



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i60.724>

Artículo

Jardín botánico y *arboretum*: estrategias de conservación forestal en paisajes antropizados del trópico mexicano

Botanical garden and *arboretum*: forest conservation strategies in anthropized landscapes of the Mexican tropics

Ligia Guadalupe Esparza-Olguín^{1*}, Aixchel Maya Martínez², Gonzalo Hernández García² y Eduardo Martínez Romero³

Abstract

Botanical gardens and *arboreta* are considered relevant conservation instruments based on the alarming deforestation rates that forests have and the consequent impact on their diversity. In this paper, the diversity, conservation status and potential use of tree species in the botanical garden (JB) and arboretum (A) of the *El Tormento* Forest Technology Research and Transfer Center were analyzed. In the first, the sampling was carried out in a total area of 9 375 m²; while in the second the sampling was done in 1.6 ha. Both spaces represent vegetation of medium sub-evergreen forest, with 11 871 individuals which belong to 92 species and 35 families. JB was 1.6 times more diverse than A. 15 potential uses were documented in 98.9 % of the species with at least one registered use. Among the species in both collections, there are seven classified in the IUCN red list, two in CITES and eight in the NOM-059-SEMARNAT-2010. These results underscore the importance of the botanical garden and the arboretum as reservoirs of useful forest species from many different perspectives and as conservation spaces for threatened taxa from the medium-long sub-evergreen forests of southern Mexico.

Key words: *El Tormento* Forest Technology Research and Transfer Center, deforestation, tree species, conservation status, forest management, semi evergreen tropical forest.

Resumen

Los jardines botánicos y *arboreta* son considerados instrumentos de conservación relevantes a partir de las alarmantes tasas de deforestación que tienen las selvas y la consecuente afectación de su diversidad. En este trabajo se analizó la diversidad, el estatus de conservación y el uso potencial de las especies arbóreas en el jardín botánico (JB) y el *arboretum* (A) del Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal El Tormento. En el primero, el muestreo se realizó en un área total de 9 375 m²; mientras que, en el segundo el muestreo se hizo en 1.6 ha. Ambos espacios representan vegetación de selva mediana subperennifolia, con 11 871 individuos pertenecientes a 92 especies y 35 familias. El JB fue 1.6 veces más diverso que A. Se documentaron 15 usos potenciales en 98.9% de los taxones con al menos un uso registrado. Entre los taxa de ambas colecciones, se tienen siete clasificadas en la lista roja de la IUCN, dos en CITES y ocho en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Estos resultados subrayan la importancia del jardín botánico y el *arboretum* como reservorios de especies forestales útiles desde muy diversas perspectivas y como espacios de conservación de taxa amenazados de las selvas medianas subperennifolias del sur de México.

Palabras clave: Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal El Tormento, deforestación, especies arbóreas, estatus de conservación, manejo forestal, selva subperennifolia.

Fecha de recepción/Reception date: 31 de enero de 2020

Fecha de aceptación/Acceptance date: 19 de junio de 2020

¹Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. México

²Centro Experimental Edzná, CIR-Sureste, INIFAP. México

³Investigación y Soluciones Socioambientales, A.C. Campeche, México

*Autor por correspondencia; correo-e: lgeo.ecosur@gmail.com

Introducción

Las selvas mantienen más de la mitad de las especies del planeta y se consideran importantes centros de endemismos (Dirzo *et al.*, 2009). Son reguladoras del ciclo hidrológico y de la temperatura ambiental (Lawrence *et al.*, 2004); además de que proporcionan diversos recursos a las comunidades humanas como alimento, madera, vestido, medicina, recreación, entre otros (Balvanera, 2012). Estos ecosistemas se cuentan entre los más afectados por actividades antropogénicas de tipo urbano, agrícola y ganadero; además por la incidencia de fenómenos naturales como huracanes e incendios forestales. Lo anterior ha provocado la pérdida (deforestación), degradación o fragmentación de una gran parte de las selvas (FAO, 2016); lo que ha conducido a la pérdida de biodiversidad y de una gran cantidad de recursos forestales potencialmente útiles para el hombre (Sloan y Soyer, 2015).

En México, se reconoce que la deforestación ha tenido un mayor impacto en las selvas que en los bosques templados, misma que se estima en una reducción de 80 % de su territorio en el país (Challenger y Soberón, 2008). Los procesos de deforestación y fragmentación han sido muy importantes en las selvas del sur de la Península de Yucatán, que albergan una riqueza florística calculada en 161 familias que agrupan a 2 329 especies, de las cuales 8.6 % son endémicas de la región (Pérez-Sarabia *et al.*, 2017).

Una estrategia para salvaguardar los recursos forestales son los jardines botánicos y los *arboreta*, como centros de conservación *ex-situ* o *in-situ*, pues desempeñan una función muy importante en programas de educación ambiental, investigación y entrenamiento en el conocimiento botánico a diversos niveles (Arnet *et al.*, 2015; Dunn, 2017; Chen y Sun, 2018). Son particularmente valiosos cuando preservan áreas de bosques o selvas inmersos en matrices agropecuarias o urbanas, pues constituyen hábitats o corredores que coadyuvan en la conservación de la flora y la fauna (Dunn, 2017).

El jardín botánico (JB) del Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal "El Tormento", ubicado en Campeche, México, fue fundado en 1965 como un jardín natural forestal representativo de la selva mediana subperennifolia, con el objetivo de preservar la diversidad forestal de este ecosistema e introducir especies del trópico mexicano o de otras partes del mundo para enriquecerlo (Salaya-Sánchez y Gómez-Gómez, 1981). El *arboretum* (A), se estableció en 1963 con la finalidad de representar una plantación forestal comercial mixta de especies nativas y exóticas, así como para conservar parte de la diversidad genética de especies forestales maderables, con fines de investigación y educación (Uzcanga-Pérez *et al.*, 2018). Desafortunadamente, ambas áreas fueron abandonadas por diferentes razones durante más de veinte años. En la actualidad, tanto el JB como el A, están en proceso de reactivación, con el propósito de constituir un espacio para actividades de educación ambiental, investigación científica, así como reserva de especies nativas y exóticas con usos múltiples.

El objetivo del presente estudio consistió en evaluar el estado de conservación actual de la vegetación del jardín botánico y del *arboretum* del Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal El Tormento, por medio del análisis de la representatividad de las especies arbóreas y la estructura en ambos espacios, respecto a las comunidades vegetales circundantes, la diversidad de especies arbóreas en ambos espacios, y su uso potencial. Esta información documentará las estrategias de reactivación en dichas colecciones vivas y contribuirá en los esfuerzos de conservación de las selvas.

Materiales y Métodos

El Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal El Tormento se encuentra a 7 km de la ciudad de Escárcega, en el kilómetro 292 de la carretera federal 186, entre los 18°16'25" N y los 90°43'55" O en el municipio Escárcega, Campeche (Cedeño, 1981). El clima en la región es tropical, A(w) I'g, según la

clasificación de Köppen, modificada por García, con temperaturas medias anuales entre 23 y 25 °C, con máximas de 42 °C y mínimas de 4.5 °C; con una precipitación media anual de 1 145 mm (López-Torres y Tamarit-Urías, 2005).

El JB se ubica en el sureste del Centro de Investigación, a un costado de la zona habitacional; mientras que el A en la entrada principal a las oficinas, ambos frente a la carretera 186 (Villahermosa-Escárcega). El JB ocupa un área de 800 m de largo y 50 m de ancho (4 ha), mientras que el A tiene una superficie de 1.6 ha y está dividido en dos cuadrantes, separados por un camino de acceso a las oficinas, establecidos como una colección de árboles vivos (Figura 1). En ambos casos los suelos predominantes son Rendzina y Vertisol, según el sistema de clasificación de FAO (Cuanalo, 1981).

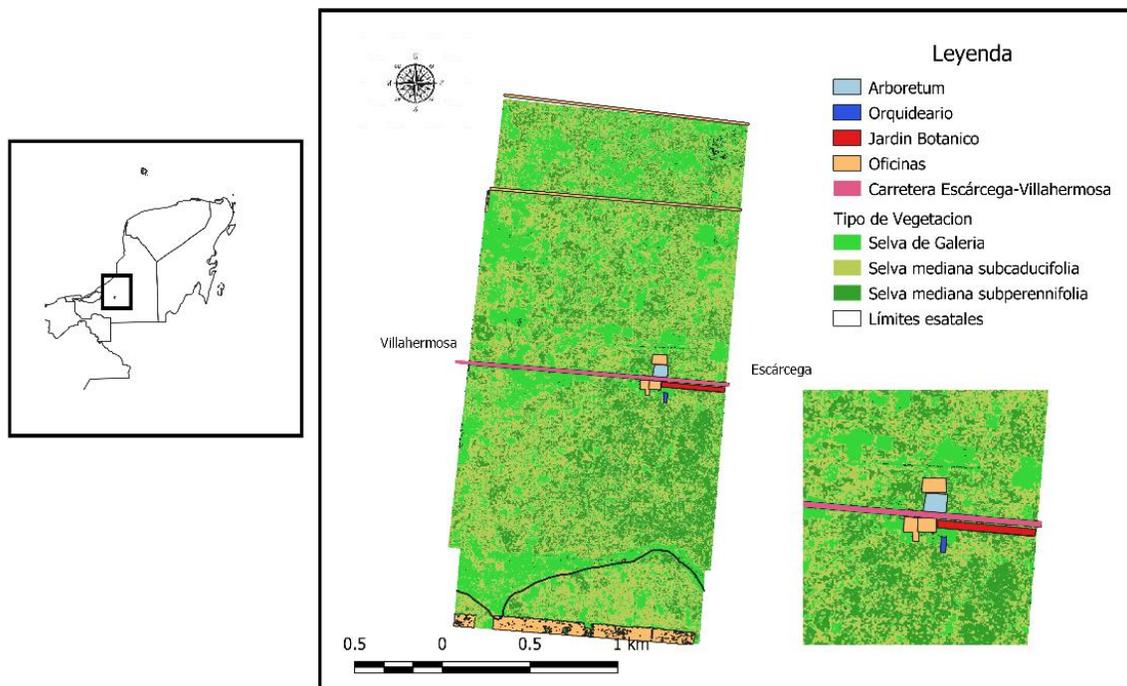


Figura 1. Ubicación del Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal “El Tormento”, el jardín botánico (JB) y el *arboretum* (A).

El muestreo en campo se realizó en 15 parcelas cuadradas de 25 × 25 m (625 m²); es decir, en 9 375m² en el JB; en el A se trabajó en los dos cuadrantes del área total y en las selvas circundantes (SM) se establecieron cinco parcelas circulares de 1 000 m² (17.84 m de diámetro). En estas áreas se identificó a los individuos arbóreos presentes hasta nivel de especie, a los que se les midió el diámetro a la altura de 1.30 m a partir de 2.5 cm, con una cinta diamétrica modelo 283D/5m *Forestry Suppliers*, y la altura con un hipsómetro *Vertex IV Hanglöf*.

La identificación taxonómica se realizó con el apoyo de parataxónomos (Demetrio Álvarez Montejo, Manuel Arana Cua y Antonio López Carrillo), bibliografía especializada (Pennington y Sarukhán, 2005; Carnevali *et al.*, 2010) y el apoyo de expertos del herbario de la Universidad Autónoma de Campeche. Para la corroboración y, en su caso, la actualización de los datos taxonómicos se consultó *The plant list* (2013).

Con los datos de campo se hizo un listado florístico de las especies arbóreas, cuyo uso se documentó mediante referencias especializadas y publicadas, así como su estatus de conservación en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Semarnat, 2010), la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2019) y los apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES, 2017).

Para examinar la representatividad de los taxones del JB y A respecto a las SM, se compararon los listados, se analizó la diferencia en la composición de especies entre JB y SM, así como A y SM mediante un análisis de similitud (ANOSIM), para ello se utilizó la distancia del índice de *Bray Curtis* (Bray y Curtis, 1957). La estimación de la proporción que aporta cada taxón a la diferencia entre las áreas de estudio, se determinó por el porcentaje de disimilitud entre ellas, se empleó la subrutina *SIMPER* (Clarke, 1993). Estos análisis se hicieron con el programa *PAST 3.25* (Hammer *et al.*, 2001).

Se calcularon la densidad (ind ha^{-1}), el área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y el valor de importancia relativa de las especies (VIR). El VIR correspondió a la sumatoria de la abundancia relativa (número de individuos por especie/número total de individuos de todas las especies * 100); la frecuencia relativa (frecuencia de una especie/suma de la frecuencia de todas las especies * 100); y área basal relativa (área basal de cada especie/área basal total de todas las especies * 100) (Magurran, 2004).

En el análisis de la estructura horizontal se emplearon los valores de diámetro a la altura del pecho y para la vertical los datos de la altura total, que se representaron mediante distribuciones de frecuencia agrupadas por clase en histogramas.

Se estimaron para el JB y A la riqueza de familias (número de familias) y la diversidad verdadera mediante la expresión:

$$qD = \left(\sum_i^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde:

qD = Diversidad verdadera

p_i = Abundancia relativa (abundancia proporcional) de la i ésima especie

S = Número de especies

q = Orden de la diversidad

Esta expresión define la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies (Jost y González-Oreja, 2012). Las medidas de diversidad verdadera estimadas fueron las de orden cero (0D), es decir la riqueza específica, y la de orden 1 (1D) que considera a todas las especies en el valor de diversidad. Además, al estimar la riqueza esperada para las áreas de estudio se calculó la eficiencia de

muestreo o completitud del inventario, mediante la comparación de los taxones observados y estimados; para ello, se emplearon los estimadores no paramétricos Chao1, ACE (basados en la incidencia de las especies) y Chao 2 (basado en la abundancia de individuos de las especies) con el *software Estimates* versión 9.1 (Colwell, 2017).

Resultados

Se registraron 11 871 individuos: 10 723 en el JB (11 457 ind ha⁻¹) y 1 148 en el A (717.5 ind ha⁻¹). Se documentaron 92 especies pertenecientes a 35 familias, de las cuales 86 se encontraron en el JB y 51 en el A; de ellas, las mejor representadas por el número de especies en los dos sitios fueron Fabaceae (19), Arecaceae (7), Sapotaceae (6) y Rubiaceae (5), que incluyen 40 % de los taxones en ambas áreas de estudio (Cuadro 1). Las familias con mayor número de individuos fueron Sapotaceae (1 369), Arecaceae, Anacardiaceae, Rubiaceae, Lauraceae y Fabaceae (Cuadro 1).

Cuadro 1. Abundancia y usos de las especies arbóreas registradas en el jardín botánico (JB) y en el *arboretum* (A) El Tormento.

Familia/Especie	A	JB	Usos
Anacardiaceae			
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	65	231	M
<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	26	672	Me, C
<i>Spondias mombin</i> L.	63	29	A, M, C, Md, CV, U, Pa
Annonaceae			
<i>Annona reticulata</i> L.	1	71	A, Me, Md
<i>Mosannonia depressa</i> (Baill.) Chatrou		24	Me, M, Cr
Apocynaceae			
<i>Thevetia ahouai</i> (L.) A.DC.		4	M, Me, O
Araliaceae			
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch	4	167	Md, M, Ar, C, Me, Pa
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyererm. & Frodin	1	2	Md, M, I
Arecaceae			
<i>Chamaedorea oblongata</i> Mart.		130	O

<i>Chamaedorea seifrizii</i> Burret		560	O, Ar
<i>Cryosophila stauracantha</i> (Heynh.) R.J.Evans		1145	U, M, O
<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.		1	Ar
<i>Goussia maya</i> (O.F. Cook) H.J.Quero & Read		4	O
<i>Sabal gretherae</i> H. J. Quero	4		O
<i>Sabal mexicana</i> Mart.	3	131	O, Ar, Md
Asparagaceae			
<i>Beaucarnea pliabilis</i> (Baker) Rose		2	O
Bignoniaceae			
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose		3	Md, O, CV, U, Me, M, C
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex ADC.	18	1	A, C, M, Md, Me, U
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth		87	C, Md, CV, M, O, E, F, I, Me
Boraginaceae			
<i>Cordia dodecandra</i> A. DC.	8		Md, A, U, M, Ar
<i>Ehretia tinifolia</i> L.		9	U, M, O, Md, Me, Ar
Burseraceae			
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	60	247	M, Md, P, CV, F, C, I, E, Ar, Me
<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Engl.		44	Md, CR, M
Cannabaceae			
<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) J.F.Leroy		17	Md, U
Clusiaceae			
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.		1	I, Ar, C, F, Md, M
Combretaceae			
<i>Bucida buceras</i> L.	7	26	Md, C
Erythroxylaceae			
<i>Erythroxylum confusum</i> Britton		20	Md, M
Euphorbiaceae			
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.		2	I, Md, E
<i>Gymnanthes lucida</i> Sw.		272	Md
<i>Hippomane mancinella</i> L.	1	13	M
Fabaceae			
<i>Acacia cornígera</i> (L.) Willd		24	M, C, Me
<i>Acosmium panamense</i> (Benth.) Yakovlev	27	16	Md, U, Ar, C, M
<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	1	12	Md, O, F, M
<i>Bauhinia divaricata</i> L.		5	Md, M, CR, F, C
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	7		O, C, Me
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	33	1	C, Md, CV, F, M, A, P, Ar, U, Me, E
<i>Gliricidia maculata</i> ("Humb., Bonpl. & Kunth") Steud.		1	CV, Md, M, Ar, A, C, F, U, I, Me
<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standl.	89	138	Md, C, I, Me, F
<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	1	88	M, Md, I, C, Me

<i>Lonchocarpus longistylus</i> Pittier		2	CR, O, M
<i>Lotus berthelotii</i> Masf.		8	O
<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	131	177	Md, Me, C, Cn, F, M, U
<i>Mariosousa dolichostachya</i> (S.F. Blake) Seigler & Ebinger	31	259	Md, Me
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms	2	3	I, Md, M, Me, E
<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	176	26	M, Md, Me, C, CV, F
<i>Platymiscium yucatanum</i> Standl.		1	Md, U, Ar
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake		4	Ar, C, Md, Pa
<i>Swartzia cubensis</i> (Britton & Wilson) Standl.	1	17	Me, C, M, Md
<i>Vatairea lundellii</i> (Standl.) Record		5	Md
Lamiaceae			
<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	1		Md, C, M
<i>Tectona grandis</i> L. f.	2		Md
<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	77	120	C, M, CV, Me, Ar, U
Lauraceae			
<i>Licaria peckii</i> (I.M.Johnst.) Kosterm.	5	78	Md
<i>Nectandra salicifolia</i> (Kunth) Nees.	4	1107	C, CV, Me
Malvaceae			
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	3	11	Md, C, MCM F, Me, Ar, A, E, I, CR
<i>Hampea trilobata</i> Standl.		85	Md, U, M, Me, C
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	12	35	F, O, Me, E, CR
Meliaceae			
<i>Cedrela odorata</i> L.	77	24	Md, M, E, Ar, C, U, Me
<i>Swietenia macrophylla</i> King	31	49	Md, Ar, E, U, M, Me
Moraceae			
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	3	125	Ar, A, U, Pa, Md, F, M
<i>Pseudolmedia glabrata</i> (Liebm.) C.C.Berg	5	127	Md, A
<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb.	2	307	CV, Md, U, Me
Myrtaceae			
<i>Eucalyptus</i> sp	3		I, Md, M, E
<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merrill	34	161	A, E, M, C, Md, U, I
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.		3	Md, M, A
Phyllanthaceae			
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.		8	C, Md
Picramniaceae			
<i>Alvaradoa amorphoides</i> Liebm.	7	20	M, Md, U, C
Piperaceae			
<i>Piper aduncum</i> L.		89	M
Polygonaceae			
<i>Coccoloba barbadensis</i> Jacq.		2	Md, U

<i>Coccoloba cozumelensis</i> Hemsl.	2	196	Md, Me,
Putranjivaceae			
<i>Drypetes lateriflora</i> (Sw.) Krug & Urb	2	153	Md, CR
Rhamnaceae			
<i>Krugiodendron ferreum</i> (Vahl) Urb	1	11	Md
Rosaceae			
<i>Crataegus rhipidophylla</i> Gand.		34	O
Rubiaceae			
<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.	23	479	Md, Me
<i>Blepharidium guatemalense</i> Standl.	20	72	
<i>Exostema mexicanum</i> A. Gray	5	225	Md, C, Me
<i>Guettarda combsii</i> Urb	2	287	Md
<i>Simira salvadorensis</i> (Standl.) Steyererm	1	34	U, Md
Rutaceae			
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.		1	M
Salicaceae			
<i>Laetia thamnina</i> L.		116	M, CR, Md
<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton & Millsp.	3	105	M, Md, C
Sapindaceae			
<i>Cupania glabra</i> Sw.		430	Md
<i>Matayba oppositifolia</i> (A.Rich.) Britton & Millsp.		9	Md
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radkl.) Acev. Rodr		13	A, C, Md
Sapotaceae			
<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegee		24	A, Md, M
<i>Manilkara zapota</i> L(L.) P.Royen	3	163	A, Md, M, I, Ar, F, U
<i>Pouteria campechiana</i> (Kunth) Baehni	1	130	Md, A, M, Me
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma		946	Md, A
<i>Sideroxylon foetidissimum</i> Jacq.		5	Md, F, M, Me, I
<i>Sideroxylon salicifolium</i> (L.) Lam.		96	M, Md, Me, A
Simaroubaceae			
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	33	134	M, Md, Pa, U, A, Ar, Me, E
Urticaceae			
<i>Cecropia peltata</i> L.		2	M, Ar, A, I, F, U, Pa, Md

Usos: A = Alimento; M = Medicina tradicional; C = Combustible; Md = Madera;
O = Ornato; Ar = Artesanías; U = Utensilios; P = Pegamento; CV = Cercos vivos; F = Forraje; CR = Cultural, religioso; E = Esencias, cosméticos, jabones; Me = Melíferas; I = Etanol, insecticida, otros metabolitos secundarios usados en la industria; Pa = Papel.

En relación con las especies, las más abundantes en el JB fueron *Cryosophila stauracantha* (Heynh.) R.J.Evans (1 145), *Nectandra salicifolia* (Kunth) Nees. (1 111), *Pouteria reticulata* (Engl.) Eyma (946), *Metopium brownei* (Jacq.) Urb. (672), y *Chamaedorea seifrizii* Burret (560); mientras que en el A fueron *Piscidia piscipula* (L.) Sarg. (176), *Lysiloma latisiliquum* (L.) Benth. (131), *Lonchocarpus castilloi* Standl. (89), *Vitex gaumeri* Greenm. y *Cedrela odorata* L. (77) (Cuadro 1).

Entre los taxa identificados en el JB y el A, se registraron siete especies endémicas; dos en ambas áreas de estudio: *Mariosousa dolichostachya* (S.F. Blake) Seigler & Ebinger y *Alseis yucatanensis* Standl.; y cinco presentes solo en el JB: *C. stauracantha*, *Gaussia maya* (O.F. Cook) H.J. Quero & Read, *Lonchocarpus longistylus* Pittier, *Platymiscium yucatanum* Standl. y *Hampea trilobata* Standl. Además, se registraron cinco especies introducidas, una compartida en ambas áreas: *Myroxylon balsamum* (L.) Harms (originaria de Centroamérica), una en el JB *Lotus berthelotii* Masf. (endémica de Tenerife) y tres en el A; *Delonix regia* (Hook.) Raf. (endémica de Madagascar), *Gmelina arborea* Roxb. (nativa del sudeste de Asia y la India) y *Eucalyptus sp.* (originaria de Australia y Nueva Guinea).

Respecto al estatus de conservación de los taxones registrados en el JB y A: siete especies están en la lista roja de IUCN, en las categorías en peligro (EN: *Blepharidium guatemalense* Standl.), vulnerable (VU: *C. odorata* y *Swietenia macrophylla* King), casi amenazada (NT: *Mariosousa dolichostachya*) y preocupación menor [LC: *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertero ex ADC., *Lonchocarpus guatemalensis* Benth. y *Pouteria campechiana* (Kunth) Baehni]. En CITES están dos especies en los apéndices II (*S. macrophylla*) y III (*C. odorata*); mientras que en la NOM-059-SEMARNAT-2010 se registran ocho especies en las categorías en peligro de extinción [P: *Vatairea lundellii* (Standl.) Record], amenazada [A: *Astronium graveolens* Jacq., *G. maya*, *Beaucarnea pliabilis* (Baker) Rose, *Handroanthus chrysanthus* (Jacq.) S.O. Grose, *Calophyllum brasiliense* Cambess. y *Acosmium panamense* (Benth.) Yakovlev] y sujeta a protección especial (Pr: *C. odorata*).

Por otro lado, en cuanto a la representación en el JB y el A del potencial de utilidad de las especies forestales tropicales, se identificaron 15 usos potenciales. Solamente uno de los taxones carece de citas de uso (*B. guatemalense*); mientras que 77.6 % son especies multiuso (Cuadro 1). Entre los usos destacan el maderable, con 74.5 % (madera para construcción, carpintería o ebanistería); medicinal (52.1 %); melífero, con 36.2 % (provisión de néctar y polen); y combustible, con 34 % (leña y carbón).

Se identificaron 103 especies en las SM, de las cuales 54 (52.43 %) estuvieron presentes en el JB y 38 en el A (36.89 %). El análisis ANOSIM mostró que la composición de especies en ambos casos fue estadísticamente diferente ($R=0.769$, $p=0.0086$). El análisis *SIMPER* permitió identificar una disimilitud promedio en este concepto de 83.96 % entre las SM y el JB; y de 89.91 % entre las SM y el A. Las especies que contribuyeron en mayor medida a esas diferencias se presentan en el Cuadro 2.



Cuadro 2. Especies que contribuyen con los mayores porcentajes a la disimilitud en la composición de especies entre las SM y el JB, las SM y el A en El Tormento. Resultados obtenidos con el análisis SIMPER.

JB vs SM			
Espece	Pd	% Contr.	% Contr. A
<i>Thouinia paucidentata</i> Radlk.	20.06	23.89	23.89
<i>Cryosophila stauracantha</i> (Heynh.) R. J.Evans	5.892	7.018	30.91
<i>Nectandra salicifolia</i> (Kunth) Nees	5.222	6.219	37.13
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	4.74	5.646	42.78
<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	3.545	4.222	47
<i>Guettarda combsii</i> Urb	2.247	2.676	49.67
<i>Cupania glabra</i> Sw.	2.162	2.575	52.25
<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.	2.119	2.524	54.77
<i>Chamaedorea seifrizii</i> Burret	2.1	2.501	57.27
A vs SM			
Espece	Pd	% Contr.	% Contr. A
<i>Thouinia paucidentata</i> Radlk.	20.06	22.31	22.31
<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	10.04	11.17	33.48
<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	6.857	7.626	41.1
<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standl.	5.08	5.65	46.75
<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	4.292	4.773	51.52
<i>Cedrela odorata</i> L.	3.797	4.223	55.75
<i>Spondias mombin</i> L.	3.625	4.032	59.78
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	3.535	3.932	63.71
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	3.044	3.385	67.1

Pd = Promedio de disimilitud; % Contr. = Porcentaje de contribución;
% Contr. A = Porcentaje de contribución acumulado.

En el análisis de la estructura, el área basal promedio del A fue de $39.08 \text{ m}^2 \pm 0.71$, la del JB de $14.12 \text{ m}^2 \pm 2.98$ y la de las SM de $38.93 \text{ m}^2 \pm 9.37$. Las especies con mayor VIR para cada una de las áreas se muestran en el Cuadro 3. Se observa que en el JB y el A el valor de VIR está asociado con cifras altas de abundancia relativa o del área basal relativa; mientras que, en las SM hay especies en las que la frecuencia relativa es responsable del alto valor de VIR.

Cuadro 3. Lista de especies con mayor valor de importancia relativa (VIR) en el *arboretum* (A), jardín botánico (JB) y selvas (SM) de El Tormento.

Especie	Frec rel	Ab rel	AB rel	VIR
A				
<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	0.00	11.84	21.31	11.05
<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	2.67	15.66	11.30	9.88
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	2.67	3.01	14.99	6.89
<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standl.	2.67	8.01	9.60	6.76
<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	2.67	7.01	8.60	6.09
<i>Spondias mombin</i> L.	2.67	5.74	4.54	4.31
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	2.67	5.46	4.59	4.24
<i>Cedrela odorata</i> L.	2.67	6.10	3.88	4.22
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	2.67	5.92	2.59	3.72
JB				
<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	2.08	1.65	14.43	6.05
<i>Cryosophila stauracantha</i> (Heynh.) R.J.Evans	2.08	10.68	1.83	4.86
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	2.08	8.83	3.48	4.79
<i>Nectandra salicifolia</i> (Kunth) Nees.	2.08	10.33	1.86	4.75

<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	2.08	6.27	5.50	4.62
<i>Aseis yucatanensis</i> Standl.	2.08	4.47	4.31	3.62
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	2.08	2.30	5.28	3.22
<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	2.08	1.12	6.11	3.10
<i>Manilkara zapota</i> L(L.) P.Royen	2.08	1.52	5.53	3.04
<hr/>				
SM				
<hr/>				
<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	15.09	2.78	12.67	10.18
<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merrill	2.26	0.93	19.12	7.44
<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	2.64	3.70	9.85	5.40
<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	2.45	1.85	9.81	4.70
<i>Guettarda combsii</i> Urb	7.55	3.70	1.63	4.29
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	3.40	3.70	3.97	3.69
<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	2.83	3.70	2.94	3.16
<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standl.	3.21	2.78	3.40	3.13
<i>Blepharidium guatemalense</i> Standl.	3.77	2.78	2.61	3.05

Las estructuras vertical y horizontal en el JB se caracterizaron por una distribución en forma de "J invertida", con más de 70 % de individuos en las dos primeras categorías. En A y en las SM la distribución es en forma de campana, en la que las categorías intermedias (2 a 4) concentran alrededor de 75 % de los individuos (figuras 2 y 3).

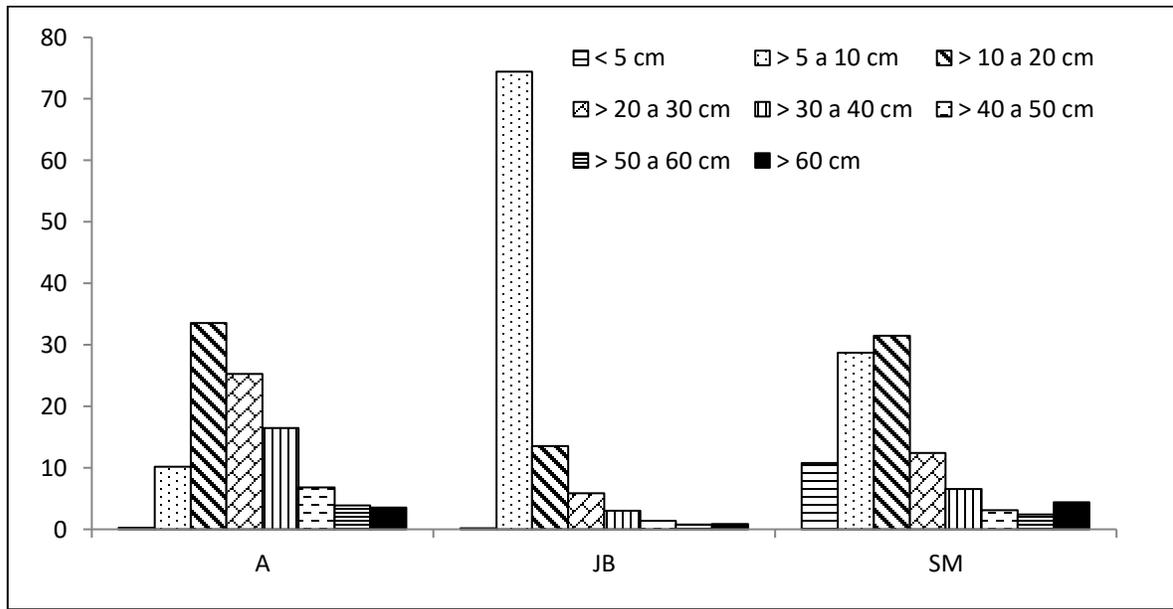


Figura 2. Estructura horizontal (diámetros) en el *arboretum* (A), jardín botánico (JB) y selvas (SM) de El Tormento.

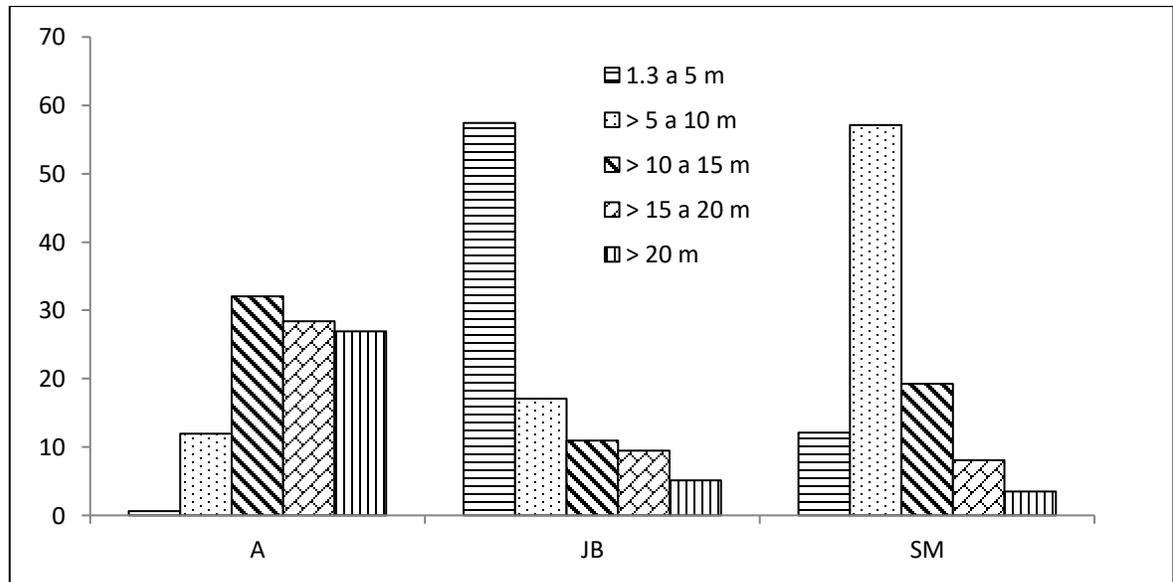


Figura 3. Estructura vertical (altura) en las áreas del *arboretum* (A), jardín botánico (JB) y selvas (SM) de El Tormento.

El número de especies efectivas evidenció que el JB (1D = 32.82) es 1.6 veces más diverso que el A (1D = 20.8). En cuanto a la completitud del inventario, ambos sitios tuvieron valores altos; en el JB los números estimados se distribuyeron entre 80.69 % (Chao 2: 109.05), 92.09 % (ACE: 95.56) y 94.48 % (Chao 1: 93.14); mientras que para el A las estimaciones variaron de 79.27 % (ACE: 64.33), 88.81 % (Chao 1: 57.42) a 92.12 % (Chao 2: 55.36). Todos los estimadores predijeron una mayor riqueza en el JB (cinco a 21 nuevas especies), respecto al A (cuatro a 13 nuevas especies).

Discusión

El número de especies y familias registradas en este estudio para el JB y el A, concuerda con las 10 familias más frecuentes y con mayor número de especies reconocidas para la Península de Yucatán (Carnevali *et al.*, 2010); y, parcialmente, con los resultados del trabajo de Salaya-Sánchez y Gómez-Gómez (1981), quienes registraron que en el JB de El Tormento las familias mejor representadas, en cuanto a especies, eran Fabaceae (14), Euphorbiaceae (6), Rubiaceae, Moraceae y Sapotaceae (5). Mientras que, las más abundantes eran Rubiaceae (839), Fabaceae (582), Lauraceae (500) y Anacardiaceae (437). Todas las especies en ambas áreas se han recolectado en selvas medianas subperennifolias y algunas de ellas, como *Pouteria reticulata*, se consideran características de selvas maduras; otras como *Nectandra salicifolia* pueden presentarse desde las etapas tempranas de la sucesión.

Los resultados indican la importancia del JB y del A como reservorios de especies forestales representativas de selvas medianas subperennifolias, útiles desde muy diversas perspectivas y como espacios de conservación de especies amenazadas. Lo anterior coincide con lo consignado por Chen *et al.* (2009), Oldfield (2009), Miller *et al.* (2016), Gaio-Oliveira *et al.* (2017), Volis (2017), así como Chen y Sun (2018) quienes destacan el valor de estos espacios como centros de diversidad, diseño de estrategias de conservación, manejo e investigación de los recursos forestales, además para salvaguardar la biodiversidad asociada a los diferentes ecosistemas representados.

En los dos sitios sobresale el alto porcentaje de especies con múltiples usos, lo que evidencia la enorme riqueza de componentes bióticos y, en consecuencia, de servicios ambientales que ofrecen los taxa arbóreos de las selvas. En este contexto, se pueden mencionar: el abastecimiento de madera, medicinas, alimentos, forraje y cercos vivos; pero también, la presencia de especies melíferas que favorecen la polinización y la de aquellas con un alto valor cultural y religioso. Al respecto, Hardwick *et al.* (2011) enfatizan el papel de los jardines botánicos como custodios de taxa importantes para las comunidades locales por los servicios ecosistémicos que proporcionan.

Chen *et al.* (2009) subrayan la trascendencia de documentar los usos de especies nativas, desarrollar estrategias de manejo en los jardines botánicos tropicales y difundir ambos entre los diferentes usuarios del bosque, para favorecer su conservación. Otros autores se enfocan en las especies amenazadas o endémicas con utilidad y relevancia para atender las necesidades de las comunidades, en relación con salud, nutrición, silvicultura, combustibles y agricultura, particularmente en el contexto del cambio climático (Hardwick *et al.*, 2011; Heywood, 2011; Chen y Sun, 2018). Cannon y Kua (2017), así como Dunn (2017) destacan la necesidad de incorporar perspectivas socioeconómicas en los planes de conservación de los jardines botánicos, que integren los usos locales, tradicionales y el valor cultural, es decir con un contexto biocultural.

Tanto el *arboretum* como el jardín botánico cumplen con la función de resguardar especies con algún grado de amenaza, asimismo constituyen reservorios y fuentes potenciales de germoplasma para la conservación de las especies. En ese sentido, Oldfield (2009) resalta la importancia que tienen los jardines botánicos en la conservación de especies arbóreas y enfatiza la necesidad de espacios que representen el hábitat natural. Chen *et al.* (2009) señalan la relevancia de tener jardines botánicos tropicales *in-situ*, que promuevan iniciativas, no solo para la conservación de taxones arbóreos nativos y su reintroducción, sino también por la gran biodiversidad que pueden albergar y conservar. Otros autores (Heywood, 2017; Volis, 2017) documentan la importancia de estos espacios para priorizar la

conservación de especies a nivel regional, a partir de su vulnerabilidad a los efectos del cambio climático y la posibilidad de comprobar sus impactos en los procesos de floración, hibridación, polinización, colonización de especies invasoras o bien en la plasticidad que algunas de ellas pueden mostrar.

Por otro lado, Miller *et al.* (2016) consideraron que las colecciones vivas aquí estudiadas tienen una gran repercusión en la generación y el monitoreo de estrategias de restauración, puesto que son áreas que reúnen información relacionada con la sucesión, la composición de especies de ecosistemas de referencia, la correcta propagación de las especies forestales; a la par que son espacios que contribuyen a divulgar la importancia de cuidar y hacer un manejo sustentable de los recursos forestales.

A pesar del alto valor en el porcentaje de disimilitud entre la composición de las SM vs el JB y el A, es innegable la conveniencia de que el JB albergue más especies de las presentes en las SM, particularmente, aquellas con algún estatus de amenaza o y un alto potencial de uso.

Los valores del AB de las SM y el A son semejantes a los consignados por diversos autores para selvas medianas subperennifolias del sur de México, como Reed y Lawrence (2003), García-Licona *et al.* (2014), Esparza-Olguín y Martínez-Romero (2018); mientras que en JB, las AB son comparables con las de vegetación secundaria (Reed y Lawrence, 2003; Van Breugel *et al.*, 2006; Vester *et al.*, 2007; García-Licona *et al.* 2014; Esparza-Olguín *et al.*, 2019). En el JB y en el A sobresalen especies registradas para las selvas medianas subperennifolias y vegetación secundaria derivada de estas con altos valores de VIR (Díaz *et al.*, 2002; Read y Lawrence, 2003; Pennington y Sarukhán, 2005; Vester *et al.*, 2007; Zamora-Crescencio *et al.*, 2012; García-Licona *et al.*, 2014; Esparza-Olguín y Martínez-Romero, 2018).

En relación con el comportamiento de las estructuras horizontal y vertical, tanto el JB (J invertida) como el A y las SM (en forma de campana) coinciden con el argumento de que ambos patrones indican que las áreas mantienen procesos de

recuperación a través de la sucesión, y así garantizan el reemplazo de árboles eliminados por diversas causas (Díaz *et al.*, 2002; Zamora-Crescencio *et al.*, 2012; García-Licona *et al.*, 2014; Báez-Vargas *et al.*, 2017; Chiquini-Heredia *et al.*, 2017).

Las diferencias en la diversidad entre el JB y el A, probablemente, estén asociadas con el hecho de que el JB es un espacio que no recibió manejo o mantenimiento por más de 35 años, por lo que su vegetación siguió el proceso de sucesión ecológica, con el consecuente recambio de especies, lo que originó una mayor diversidad (Poorter, 2007; Norden *et al.*, 2009; Chazdon *et al.*, 2010; Lebrija *et al.*, 2010). En el A se hicieron acciones esporádicas de mantenimiento que contribuyeron a que se conservara como una colección de árboles vivos con el arreglo de una plantación.

Los estimadores de riqueza de especies utilizados señalan un esfuerzo de muestro suficiente que permite una buena representación de la composición de especies tanto para el JB, como para el A, dados los valores relativamente altos de completitud (Álvarez *et al.*, 2012; Vite *et al.*, 2014).

Conclusiones

Los resultados del presente estudio en su conjunto confirman la importancia del Jardín Botánico y el *Arboretum* como reservorios de la diversidad arbórea asociada a las selvas medianas subperennifolias y su uso potencial; constituyen espacios para la formulación de estrategias de conservación, manejo y conocimiento de los recursos forestales. Al formar parte de un centro de investigación y transferencia de tecnología, la información vertida en este trabajo coadyuvará en la generación y desarrollo de líneas de investigación y propagación de las especies arbóreas y de la biodiversidad asociada a las selvas a nivel local y regional. Así mismo, los datos aquí reunidos podrán fundamentar el diseño de planes de educación y divulgación vinculados a las diferentes temáticas que se trabajen en ambas colecciones vivas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Comisión Nacional Forestal (Conafor) por el financiamiento del proyecto "Reactivación de las Investigaciones forestales en el Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal El Tormento". A los parataxónomos Manuel Arana Cua, Demetrio Montejo Álvarez y Antonio López Carrillo por su apoyo en la determinación de especies. A la dirección y personal del Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal "El Tormento" por las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Ligia Guadalupe Esparza Olguín: análisis de datos, elaboración del manuscrito en todos sus apartados; Aixchel Maya Martínez: trabajo de campo, elaboración de diferentes secciones del manuscrito y revisión general del artículo; Gonzalo Hernández García: trabajo de campo, revisión general del artículo; Eduardo Martínez Romero: elaboración de diferentes secciones del manuscrito y revisión general del artículo.

Referencias

Álvarez Z., E., A. Sánchez G., L. López M. y J. D. Tejero D. 2012. Composición y abundancia de las pteridofitas en el bosque mesófilo de montaña del municipio de Tlanchinol, Hidalgo, México. *Botanical Sciences* 90: 163-177. Doi: 10.17129/botsci.481.

- Arnet, M., B. Santos, E. G. Brocherhoff, P. B. Pelsler, C. Ecroyd and J. Clemens. 2015. Importance of arboreta for ex situ conservation of threatened trees. *Biodiversity and Conservation* 24: 3601-3620. Doi: 10.1007/s10531-015-1024-3.
- Báez-Vargas, A. M., L. Esparza O., E. Martínez R., S. Ochoa G., N. Ramírez-M. y N. A. González V. 2017. Efecto del manejo sobre la diversidad de árboles en vegetación secundaria en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical* 65(1): 41-53. Doi: 10.15517/RBT.V65I1.20806.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21: 136-147.
- Bray, J. R. and J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 326-349.
- Cannon C. H. and C. S. Kua. 2017. Botanic gardens should lead the way to create a "Garden Earth" in the Anthropocene. *Plant Diversity* 39: 331-337. Doi: 10.1016/j.pld.2017.11.003
- Carnevali, F., C., G. J. L. Tapia-Muñoz, R. Duno de Stefano y I. Ramírez-Morillo. 2010. Flora ilustrada de la Península de Yucatán: listado florístico. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. Mérida, Yuc., México. 326 p.
- Cedeño, O. 1981. Campo Experimental Forestal "El Tormento" Campeche. *Revista Ciencia Forestal* 1 (3): 75-82.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. *In*: Soberón J., G. Halffter y J. Llorente B. (comps.). *Capital natural de México. Vol I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D. F., México. pp. 87-108.

Chazdon, R. L., B., B. Finegan, R. S. Capers, B. Salgado N., F. Casanoves, V. Boukili and N. Norden. 2010. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 42 (1): 31-40.

Doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x.

Chen, J., C. H. Cannon and H. Hu. 2009. Tropical botanical gardens: at the in situ ecosystem management frontier. *Trends in Plant Science* 14 (11): 584-589.

Doi: 10.1016/j.tplants.2009.08.010.

Chen, G. and W. Sun. 2018. The role of botanical gardens in scientific research, conservation, and citizen science. *Plant Diversity* 40: 181-188. Doi: 10.1016/j.pld.2018.07.006.

Chiquini-Heredia W., L. Esparza O., Y. Peña R., A. Maya M. y E. Martínez R. 2017. Estructura y diversidad en selva inundable al centro y sur de Calakmul. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 4: 511-524. Doi: 0.19136/era.a4n12.859.

Convención sobre el Comercio Internacional de Especies (CITES). 2017. Apéndices I, II y III. <https://www.cites.org/esp/app/appendices.php> (12 de noviembre de 2019).

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143. Doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.

Colwell, R. K. 2017. EstimateS9.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html> (10 de abril de 2019).

Cuanalo, C. H. E. 1981. Suelos del Campo Experimental Forestal "El Tormento". *Boletín Técnico* 15. INIF. Campeche, Camp., México. 32 p.

Díaz G., J. R., O. Castillo A. y G. García G. 2002. Distribución espacial y estructura arbórea de la selva baja subperennifolia en un ejido de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. *Universidad y Ciencia* 18: 11-28.

<http://ri.ujat.mx/bitstream/20.500.12107/1389/1/-235-191-A.pdf> (10 de abril de 2019).

Dirzo, R., A. Aguirre y J. C. López. 2009. Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación Ambiental* 1(1): 17-22.

Dunn, C. P. 2017. Biological and cultural diversity in the context of botanic garden conservation strategies. *Plant Diversity* 39: 396-401. Doi: 10.1016/j.pld.2017.10.003.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2016. El estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. Roma, Italia. 137 p.

Esparza-Olguín, L. y E. Martínez-Romero. 2018. Diversidad y carbono almacenado en el área forestal permanente de Álvaro Obregón, Campeche. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9: 152-186. Doi: 10.29298/rmcf.v9i45.141.

Esparza-Olguín, L., J. A. Vargas C., E. Martínez R. y G. Escalona S. 2019. Diversidad y biomasa de la selva circundante al Volcán de los Murciélagos, en Campeche, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 6: 79-90. Doi: 10.19136/era.a6n16.1986.

Gaio-Oliveira, G., A. Delicado and M. A. Martins L. 2017. Botanic gardens as communicators of plant diversity and conservation. *The Botanical Review* 83: 282-302. Doi: 10.1007/s12229-017-9186-1.

García-Licona, J. B., L. Esparza O. y E. Martínez R. 2014. Estructura y composición de la vegetación leñosa de selvas en diferentes estadios sucesionales en el ejido El Carmen II, Calakmul, México. *Polibotánica* 38: 1-26.

<https://www.encb.ipn.mx/assets/files/encb/docs/polibotanica/revistas/pb38/calak.pdf> (12 de mayo de 2019).

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. <http://www.iucnredlist.org> (4 de diciembre 2019).

Hammer, Ø., D. A. T. Harper and P. D. Ryan. 2001. PAST 3.25: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.

<http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html> (10 de abril de 2019).

Hardwick, K. A., P. Fiedler, L. Lee, B. Pavlik, R. J. Hobbs, J. Aronson, M. Bidartondo, E. Black, D. Coates, M. I. Daws, K. Dixon, S. Elliott, K. Ewing, G. Gann, D. Gibbons, J. Gratzfeld, M. Hamilton, D. Hardman, J. Harris, P. M. Holmes, M. Jones, D. Mabberley, A. Mackenzie, C. Magdalena, R. Marrs, W. Milliken, A. Mills, E. N. Lughadha, M. Ramsay, P. Smith, N. Taylor, C. Trivedi, M. Way, O. Whaley and S. D. Hopper. 2011. The role of botanic gardens in the science and practice of ecological restoration. *Conservation Biology* 25: 265-275.

Doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01632.x.

Heywood, V. H. 2011. The role of botanic gardens as resource and introduction centres in the face of global change. *Biodiversity Conservation* 20: 221-239.

Doi: 10.1007/s10531-010-9781-5.

Heywood, V. H. 2017. The future of plant conservation and the role of botanic gardens. *Plant Diversity* 39(6): 309-313. Doi: 10.1016/j.pld.2017.12.002.

Jost, L. y J. A. González-Oreja. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56: 3-14.

Lawrence, D., H. F. M. Vester, D. Pérez S., J. R. Eastman, B. L. Turner II and J. Geoghegan. 2004. Integrated analysis of ecosystem interactions with land-use-change: The Southern Yucatán peninsular region. *In*: Defries, R. S., G. P. Asner and R. A. Houghton (eds.). *Ecosystems and land use change*. American Geophysical Union. Washington D.C., USA. pp. 277-292.

Lebrija T., E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez G. and F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 267-275. Doi: 10.1016/j.ppees.2010.09.002.

López-Torres, J. L. y J. C. Tamarit-Urías. 2005. Crecimiento e incremento en diámetro de *Lysiloma latisiliquum* (L.) Benth. en bosques secundarios en Escárcega, Campeche, México. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 11(2): 117-123.

Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science. Oxford, UK, 261 p.

Miller, J. S., P. Porter, J. A. Lowry II, S. Blackmore, K. Havens and J. Maschinski. 2016. Conservating biodiversity through Ecological Restoration: the potential contributions of botanical gardens and arboreta. *Candollea* 71 (1): 91-98. Doi: 10.15553/c2016v711a11.

Norden, N., R. L. Chazdon, A. Chao, Y. H. Jiang, and B. Vilchez A. 2009. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters* 12: 395–394. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01292.x.

Oldfield, S. F. 2009. Botanic gardens and the conservation of tree species. *Trends in Plant Science* 14 (11): 581-583. Doi: 10.1016/j.tplants.2009.08.013.

Pennington, T. D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo Cultura Económica. México, D.F., México. 523 p.

Pérez-Sarabia, J. E., R. de Stefano, G. Carnevali F. C., I. Ramírez M.o, N. Méndez J., P. Zamora C., C. Gutiérrez B. y W. Cetzal I. 2017. El conocimiento florístico de la Península de Yucatán, México. *Polibotánica* 44: 39-49. Doi: 10.18387/polibotanica.44.3.

Poorter, L. 2007. Are species adapted to their regeneration niche, adult niche, or both? *American Naturalist* 169: 433–442. Doi: 10.1086/512045.

Reed, L. and D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forest of the Yucatan. *Ecological Applications* 13(1): 85-97. Doi: 10.1890/1051-0761(2003)013[0085:ROBFSC]2.0.CO;2.

Salaya-Sánchez, A. y G. Gómez-Gómez. 1981. Consideraciones sobre un jardín natural forestal. *Revista Ciencia Forestal* 33(6): 43-64.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 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. México. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. México, D.F., México. <http://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm> (21 de enero de 2019).

Sloan, S. and J. A. Sayer. 2015. Forest Resources Assessment of 2015 shows positive global trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. *Forest Ecology and Management* 352: 134-145. Doi: 10.1016/j.foreco.2015.06.013

The Plant List. 2013. The Plant list. Ver. 1.1 <http://www.theplantlist.org/> (21 de enero de 2019).

Uzcanga-Pérez, N. G., Y. Aguilar, A. Maya, M. Díaz y L. Esparza O. 2018. Compendio histórico de la investigación realizada en el Centro de Investigación y Transferencia de Tecnología Forestal El Tormento. Publicación Especial Núm. 10. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Mocochoá. Centro de Investigación Regional Sureste. Mocochoá, Yuc., México. 36 p.

Van Breugel, M., M. Martínez R. and F. Bongers. 2006. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 22: 663-674. Doi: 10.1017/S0266467406003452.

Vester, H. F. M., D. Lawrence, J. R. Eastman, B. L. Turner, S. Calmé, R. Dickson, C. Pozo and F. Sangermano. 2007. Land change in the Southern Yucatán and Calakmul Biosphere Reserve: Effects on habitat and Biodiversity. *Ecological Applications* 17: 989-995. Doi: 10.1890/05-1106.

Vite C., C., J. L. Alanís M., J. M. Pech C. y E. Ramos H. 2014. Indicadores de diversidad, estructura y riqueza para la conservación de la biodiversidad vegetal en los paisajes rurales. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 17: 185-196.

Volis, S. 2017. Conservation utility of botanic garden living collections: Setting a strategy and appropriate methodology. *Plant Diversity* 39(6): 365-372.

Doi: 10.1016/j.pld.2017.11.006

Zamora-Crescencio, P., C. Gutiérrez-Báez, W. J. Folan, M. R. Domínguez-Carrasco, P. Villegas, G. Cabrera-Mis, C. M. Castro-Angulo y J. C. Carballo. 2012. La vegetación leñosa del sitio arqueológico de Oxpemul, municipio de Calakmul, Campeche, México. *Polibotánica* 33: 131-150.



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 \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/), que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.