmentos de vegetación primaria donde se encuentra *R. aromaticus* se distribuyen en varios tipos de paisaje, incluyendo laderas, cañadas y barrancas en cuyo fondo se forman arroyos temporales. La diferencia de altitudes entre sitios es inferior a 200 m (348 a 538 m). En general, los sitios presentan pendientes pronunciadas y suelos someros, con una pedregosidad superior a 60 %. El fragmento con mayor superficie es AB, con unas 35 ha, mientras que M y C ocupan superficies pequeñas, de unas 5 ha. La mayor intensidad de uso de *R. aromaticus* se presenta en C, O y M donde 84, 71 y 64 % de los individuos respectivamente, se encuentran afectados por cortes para la extracción de madera. En cuanto a otras actividades antrópicas, se observó extracción de leña y avances de la expansión agrícola en todos los sitios de estudio. El único lugar donde se registró pastoreo por ganado vacuno es BM, donde se permite el acceso de los animales durante los meses de enero a mayo. De acuerdo con el análisis de este trabajo, el sitio mejor conservado es AB, que presenta bajos niveles de intervención antrópica y la mayor distancia a un centro de población.

Discusión

La densidad promedio de *Resinanthus aromaticus* registrada es de 277 ind./ha, inferior a la reportada por Sosa *et al.* (1998) (650 ind./ha). De acuerdo con estas cifras, hay una reducción

de 57 % en la densidad poblacional de *R. aromaticus* en el área de estudio. El valor de densidad reportado por Sosa *et al.* (1998) incluyó a los individuos con DAP \geq 10 cm, mientras que el presente estudio incluye a los individuos con DAP \geq 5 cm, por lo que se infiere que la disminución de la población es aún mayor. La densidad poblacional de *R. aromaticus* es inferior a otras especies arbóreas útiles y endémicas amenazadas como *Magnolia dealbata* Zucc. (Magnoliaceae) que presenta una densidad de 1,137 ind./ha en una zona de vegetación secundaria de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México (Sánchez-Velásquez y Pineda-López, 2006); no obstante, es superior a otras especies en peligro de extinción como *Euryodendron excelsum* H. T. Chang (Theaceae) que se presenta en fragmentos de vegetación secundaria con una densidad promedio de 50 ind./ha (Shen *et al.*, 2009).

La estructura tipo log-normal de la población de *Resinanthus aromaticus* en AB y O parecería señalar una buena regeneración natural en estos sitios, así como un bajo nivel de reclutamiento en los sitios restantes. De acuerdo con diversos autores, AB y O presentan un reclutamiento adecuado; mientras que en las otras tres poblaciones el reclutamiento es bajo, lo cual podría indicar riesgos para la supervivencia a largo plazo de la especie en estas localidades (Silvertown, 1987; Lamprecht, 1990; Howard y Valerio, 1992; Silvertown y Lovett-Doust, 1993; Smith *et al.*, 1997). Sobre la base de los resultados del presente estudio, esta interpretación puede ser contradictoria, ya que una de las dos poblaciones que presentaron una estructura ajustada a la log-normal se encuentra en el sitio mejor conservado (AB), pero la otra se encuentra en un sitio muy afectado por la intervención antrópica (O). Por tanto, este análisis no permitió diferenciar claramente entre una población conservada y otra alterada por la intervención humana.

El análisis de la proporción de juveniles vs adultos indica que sólo las poblaciones de C y O presentan un porcentaje de juveniles superior al de los individuos adultos. En nuestro caso, las conclusiones son distintas a las de Sosa *et al.* (1998), que reportan una adecuada regeneración y por lo tanto, buenas probabilidades de supervivencia a largo plazo para esta especie, debido al predominio de juveniles. En el presente estudio, la elevada proporción de juveniles parece estar relacionada con una alteración de la población, ya que ambos sitios son los que presentan los mayores niveles de afectación por cortes ($> 70\%$) y el resultado podría ser consecuencia de un bajo número de adultos ocasionado por la extracción selectiva de la especie.

El análisis del coeficiente de asimetría de las categorías de tamaño de la población en el sitio mejor conservado (AB) permite afirmar que *Resinanthus aromaticus* es una especie de bosque primario, tolerante a la sombra, con una distribución equitativa de los individuos en las categorías de tamaño, por lo cual presenta un coeficiente de asimetría muy cercano a cero (Swaine *et al.*, 1990; Poorter *et al.*, 1996; Kohira y Ninomiya, 2003; Wright *et al.*, 2003). En el caso de BM y M, el coeficiente de asimetría negativo ($g_1 < 0$) señala un predominio de individuos en las categorías de mayor tamaño (adultos), lo cual podría indicar que la regeneración de la especie en estos sitios presenta dificultades. La presencia de ganado vacuno en BM explicaría esta baja proporción de juveniles. En C y O el coeficiente de asimetría positivo ($g_1 > 0$), que señala un predominio de juveniles parecería indicar una buena regeneración. Sin embargo, estos dos sitios también presentan el mayor nivel de disturbio, reflejado en el elevado porcentaje de individuos de *R. aromaticus* afectados por cortes. De ello se podría deducir que el predominio de juveniles es consecuencia de la extracción de adultos, más que del éxito en la regeneración.

Comparando los tres procedimientos empleados para evaluar el estado de las poblaciones de *Resinanthus aromaticus*, el método de análisis de los coeficientes de asimetría resultó el más adecuado para evaluar el estado de conservación de esta especie. Los análisis basados en la bondad de ajuste a la curva log-normal y en la proporción de individuos juveniles vs individuos adultos se enfocan principalmente al estado de la regeneración, sobreestimando su importancia y no consideran las características ecológicas propias de la especie (Wright *et al.*, 2003; Souza, 2007). En el caso de *R. aromaticus*, el análisis comparativo de los coeficientes de asimetría, en conjunto con las características de los sitios estudiados permite inferir que esta especie pertenece al bosque primario, es tolerante a la sombra y tiene buena capacidad para regenerarse bajo el dosel. Tanto la ausencia de regeneración como una proporción muy elevada de juveniles estarían indicando efectos adversos sobre la población y por lo tanto, posibles riesgos para su supervivencia a futuro.

Con base en los resultados de este estudio y con los criterios de la IUCN se recomienda que

Resinanthus aromaticus permanezca en la categoría especie “En Peligro” de extinción de la Lista Roja de la IUCN. Se puede afirmar que las poblaciones de *R. aromaticus* evaluadas están en peligro de extinción, principalmente por lo reducido del área de distribución conocida (< 500 km²). Así mismo, por la condición fragmentada de la vegetación donde se encuentran y el riesgo de desaparición de las poblaciones en los fragmentos remanentes debido a la deforestación para la expansión agrícola y pecuaria. Sin embargo, la especie tiene a favor de su supervivencia una alta capacidad de rebrote como respuesta al corte, así como una adecuada variabilidad genética (González-Astorga y Castillo-Campos, 2004). Los fragmentos de SMsC en el área de estudio no están protegidos por ningún sistema de reserva, por lo que se sugiere la creación de un área de protección especial. De acuerdo con el análisis del hábitat y estructura poblacional de *R. aromaticus*, se recomienda para este propósito el sitio AB, por presentar el mejor estado de conservación, tanto de la especie, como de la vegetación original donde habita. Se considera importante que haya participación de los habitantes locales en la planificación, ejecución y seguimiento de un programa de manejo sostenible de la especie, así como en los beneficios económicos que puedan generarse, ya que esto favorece la protección de la especie (Zimmerman y Kornos, 2012). También es urgente la inclusión de *R. aromaticus* en el listado de especies protegidas de la NOM-059 (SEMARNAT, 2010), con la finalidad de promover las acciones para su conservación.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a las personas que apoyaron durante el trabajo de campo, Luis Lagunes Galindo, César Carvajal Hernández, Samaria Armenta Montero, María Elena Medina Abreo y Melquiades Garrido. A Rosario Landgrave Ramírez y Roberto Monroy Ibarra por la elaboración de los mapas de ubicación. Al Instituto de Ecología A.C. y al Centro de Investigaciones Tropicales de la Universidad Veracruzana por el apoyo brindado. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada a Olivia Palacios Wassenraar (Becario N° 223960). El presente estudio forma parte de su Tesis Doctoral. Los autores agradecen igualmente a los revisores anónimos por sus valiosas observaciones y sugerencias.

Literatura citada

- Andrzejczyk T. y Brzeziecki B. 1995. The structure and dynamics of old-growth *Pinus sylvestris* (L.) stands in the Wigry National Park, north-eastern Poland. *Vegetatio* **117**:81-94.
- Ayerde-Lozada D. y López-Mata L. 2006. Estructura poblacional y parámetros demográficos de *Juniperus flaccida* Schltdl. *Madera y Bosques* **12**:65-76.
- Beissinger S.R. y Westphal M.I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* **62**:821-841.
- Bendel R.B., Higgins S.S., Teberg J.E. y Pyke D.A. 1989. Comparison of skewness coefficient, coefficient of variation, and gini coefficient as inequality measures within populations. *Oecologia* **78**:394-400.
- Bernardos S., Amado A. y Amich F. 2006. The narrow endemic *Scrophularia valdesii* Ortega-Olivencia & Devesa (Scrophulariaceae) in the Iberian Peninsula: an evaluation of its conservation status. *Biodiversity and Conservation* **15**:4027-4043.
- Borhidi A. 2007. *Resinanthus*, género nuevo de Rubiaceae (Guettardeae). *Acta Botanica Hungarica* **49**:311-317.
- Caldato S.L., Vera N. y Mac Donagh P. 2003. Estructura poblacional de *Ocotea puberula* en un bosque secundario y primario de la selva mixta Misionera. *Ciencia Florestal* **13**:25-32.
- Case T.J. 2000. *An Illustrated Guide to Theoretical Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Castillo-Campos G. 1995. Ecología del paisaje del municipio de Jalcomulco, Veracruz. Tesis maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 192 pp.
- Castillo-Campos G. y Lorence H.D. 1985. *Antirhea aromaticata* (Rubiaceae, Guettardeae), a new species from Veracruz, Mexico. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **72**:268-271.
- Castillo-Campos G., Medina-Abreo M.E., Dávila-Aranda P.D. y Zavala-Hurtado J.A. 2005. Contribución al conocimiento del endemismo de la flora vascular en Veracruz, México. *Acta Botanica Mexicana* **73**:19-57.
- Clinebell II R.R., Phillips O.L., Gentry A.H., Stark N. y Zuuring H. 1995. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* **4**:56-90.

- Condit R., Sukumar R., Hubbell S.P. y Foster R.B. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* **152**:495-509.
- Cuevas-Guzmán R., García-Moya E., Vázquez-García J.A. y Núñez-López N.M. 2008. Estructura poblacional y relaciones ambientales del árbol tropical *Nectandra rufa* (Lauraceae), una especie rara en el occidente de México. *Revista de Biología Tropical* **56**:247-256.
- Dirzo R., Young H.S., Mooney H.A. y Ceballos G. 2011. Introduction. En: Dirzo R., Young H.S., Mooney H.A. y Ceballos G. Eds. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*, pp. xi-xiii, Island Press, Washington D.C.
- Doak D.F. y Morris W. 1999. Detecting population-level consequences of ongoing environmental change without long-term monitoring. *Ecology* **80**:1537-1552.
- Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W. y Gibbs J.P. 2001. *Monitoring Plant and Animal Populations: A Handbook for Field Biologists*. Blackwell Science, Massachusetts.
- Freitas de Souza I., Souza A.F., Pizo M.A. y Ganade G. 2010. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalypts plantations in subtropical South America. *Biodiversity and Conservation* **19**:1683-1698.
- Fréville H., Colas B., Riba M., Caswell H., Mignot A., Imbert E. y Olivieri I. 2004. Spatial and temporal demographic variability in the endemic plant species *Centaurea corymbosa* (Asteraceae). *Ecology* **85**:694-703.
- García D., Zamora R., Hódar J.A. y Gómez J.M. 1999. Age structure of *Juniperus communis* L. in the Iberian Peninsula: conservation of remnant population in Mediterranean mountains. *Biological Conservation* **87**:215-220.
- George A.K., Walker K.F. y Lewis M.M. 2005. Population status of eucalypt trees on the river Murray floodplain, South Australia. *River Research and Applications* **21**:271-282.
- Godínez-Alvarez H., Jiménez M., Mendoza M., Pérez F., Roldán P., Ríos-Casanova L. y Lira R. 2008. Densidad, estructura poblacional, reproducción y supervivencia de cuatro especies de plantas útiles en el Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **79**:393-403.
- Gómez-Aparicio L., Zamora R. y Gómez J.M. 2005. The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* **121**:195-206.
- Gómez-Pompa A., Krömer T. y Castro-Cortés R. Coords. 2010. *Atlas de la Flora de Veracruz: Un Patrimonio Natural en Peligro*. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana, Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa. González-Astorga J. y Castillo-Campos G. 2004. Genetic variability of the narrow endemic tree *Antirhea aromatica* Castillo-Campos & Lorence (Rubiaceae, Guettardeae) in a tropical forest of Mexico. *Annals of Botany* **93**:521-528.
- Herbert J. 2006. Distribution, habitat and red list status of the New Caledonian endemic tree *Canacomyricea monticola* (Myricaceae). *Biodiversity and Conservation* **15**:1459-1466.
- Howard A.F. y Valerio J. 1992. A diameter class growth model for assessing the sustainability of silvicultural prescriptions in natural tropical forest. *Commonwealth Forestry Review* **71**:171-177.
- Hutchings M.J. 1997. The structure of plant populations. En: Crawley M.J. Ed. *Plant Ecology*, pp. 325-358, Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- IUCN [Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza]. 2014. *IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2014.1. <www.iucnredlist.org> (Consultado 13 junio 2014).
- IUCN. 2000. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Gland. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_cats_crit_sp.pdf> (Consultado 13 junio 2014).
- Kelly C.K., Smith H.B., Buckley Y.M., Carter R., Franco M., Johnson W., Jones T., May B., Ishiwara R.P., Perez-Jimenez A., Magallanes A.S., Steers H. y Waterman C. 2001. Investigations in commonness and rarity: a comparative analysis of co-occurring, congeneric Mexican trees. *Ecology Letters* **4**:618-627.
- Kohira M. y Ninomiya I. 2003. Detecting tree populations at risk for forest conservation management: using singleyear vs. long-term inventory data. *Forest Ecology and Management* **174**:423-435.
- Lampricht H. 1990. *Silvicultura en los Trópicos: los Ecosistemas Forestales en los Bosques Tropicales y sus Especies Arbóreas. Posibilidades y Métodos para un Aprovechamiento Sostenido*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn.
- Lande R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *The American Naturalist* **142**:911-927.
- Leak W.B. 1965. The J-shaped probability distribution. *Forest Science* **11**:405-409.
- López-Mata L. 2013. The impact of seed extraction on the population dynamics of *Pinus maximartinezii*. *Acta Oecologica* **49**:39-44.
- Martínez-Ramos M. y Álvarez-Buylla E.R. 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **56**:121-153.

- Medel-Narváez A., León de la Luz J.L., Freaner-Martinez F. y Molina-Freaner F. 2006. Patterns of abundance and population structure of *Pachycereus pringlei* (Cactaceae), a columnar cactus of the Sonoran Desert. *Plant Ecology* **187**:1-14.
- Menges E.S. 2000. Applications of population viability analyses in plant conservation. *Ecological Bulletins* **48**:73-84.
- Miles L., Newton A.C., DeFries R.S., Ravilious C., May I., Blyth S., Kapos V. y Gordon J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* **33**:491-505.
- Miranda F. y Hernández-X. E. 1963. Los tipos de vegetación en México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **28**:29-72.
- Mooney H.A., Bullock S.H. y Medina E. 1995. Introduction. En: Bullock S.H., Mooney H.A. y Medina E. Eds. *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp.1-8, Cambridge University Press, Cambridge.
- Morris W.F. y Doak D.F. 2002. *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability analysis*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Murphy P.G. y Lugo A.E. 1995. Dry forest of Central America and the Caribbean. En: Bullock S.H., Mooney H.A. y Medina E. Eds. *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp. 9-34, Cambridge University Press, Cambridge.
- Oostermeijer J.G.B. 2003. Threats to rare plant persistence. En: Brigham C.A. y Schwartz M.W. Eds. *Population Viability in Plants: Conservation, Management and Modeling of Rare Plants*, pp. 17-58, Springer, Berlin.
- Palacios-Wassenaar O.M. 2013. El chicahuastle (*Resinanthus aromaticus*): una especie maderable endémica de la selva mediana subcaducifolia del centro de Veracruz, México. Tesis doctoral, Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz. 151 pp.
- Palacios-Wassenaar O., Castillo-Campos G., Vázquez-Torres S.M. y Del Amo-Rodríguez S. 2014. Flora vascular de la selva mediana subcaducifolia del centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **85**:125-142.
- Peres C.A., Baider C., Zuidema P.A., Wadt L.H.O., Kainer K.A., Gomes-Silva D.A.P., Salomão R.P., Simeões L.L., Franciosi E.R.N., Cornejo-Valverde F., Gribel R., Shepard G.H.Jr., Kanashiro M., Coventry P., Yu D.W., Watkinson A.R. y Freckleton R.P. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* **302**:2112-2114.
- Poorter L., Bongers F., van Rompaey R.S.A.R. y de Klerk M. 1996. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest. *Forest Ecology and Management* **84**:61-69.
- Portillo-Quintero C. y Sánchez-Azofeifa G.A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* **143**:144-155.
- Primack R.B. 1995. *A Primer of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Read J., Sanson G.D., Burd M. y Jaffré T. 2008. Mass flowering and parental death in the regeneration of *Cerberiopsis candelabra* (Apocynaceae), a long-lived monocarpic tree in New Caledonia. *American Journal of Botany* **95**:558-567.
- Ribeiro K.T. y Fernandes G.W. 2000. Patterns of abundance of a narrow endemic species in a tropical and infertile montane habitat. *Plant Ecology* **147**:205-218.
- Sánchez-Velásquez L.R. y Pineda-López M.R. 2006. Species diversity, structure and dynamics of two populations of an endangered species, *Magnolia dealbata* (Magnoliaceae). *Revista de Biología Tropical* **54**:997-1002.
- Sánchez-Velásquez L.R., Hernández-Vargas G., Carranza-M. M.A., Pineda-López M.R., Cuevas-G. R. y Aragón-C. F. 2002. Estructura arbórea del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva en el norte de la Sierra de Manantlán, México. Antagonismo de usos. *Polibotánica* **13**:25-46.
- Sarukhán J., Piñero D. y Martínez-Ramos M. 1985. Plant demography: a community-level interpretation. En: White J. Ed. *Studies in Plant Demography*, pp 17-31, Academic Press, Londres.
- SEMARNAT [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-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*. 2da Sección, 30 de Diciembre de 2010.
- SMN [Servicio Meteorológico Nacional]. 2010. <www.smn.cna.gob.mx/SMN.html> (Consultado 19 abril 2010).
- Shen S.-K., Wang Y.-H., Wang B.Y., Ma H.-Y., Shen G.-Z. y Han Z.-W. 2009. Distribution, stand characteristics and habitat of a critically endangered plant *Euryodendron excelsum* H.T.Chang (Theaceae): implications for conservation. *Plant Species Biology* **24**:133-138.
- Silvertown J.W. 1987. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman Scientific & Technical, Londres.
- Silvertown J.W y Lovett-Doust J. 1993. *Introduction to Plant population Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Smith D.M., Larson B.C., Kelty M.J. y Ashton P.M.S. 1997. *The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York.

Recibido:
8 de octubre de 2014

Aceptado:
8 de febrero de 2015

- Sosa V.J., Vovides A.P. y Castillo-Campos G. 1998. Monitoring endemic plant extinction in Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **7**:1521-1527.
- Souza A.F. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology* **32**:524-533.
- Souza A.F. y Martins F.R. 2004. Population structure and dynamics of a neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* **13**:1611-1632.
- Swaine M.D. y Hall J.B. 1988. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *Journal of Tropical Ecology* **4**:253-269.
- Swaine M.D. y Whitmore T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* **75**:81-86.
- Swaine M.D., Lieberman D. y Hall J.B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio* **88**:31-51.
- Systat Software Inc. 2006. *SigmaStat 3.5 and SigmaPlot 10.0 for Windows*. San José, California Disponible en: <<https://systatsoftware.com/products/>>
- Toledo V.M. 1982. Pleistocene changes of vegetation in tropical Mexico. En: Prance G.T. Ed. *Biological Diversification in the Tropics*, pp. 93-111, Columbia University Press, Nueva York.
- Trejo I. y Dirzo R. 2000. Deforestation and seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* **94**:133-142.
- Trejo I. y Dirzo R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* **11**:2063-2084.
- Vilchez B. y Rocha O. 2006. Estructura de una población del árbol *Peltogyne purpurea* (Caesalpiniaceae) en un bosque intervenido de la Península de Osa, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* **54**:1019-1029.
- Vischi N., Natale E. y Villamil C. 2004. Six endemic plant species from central Argentina: an evaluation of their conservation status. *Biodiversity and Conservation* **13**:997-1008.
- Vovides A.P. 1998. *Antirhea aromatica*. En: IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. <www.iucnredlist.org> (Consultado 23 septiembre 2012).
- Vovides A.P. y Gómez-Pompa A. 1977. The problems of threatened and endangered plant species of Mexico. En: Prance G.T. and Elias T.S. Eds. *Extinction is Forever: threatened and endangered species of plants in the Americas and their significance in ecosystems today and in the future : proceedings of a symposium held at the New York Botanical Garden, May 11-13, 1976, in commemoration of the Bicentennial of the United States of America*, pp. 77-88, New York Botanical Garden, Nueva York.
- Watkinson A.R. y Powell J.C. 1997. The life history and population structure of *Cycas armstrongii* in monsoonal northern Australia. *Oecologia* **111**:341-349.
- Wright S.J., Muller-Landau H.C., Condit R. y Hubbell S.P. 2003. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology* **84**:3174-3185.
- Zimmerman B.L. y Kormos C.F. 2012. Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience* **62**:479-487.