



La importancia de un jardín doméstico en la conservación de macrolíquenes cortícolas en Veracruz, México

The importance of a domestic garden in the conservation of corticolous macrolichens in Veracruz, Mexico

Gastón Guzmán¹, Rosa Emilia Pérez-Pérez^{2*} y Julio Armando Ramírez-Juárez³

¹ Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.
² Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
 Facultad de Ciencias Biológicas. Puebla, Puebla,
 México

³ Universidad Autónoma Chapingo. División de
 Ciencias Forestales. Texcoco, Estado de México,
 México. julioarmandoramirez@gmail.com.

* Autor de correspondencia
 emilia.perez@correo.buap.mx

RESUMEN

La fragmentación del bosque mesófilo de montaña es el resultado del cambio de uso de suelo para establecer áreas agrícolas, pecuarias y asentamientos humanos, lo que ha provocado la disminución de la biodiversidad; sin embargo, en ocasiones las áreas urbanas, los parques y jardines privados protegen parte de dicha biodiversidad. Entre los grupos más vulnerables a la deforestación y transformación de los ecosistemas están los líquenes. Se estudió la riqueza de macrolíquenes cortícolas recolectados durante 16 años de ramas y árboles caídos de especies como *Quercus xalapensis*, *Q. laurina*, *Platanus mexicana*, *Inga jinicuil* y *Ulmus mexicana*, en un jardín privado con árboles característicos del bosque mesófilo de montaña en Zoncuantra, municipio de Coatepec, en la región central de Veracruz. Los resultados obtenidos se compararon con la riqueza de forofitos y líquenes registrados en un remanente de bosque mesófilo de montaña en La Cortadura, Coatepec, Veracruz. En el jardín se encontraron especies de árboles tales como *Platanus mexicana*, *Inga jinicuil* y *Ulmus Mexicana* que no habían sido mencionados en estudios previos de La Cortadura. Con respecto a la comunidad liquénica, se registraron 44 especies incluidas en 15 géneros y 6 familias. En el jardín se encontraron especies tolerantes a la luz y al viento, así como indicadoras de áreas urbanas y de contaminación por metales pesados. Los resultados de este estudio ponen de manifiesto que los jardines domésticos en zonas urbanas pueden funcionar como áreas de conservación de la biodiversidad.

PALABRAS CLAVE: bosque mesófilo; diversidad urbana; urbanización.

ABSTRACT

Fragmentation of mountain cloud forest is the result of land use change to establish agricultural, livestock and human settlements, which has led to a decline in biodiversity; however, urban areas, parks and private domestic gardens protect some of that biodiversity. Lichens are among the groups most vulnerable to deforestation and ecosystem transformation. We studied the richness of corticolous macrolichens recollected during 16 years from fallen branches and trees of species such as *Quercus xalapensis*, *Q. laurina*, *Platanus mexicana*, *Inga jinicuil* and *Ulmus mexicana*, in a private garden with trees characteristic of the cloud forest in Zoncuantra, municipality of Coatepec, in the central region of Veracruz. The results obtained were compared with the phorophytes and lichen richness recorded in a remnant of cloud forest in La Cortadura, Coatepec, Veracruz. In the garden, we found tree species such as *Platanus mexicana*, *Inga jinicuil* and *Ulmus Mexicana* that were not mentioned in previous studios from La Cortadura. With respect to the lichen community, 44 species included in fifteen genera and six families were registered. Light and wind-tolerant species were found in the garden, as well as indicators of urban areas and heavy metal pollution. The results of this study show that domestic garden in urban areas can function as biodiversity conservation areas.

KEYWORDS: mountain cloud forest, urban diversity, urbanization.

INTRODUCCIÓN

La urbanización alrededor del mundo, en algunas ocasiones, puede provocar la pérdida de hasta 40% de las especies (Seto, Güneralp y Hutrya, 2012; Knapp, Haase, Klotz y Schwarz, 2018); los cambios en el ambiente abiótico pueden alterar las interacciones bióticas, tanto a escala regional como local (Oliver *et al.*, 2015). La transformación del paisaje provoca un mosaico de diferentes parches creados y manejados por los humanos, que van desde algunos pocos sitios conservados hasta los más modificados como son parques, bosques urbanos y zonas habitacionales. Dependiendo del tamaño de estos parches, se puede proveer hábitat a diferentes taxas y con ello mantener la riqueza de especies que en ellos habitan (Insarov e Insarova, 2013; Matthies *et al.*, 2013). Al mismo tiempo, esta biodiversidad urbana se considera fundamental para la generación de servicios ecosistémicos (Puppim de Oliveira, Doll, Moreno-Peñaranda y Balaban, 2014; Knapp *et al.*, 2018). Se ha observado que los jardines residenciales y privados forman una parte importante de estas áreas urbanas y, aun cuando se ha documentado que la urbanización reduce la riqueza de especies nativas, se considera que estos pequeños parches pueden ayudar a disminuir el impacto ambiental, ya que cumplen una función vital en el mantenimiento de las especies que ahí habitan (Smith, Warren, Thompson y Gaston, 2006; Smith, Thompson, Warren y Gaston, 2010). Gracias al mantenimiento y cuidado que los dueños dan a estos jardines, resultan en un refugio para las especies nativas (Goddard, Dougill y Benton, 2009; Goddard, Dougill y Benton, 2013).

Sin embargo, la pregunta obligada es ¿por cuánto tiempo?, sobre todo si se considera que, de continuar incrementándose la población humana, la expansión urbana crecerá considerablemente afectando sin duda, la sobrevivencia y reproducción de las especies (Seto *et al.*, 2012; Lättman *et al.*, 2014). En este contexto, uno de los ecosistemas más amenazados de México, debido al crecimiento urbano, es el bosque de niebla, una porción del cual se encuentra inmerso en las montañas del centro de

Veracruz. Este bosque es único por su alta biodiversidad; sin embargo, los pocos relictos que aún quedan, están degradados y fragmentados (Williams-Linera, 2012; Williams-Linera, Manson e Izunza Vera, 2002; Williams-Linera, López-Barrera y Bonilla-Moheno, 2015). Gran parte de dicha fragmentación se ha dado por el cambio en el uso del suelo, ejemplo de ello es la zona aledaña a Zoncuantla, Veracruz, donde se encuentra la zona de estudio, al noreste del municipio de Coatepec. En esa zona, desde el año de 1976, han aumentado las áreas de cultivo de café de sombra y sol, plátano, caña de azúcar y maíz de temporal, también se llevan a cabo actividades pecuarias y hay presencia de vegetación secundaria (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] 1976; Inegi, 1993; Inegi, 2003; Inegi, 2010; Inegi, 2015; Ramírez-Guillén y Guzmán, 2003; Castillo-Campos y Luna, 2009), así como superficie de uso urbano.

Un aspecto importante en estas áreas urbanas es la presencia de varios organismos que tratan de sobrevivir en ambientes antropizados; los grupos más sensibles a la deforestación y transformación de los ecosistemas son las plantas epífitas vasculares y los líquenes (Belinchón *et al.*, 2009; Williams-Linera, 2012; Toledo-Aceves, García-Franco, Williams-Linera, MacMillan y Gallardo-Hernández, 2014; Pérez-Pérez, Castillo-Campos y Cáceres, 2015). Los líquenes u hongos liquenizados son organismos simbióticos formados por varios grupos no relacionados de hongos (principalmente ascomicetes) y por uno o más organismos fotosintéticos (algas verdes y/o cianobacterias) (Hawksworth, Iturriaga y Crespo, 1995). Difieren, entre otras cosas, de los hongos no liquenizados por la formación de un talo expuesto al aire, su longevidad y su lenta tasa de crecimiento (Sipman y Aptroot, 2001).

Los árboles y los líquenes, al no ser organismos móviles, se incorporan en los ambientes urbanos; en los jardines, los líquenes de los árboles remanentes quedan aislados y su dispersión y establecimiento pueden verse afectados; por otro lado, el cambio en la composición de árboles puede afectar las condiciones de luz y humedad, así como también el sustrato disponible para la colonización de la comunidad liquénica (Nelsen, Will-Wolf y Gargas,



2007; Pérez-Pérez, Quiroz-Castelán, Herrera-Campos y García Barrios, 2011). Lättman *et al.* (2014) sugieren que, en estos parches, aun cuando los árboles logran sobrevivir, la comunidad líquénica con el tiempo desaparecerá.

OBJETIVOS

El objetivo de este estudio fue determinar la riqueza de especies de líquenes en un jardín particular, cuya vegetación original fue un bosque mesófilo de montaña.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la zona aledaña a Zoncuantla, municipio de Coatepec, en el Camino antiguo Xalapa - Coatepec, alrededor de 6 km al sur de Xalapa, en el estado de Veracruz, México. El sitio de muestreo fue un jardín doméstico privado, de aproximadamente 0.1 ha, localizado a los 19° 29' 56" de latitud N y a los 96° 56' 40" de longitud W, a una altitud de 1300 m. El clima es templado, con una temperatura media anual de 19.2 °C. La precipitación media anual es de 1926 mm, con lluvias en verano y otoño. La vegetación original de la región era bosque mesófilo de montaña, que posteriormente se fue transformado en plantaciones de café, actualmente es una zona urbana (Castillo-Campos y Luna, 2009; Inegi, 2010).

Muestreo e identificación taxonómica de líquenes

Se llevó a cabo un muestreo oportunista (Gradstein *et al.* 1996) durante un periodo de 16 años (1995-2011), los especímenes fueron recolectados de árboles y ramas caídas de *Platanus mexicana* Moric, *Quercus xalapensis* Bonpl., *Q. laurina* Bonpl., *Inga jinicuil* Schldtl. y *Ulmus mexicana* Planch.

La identificación de los diferentes géneros y/o especies se realizó con las claves especializadas y el apoyo de pruebas químicas (hidróxido de potasio a 10% (K), hipoclorito de sodio (C), y parafenilenediamina (P)) (Culberson y Kristinsson, 1970; Mongkolsuk *et al.*, 2015; Brodo, 2016; Egan y Lendemer, 2016; Egan y Pérez-Pérez, 2016; Egan, Pérez-Pérez y Nash III, 2016; Nash III, 2016; Pérez-Pérez y Nash III, 2016). Los ejemplares carentes de estructuras

reproductivas, solo se identificaron a nivel de género. Los especímenes de respaldo se encuentran depositados en la Colección de Hongos del herbario XAL del Instituto de Ecología, A.C.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los árboles remanentes en el jardín en donde se hicieron los muestreos de la comunidad líquénica, tales como *Platanus mexicana*, *Inga jinicuil* y *Ulmus mexicana*, corresponden a especies típicas del bosque mesófilo de montaña de México (Ruiz-Jiménez, Téllez-Valdéz y Luna-Vega, 2012), particularmente de la Sierra Madre Oriental y de las Serranías Meridionales del Centro de Veracruz (Rzedowski y Reyna-Trujillo, 1990), se han perdido muchas especies de la vegetación original y que aún se encuentran en un remanente de BMM en La Cortadura, Coatepec, Veracruz. Se toma este remanente como punto de comparación con lo observado en el presente estudio pues es cercano al sitio donde se encuentra el jardín y, con ello, tiene condiciones similares de clima y suelo. En La Cortadura se han registrado especies tales como *Alnus acuminata* Kunth, *Alchornea latifolia* Sw., *Clethra mexicana* DC, *Hedyosmum mexicanum* Cordemoy, *Ilex discolor* var. *tolucana* (Hemsl.) Edwin ex T.R. Dudley, *Liquidambar styraciflua* L., *Miconia glaberrima* (Schldl.) Naudin, *Parathesis melanosticta* (Schldl.) Hemsley, *Phyllonoma laticuspis* (Turcz.) Engl., *Podocarpus matudae* Lundell, *Prunus samyoides* Schldtl., *Quercus laurina* Bonpl., *Ternstroemia sylvatica* Schldtl. & Cham., *Turpinia occidentalis* (Sw.) G. Don., *Vaccinium leucanthum* Schldtl. y *Zanthoxylum melanostictum* Schldtl. & Cham. (Pérez-Pérez *et al.*, 2015). Los resultados obtenidos en este estudio muestran que un gran número de especies de árboles nativos no se registró en el jardín, sin embargo, se observó que, de las pocas especies que aún están en él, algunas no se registraron en La Cortadura. La ausencia de especies registradas en el relicto de bosque y no registradas en el jardín coincide con lo que sugieren Williams-Linera *et al.* (2002), quienes mencionan que en las zonas de bosque mesófilo que fueron transformadas en áreas urbanas, la composición y diversidad de especies arbóreas es baja. Por otro lado, el hecho de que en el jardín se hayan registrado

especies que no se registraron en La Cortadura tales como *Platanus mexicana* Moric, *Inga jinicuil* Schltdl. y *Ulmus mexicana*; concuerda con diversos autores que mencionan que los relictos de bosque mesófilo no se han escapado del impacto antropogénico (Rzedowski, 1996; Williams-Linera *et al.*, 2002; Castillo-Campos y Luna, 2009; Guzmán, 2013).

Se considera que, en áreas urbanas, la comunidad líquénica no es tan diversa como en las áreas naturales y/o rurales; y está usualmente compuesta por especies que son tolerantes a la luz y el viento (Marcelli, 1998; Lättman *et al.*, 2014; Pinho *et al.*, 2016). Lo anterior debido a que el número de líquenes por árbol disminuye conforme aumenta el número de años de la urbanización (Lättman *et al.*, 2014), por el aumento en la concentración de metales pesados (Majumder *et al.*, 2013; Munzi *et al.*, 2014), pero principalmente por la eliminación de sustrato disponible, cuya abundancia esta correlacionada con el tamaño del área del jardín (Smith *et al.*, 2006, 2010).

Smith *et al.* (2010), mencionan que en un jardín urbano se pueden encontrar de dos a 30 especies de hongos liquenizados (un promedio de 15 especies), por lo que sorprende que en este estudio se registren 44 especies, las cuales pertenecen a las familias Arthoniaceae, Candelariaceae, Parmeliaceae, Physciaceae y Verrucariaceae (Tabla 1). Los géneros *Parmotrema*, *Hypotrachyna*, *Canoparmelia* y *Heterodermia* pertenecientes a las familias Parmeliaceae y Physciaceae son considerados característicos de cualquier área (Marcelli, 1998), por lo que no es raro encontrarlos en este sitio. Destaca la presencia de *Canoparmelia texana* que, al no tener competidores en áreas urbanas, puede crecer y ocupar grandes áreas del tronco (Marcelli, 1998), así como la de *Parmotrema reticulatum* que es resistente a la presencia de metales pesados. De acuerdo con Kularatne y de Freitas (2013), esta última es utilizada como bioindicador de metales tales como cromo, níquel, plomo y zinc, aun en concentraciones muy bajas. También se tiene la presencia de líquenes indicadores de áreas urbanas tales como *Dirinaria picta*, *Heterodermia obscurata*, *Parmotrema tinctorum*, *P. reticulatum* y *Physcia aipolia* (Käffer *et al.*, 2011) (Fig. 1).

Diversos estudios constatan la riqueza de especies de líquenes en diferentes relictos de bosque mesófilo de montaña de México, tales como el de La Cortadura en Coatepec, Veracruz, con 265 especies (Córdova-Chávez, Aptroot, Castillo-Campos, Cáceres y Pérez-Pérez, 2014; Córdova-Chávez, Castillo-Campos, Pérez-Pérez, García-Franco y Cáceres, 2016; Pérez-Pérez *et al.*, 2015; Ramírez-Peña, 2019; Ruiz-Cazares 2019), Cuetzalan, Puebla con 84 (Eligio, 2014) y Hueytamalco y Hueyapan, Puebla con 124 (Águila-Rodríguez, 2017). No obstante las diferencias en superficie y métodos utilizados en dichos estudios, Király, Nascimbene, Tinya y Ódor (2013) sugieren que en los remanentes de bosque mesófilo de montaña la gran diversidad de especies arbóreas, entre las que destacan los encinos y algunos otros árboles de gran tamaño, influyen en la diversidad de líquenes; por lo que no es raro que el incremento de la urbanización altere y/o reduzca la flora líquénica (Nelsen *et al.*, 2007), sobre todo si se considera que la colonización de los líquenes depende de la estructura y composición de los sitios (Pérez-Pérez *et al.*, 2011), así como de las características de los árboles tales como edad, tamaño, estructura de las copas, corteza (Nascimbene, Marini, Motta y Nimis, 2009).

En este sentido, algunos autores indican que la manera de conservar la diversidad líquénica es preservando a los árboles maduros (Price y Hochachka, 2001; Dettki y Esseen, 2003; Atlegrim y Sjöberg, 2004; Király *et al.*, 2013), como los que se encuentran en el jardín muestreado, sobre todo, que estas áreas no se aislen, sino que se rodeen de masas forestales que tienen mayor diversidad y de esta manera mantenerse interconectadas (Goddard, Dougill y Beton, 2009).

El cambio en la cobertura vegetal forestal debido al cambio de uso de suelo originado por la mancha urbana (Inegi, 2007; 2019) provocó no solo la extirpación de individuos arbóreos, sino también originó claros, los cuales dieron lugar a un “efecto de borde”, que de acuerdo a Gascon, Williamson y Da Fonseca (2000), estos efectos deletéreos de los bordes evidencian una mayor mortalidad de fauna o flora con respecto al interior del bosque, afectando de igual manera a aquellos organismos sensibles a los cambios, como son los líquenes.



TABLA 1. Familias, géneros y especies encontrados en un jardín particular en Zoncuantla, Veracruz, México.

<i>Familia</i>	<i>Especie</i>
Arthoniaceae	<i>Herpothallon rubrocinctum</i> (Ehrenb.) Aptroot, Lücking & G. Thor
Caliciaceae	<i>Dirinaria</i> sp. <i>Pyxine caesiopruinosa</i> (Tuck.) Imshaug <i>Pyxine pyxinoides</i> (Müll. Arg.) Kalb.
Candelariaceae	<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Arnold
Lobariaceae	<i>Crocodia aurata</i> (Ach.) Link
Parmeliaceae	<i>Bulbothrix fungicola</i> (Lynge) Hale <i>Canoparmelia amazonica</i> (Nyl.) Elix & Hale <i>Canoparmelia crozalsiana</i> (B. de Lesd.) Elix & Hale <i>Canoparmelia cryptochlorophaea</i> (Hale) Elix & Hale <i>Canoparmelia texana</i> (Tuck.) Elix & Hale <i>Flavopunctelia praesignis</i> (Nyl.) Hale <i>Melanelixia</i> sp. <i>Myelochroa obsessa</i> (Ach.) Elix & Hale <i>Parmotrema austrosinense</i> (Zahlbr.) Hale <i>Parmotrema hababianum</i> (Gyelnik) Hale <i>Parmotrema praesorediosum</i> (Nyl.) Hale <i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy <i>Parmotrema sancti-angelii</i> (Lynge) Hale <i>Parmotrema subsidiosum</i> (Müll. Arg.) Hale <i>Parmotrema subtinctorium</i> (Zahlbr.) Hale <i>Parmotrema tinctorum</i> (Delise ex Nyl.) Hale <i>Pseudoparmelia</i> sp. <i>Punctelia bolliana</i> (Müll. Arg.) Krog <i>Punctelia missouriensis</i> G. Wilh. & Ladd <i>Punctelia rudecta</i> (Ach.) Krog <i>Punctelia subpraesignis</i> (Nyl.) Krog
Physciaceae	<i>Heterodermia albicans</i> (Pers.) Swin. & Krog <i>Heterodermia comosa</i> (Eschw.) Follmann & Redón <i>Heterodermia diademata</i> (Taylor) D.D. Awasthi <i>Heterodermia obscurata</i> (Nyl.) Trevis <i>Heterodermia pseudospeciosa</i> (Kurok.) W.L. Culb. <i>Heterodermia tremulans</i> (Müll. Arg.) W.L. Culb. <i>Heterodermia tropica</i> (Kurok.) Kurok <i>Hyperphyscia</i> sp. <i>Leucodermia appalachensis</i> (Kurok.) Kalb <i>Leucodermia boryi</i> (Fée) Kalb <i>Physcia aipolia</i> (Humb.) Fürnrrohr <i>Physcia alba</i> (Fée) Müll. Arg. <i>Physcia clementei</i> (Sm.) Lynge <i>Physcia erumpens</i> Moberg <i>Physcia rolfii</i> Moberg <i>Physcia undulata</i> Moberg
Verrucariaceae	<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.

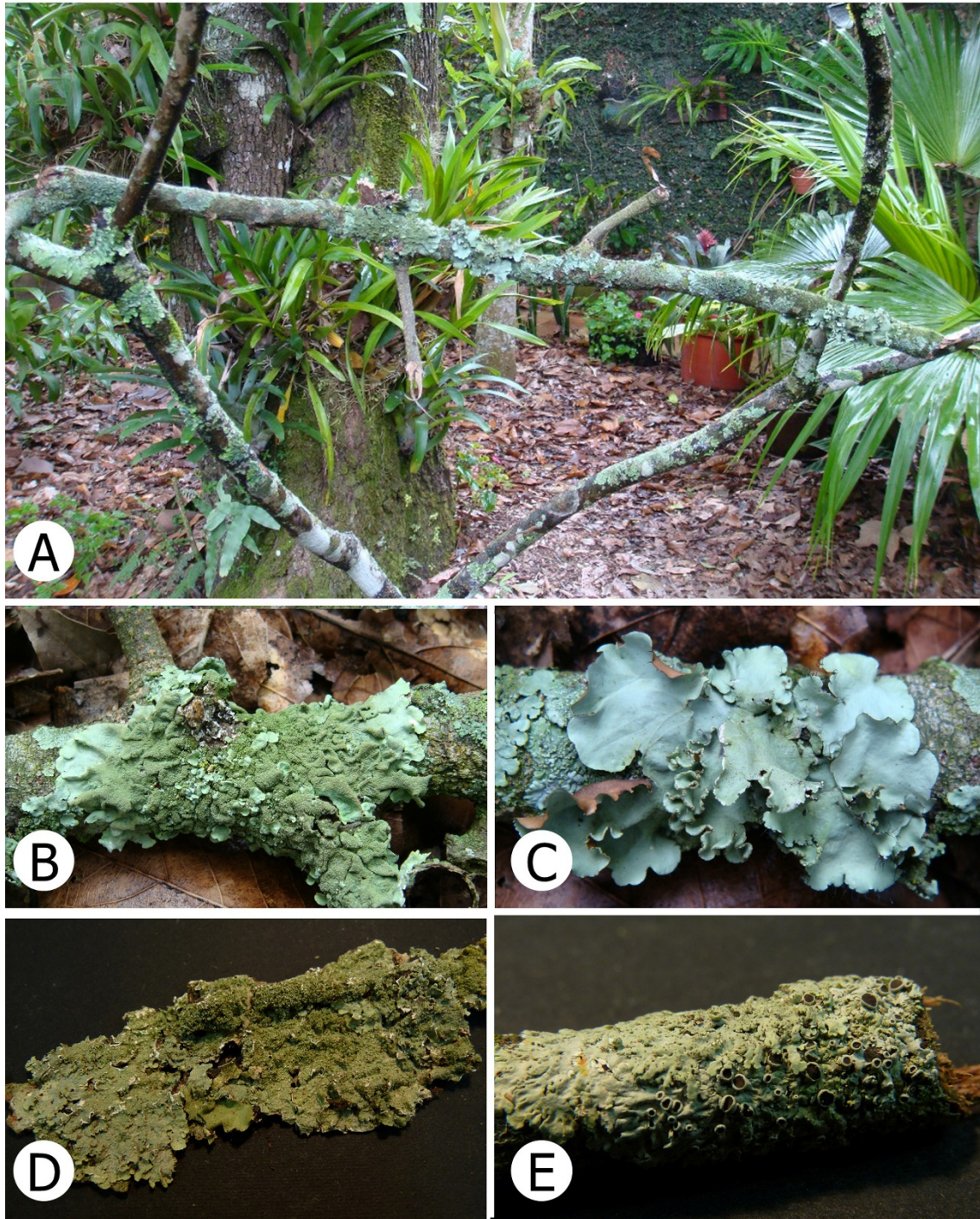


Figura 1. A) Ramas tiradas y algunos géneros de hongos liquenizados presentes en el jardín doméstico: B-C) *Parmotrema* A. Massal., D) *Punctelia* Krog, E) *Physcia* (Schreb.) Michx.
Fotografías: F. Ramírez-Guillén y R. E. Pérez-Pérez

Si bien no es clara la contribución de los jardines domésticos en áreas urbanas en cuanto a la riqueza de líquenes, debido a que son espacios pequeños en donde es

difícil mantener el tamaño de la población viable (Goddard, Dougill y Benton, 2009, Cameron *et al.*, 2012), es sorprendente que este jardín ubicado en Zoncuantla,



Veracruz presente 44 especies y 20 de ellas no hayan sido observadas en los diferentes estudios llevados a cabo en La Cortadura, en Coatepec, Veracruz (Córdova-Chávez *et al.*, 2014, 2016, Pérez-Pérez *et al.*, 2015; Ramírez-Peña, 2019; Ruiz-Cazares 2019).

En algunas ciudades y poblaciones del ámbito rural son los jardines domésticos los que tienen la mayor cobertura vegetal debido a que diversas especies arbóreas son sustituidas por plantas que requieren un bajo mantenimiento y son visualmente estéticas (Cameron *et al.*, 2012; Goddard *et al.*, 2013); no obstante, dichos jardines domésticos se deben de considerar como algo más que un lujo, principalmente si se toma en cuenta que pueden mitigar inundaciones, proveer de hábitats a las especies originales que ahí quedan, proveer de alimento y material de anidación para las aves e incluso dar bienestar al humano (Bolund y Hunhammar, 1999; Davies *et al.*, 2009, Goddard *et al.*, 2009, Cameron *et al.*, 2012). Seto *et al.* (2012) consideran que la probabilidad de expansión de las áreas urbanas es muy alta, y su efecto, aunque pudiese considerarse local, en realidad tiene un impacto global. En consecuencia, es necesario que se favorezca el mantenimiento de los jardines domésticos, ya que tienen un papel importante en la conservación de la biodiversidad (Ramírez-Guillén & Guzmán, 2003; Smith *et al.*, 2006). Considerando los resultados obtenidos, se infiere que el jardín doméstico de la localidad de Zoncuantla, Veracruz hasta el momento ha permitido el mantenimiento de la comunidad líquénica remanente; sin embargo, se encuentra en continuo riesgo, debido a que el crecimiento urbano no se ha detenido, aun cuando la zona se encuentra inmersa en un área de pendientes suaves a ligeramente abruptas las cuales no fueron ni serán impedimento para que continúe la urbanización de la zona.

CONCLUSIONES

Se sugiere que existe una correlación positiva entre la riqueza de las plantas vasculares (incluidos árboles remanentes e introducidos) presentes en los jardines domésticos con la riqueza de líquenes; esto al considerar el número de especies de hongos liquenizados que se han logrado

mantener en este jardín particular. No obstante, el crecimiento de la mancha urbana en la región de Zoncuantla, Veracruz continúa, por lo tanto, todas las especies que están tratando de sobrevivir en estos remanentes, están en riesgo.

RECONOCIMIENTOS

El presente estudio es un reconocimiento póstumo al Dr. Gastón Guzmán que, de no haber sido por su curiosidad, la recolecta de la comunidad líquénica no hubiera sido posible. A la Biól. Florencia Ramírez-Guillén y al Sr. Juan Lara Carmona por su invaluable apoyo en el Herbario XAL del Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México. A los revisores anónimos y a la Biól. Ramírez-Guillén por sus sugerencias para mejorar el escrito.

REFERENCIAS

- Águila-Rodríguez, G. (2017). Composición de la comunidad líquénica en dos remanentes de bosque mesófilo con diferentes grados de conservación en la sierra nororiental de Puebla. Tesis de licenciatura, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México.
- Atlegrim, O., & Sjöberg, K. (2004). Selective felling as a potential tool for maintaining biodiversity in managed forests. *Biodiversity and Conservation*, 13, 1123-1133. doi:10.1023/B:BIOC.0000018148.84640.f0
- Belinchón, R., Martínez, I., Otálora, M.A.G., Aragón, G., Dimas, J., & Escudero, A. (2009). Fragment quality and matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean forest landscape. *American Journal of Botany*, 96, 1974-1982. doi:10.3732/ajb.0900040
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301. doi: 10.1016/S0921-8009(99)00013-0
- Brodo, I. M. (2016). *Keys to Lichens of North America: revised and expanded* (1a. ed.). Canadá: Yale University Press.
- Cameron, W. F., Tijana, T., Taylor, J. E., Salisbury, S., Halstead, A. J., Henricot, B., & Thompson, K. (2012). The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11, 129-137. doi: 10.1016/j.ufug.2012.01.002
- Castillo-Campos, G., & Luna-Monterrojo, V. E. (2009). *Flora y vegetación del municipio de Coatepec. Flora de Veracruz*. Fascículo complementario I. Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.

- Córdova-Chávez O., Aptroot, A., Castillo-Campos, G., Cáceres, M. E. S., & Pérez-Pérez, R. E. (2014). Three new lichen species from cloud forest in Veracruz, Mexico. *Cryptogamie Mycologie*, 35(2), 157-162. doi: 10.7872/crym.v35.iss2.2014.157
- Córdova-Chávez, O., Castillo-Campos, G., Pérez-Pérez, R. E., García-Franco, J., & Cáceres, M. E. S. (2016). Alpha diversity of lichens associated with *Quercus laurina* in a Mountain Cloud Forest at Cofre de Perote eastern slope (La Cortadura), Veracruz, Mexico. *Cryptogamie Mycologie*, 37(2), 1-12. doi: 10.7872/crym/v37.iss2.2016.193
- Culberson, C. F., & Kristinsson, H. (1970). A standardized method for the identification of lichen products. *Journal of Chromatography*, 46, 85-93. doi: 10.1016/S0021-9673(00)83967-9
- Davies, G. D., Fuller, R. A., Loran, A., Irvine, K. N., Sims, V., & Gaston, K. J. (2009). A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biological Conservation*, 142, 761-771. doi: 10.1016/j.biocon.2008.12.016
- Dettki, H., & Esseen, P. (2003). Modelling long - term effects of forest management on epiphytic lichens in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 175, 223-238. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00131-7
- Egan, R. S., & Lendemmer, J. C. (2016). *Punctelia* in Mexico. En M. A. Herrera-Campos, R. E. Pérez-Pérez, & T. H. Nash III (Eds.), *Lichens of Mexico. The Parmeliaceae – Keys, distribution and specimen descriptions* (pp. 453-480). Stuttgart, Alemania: Bibliotheca Lichenologica 110. J. Cramer.
- Egan, R. S., & Pérez-Pérez, R. E. (2016). *Flavopunctelia* in Mexico. En M. A. Herrera-Campos, R. E. Pérez-Pérez, & T. H. Nash III (Eds.), *Lichens of Mexico. The Parmeliaceae – Keys, distribution and specimen descriptions* (pp. 127-140). Stuttgart, Alemania: Bibliotheca Lichenologica 110. J. Cramer.
- Egan, R. S., Pérez-Pérez, R. E., & Nash III, T. H. (2016). *Parmotrema* in Mexico. En M. A. Herrera-Campos, R. E. Pérez-Pérez, & T. H. Nash III (Eds.), *Lichens of Mexico. The Parmeliaceae – Keys, distribution and specimen descriptions* (pp. 323-426). Stuttgart, Alemania: Bibliotheca Lichenologica 110. J. Cramer.
- Eligio, G. S. (2014). Flora líquénica en fragmentos de bosque mesófilo de montaña de Cuetzalán, Puebla, México. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Morelos, México.
- Gascon, C., Williamson, G. B., & Da Fonseca, G. A. B. (2000). Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288, 1356-1358. doi: 10.1126/science.288.5470.1356
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2009). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 90-98. doi: doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2013). Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics*, 86, 258-273. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.07.016
- Gradstein, S. R., Hietz, P., Lücking, R., Lücking, A., Sipman, H. J. M., Vester, H. F. M., Wolf, J. H. D. & Gardette, E. (1996). How to sample the epiphytic diversity of tropical rain forests. *BIOTROPICA*, 2, 59-72
- Guzmán, G. (2013). *Devastación de los bosques y selvas en México, la urgencia de su conservación*. Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Hawksworth, D. L., Iturriaga, T., & Crespo, A. (1995). Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología*, 22, 71-82. doi: dx.doi.org/10.1016/S1130-1406(05)70013-9
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (1976). *Carta de Uso de Suelo y Vegetación. 1:250,000. Serie I. Veracruz de Ignacio de la Llave, E14-3*. México: Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (1993). *Carta de Uso de Suelo y Vegetación. 1:250,000. Serie II. Veracruz de Ignacio de la Llave, E14-3*. México: Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2003). *Carta de Uso de Suelo y Vegetación. 1:250,000. Serie III. Veracruz de Ignacio de la Llave, E14-3*. México: Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2007). *Ortofotos E14B27D y E14B37A. Escala: 1: 20,000*. México: Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2010). *Carta de Uso de Suelo y Vegetación. 1:250,000. Serie IV. Veracruz de Ignacio de la Llave, E14-3*. México: Inegi.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2015). *Carta de Uso de Suelo y Vegetación. 1:250,000. Serie V. Veracruz de Ignacio de la Llave, E14-3*. México: INEGI.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2019). *Ortofotos E14B27D y E14B37A. Escala: 1:20,000*. México: Inegi.
- Insarov, G. E., & Insarova, I. D. (2013). Lichens and plants in urban environment. En D. Malkinson, D. Czamanski, & I. Benenson (Eds.), *Modeling of Land-Use and Ecological Dynamics, Cities and Nature* (pp. 167-193). Alemania: Berlin Springer-Verlag. doi: 10.1007/978-3-642-40199-2_6
- Käffer, M. I., de Azevedo Martins, S., Alves, C., Camejo Pereira, V., Fachel, J., & Ferrão Vargas, V. M. (2011). Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil.



- Ecological Indicators*, 11, 1319-1332. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.02.006.
- Király, I., Nascimbene, J., Tinya, T., & Ódor, P. (2013). Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, 22, 209-223. doi: 10.1007/s10531-012-0415-y
- Knapp, S., Haase, D., Klotz, S., & Schwarz, N. (2018). Do urban biodiversity and urban ecosystem services go hand in hand, or Do we just hope it is that easy?. En S. Kabisch, F. Koch, E. Gawel, A. Haase, S. Knapp, K. Krellenberg, J. Nivala, & A. Zehndorf (Eds.), *Urban transformations. Sustainable urban development through resource efficiency, quality of life and resilience* (pp. 301-312). Estados Unidos: Springer
- Kularatne, K. I., & de Freitas, C. R. (2013). Epiphytic lichens as biomonitors of airborne heavy metal pollution. *Environmental and Experimental Botany*, 88, 24-32. doi: 10.1016/j.envexpbot.2012.02.010
- Lättman, H., Bergman, K., Rapp, M., Tälle, M., Westerberg, L., & Milberg, P. (2014). Decline in lichen biodiversity on oak trunks due to urbanization. *Nordic Journal of Botany*, 32, 518-528. doi: 10.1111/j.1756-1051.2013.00413.x
- Matthies, S., Kopel, D., Rüter, S., Toger, M., Prasse, R., Czamanski, D., & Malkinson, D. (2013). Vascular Plant Species Richness Patterns in Urban Environments: Case Studies from Hannover, Germany and Haifa, Israel. En D. Malkinson, D. Czamanski, & I. Benenson (Eds.), *Modeling of Land-Use and Ecological Dynamics, Cities and Nature* (pp. 107-118). Estados Unidos: Springer. doi: 10.1007/978-3-642-40199-2_6
- Marcelli, M. P. (1998). History and current knowledge of Brazilian lichenology. En M. P. Marcelli, & M. R. D. Seaward (Eds.), *Lichenology in Latin America: History, Current Knowledge and Application* (pp. 25-45). Brasil: CETESB:SMA.
- Majumder, S., Mishra D, Ram SS, Jana NK, Santra S, Sudarshan M, Chakraborty A. 2013. Physiological and chemical response of the lichen, *Flavoparmelia caperata* (L.) Hale, to the urban environment of Kolkata, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 3077-3085. doi: 10.1007/s11356-012-1224-2
- Mongkolsuk, P., Meesim, S., Poengsunnoen, V., Buaruang, K., Schumm, F., & Kalb, K. (2015). The lichen family Physciaceae in Thailand—II. Contributions to the genus *Heterodermia* sensu lato. *Phytotaxa*, 235(1), 001-066. doi: 10.11646/phytotaxa.235.1.1
- Munzi, S., Correia, O., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Branquinho, C., & Pinho, P. (2014). Lichens as ecological indicators in urban areas: beyond the effects of pollutants. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1750-1757. doi: 10.1111/1365-2664.12304
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R., & Nimis, P. L. (2009). Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1509-1522. doi: 10.1007/s10531-008-9537-7
- Nash III, T. H. (2016). *Bulbothrix* in Mexico. En M. A. Herrera-Campos, R. E. Pérez-Pérez, & T. H. Nash III (Eds.), *Lichens of Mexico. The Parmeliaceae – Keys, distribution and specimen descriptions* (pp. 93-102). Stuttgart, Alemania: Bibliotheca Lichenologica 110. J. Cramer.
- Nelsen, M. P., Will-Wolf, S., & Gargas, A. (2007). One-Hundred years of change in the corticolous macrolichens of Madison, Wisconsin. *Evansia*, 24(4), 108-112. doi: 10.1639/0747-9859-24.4.108
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, D. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673-684. doi: 10.1016/j.tree.2015.08.009
- Pérez-Pérez, R. E., Quiroz-Castelán, H., Herrera-Campos, M. A., García-Barrios, R. (2011). Scale-dependent effects of management on the richness and composition of corticolous macrolichens in pine-oak forest of Sierra de Juárez, Oaxaca, Mexico. En S. Bate, F. Bungartz, R. Lücking, M. A. Herrera-Campos, A. Zambrano (Eds.), *Lichen Biomonitoring, Ecology and Systematics. Recognizing the Lichenological Legacy of Thomas Nash III on his 65th Birthday* (pp. 247-262). Alemania: Bibliotheca Lichenologica 106. J. Cramer.
- Pérez-Pérez, R. E., Castillo-Campos, G., & Cáceres, M. E. S. (2015). Diversity of corticolous lichens in cloud forest remnants in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México in relation to phorophytes and habitat fragmentation. *Cryptogamie Mycologie*, 36(1), 79-92. doi: 10.7872/crym.v36.iss1.2015.79
- Pérez-Pérez, R. E., & Nash III, T. H. (2016). *Canoparmelia* in Mexico. En M. A. Herrera-Campos, R. E. Pérez-Pérez, & T. H. Nash III (Eds.), *Lichens of Mexico. The Parmeliaceae – Keys, distribution and specimen descriptions* (pp. 103-108). Stuttgart, Alemania: Bibliotheca Lichenologica 110. J. Cramer.
- Pinho, P., Correia, O., Lecoq, M., Munzi, S., Vasconcelos, S., Goncalves, P., Rebelo, R., Antunes, C., Silva, P., Freitas, C., Lopes, N., Santos-Reis, M., & Branquinho, C. (2016). Evaluating Green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research*, 147, 601-610. doi: 10.1016/j.envres.2015.12.025
- Price, K., & Hochachka, G. (2001). Epiphytic lichen abundance: effects of stand age and composition in Coastal British Columbia.

- Ecological Applications*, 11, 904-913. doi: 10.1890/1051-0761(2001)011[0904:ELAEOS]2.0.CO;2
- Puppim de Oliveira, J. A., Doll, C.N. H., Moreno-Peñaranda, R., & Balaban, O. (2014). Urban Biodiversity and Climate Change. En B. Freedman (Ed.), *Global Environmental Change* (pp. 461-468). Springer. doi: 10.1007/978-94-007-5784-4_21
- Ramírez-Guillén, F., & Guzmán, G. (2003). Hongos de Zoncuantla, Veracruz I. Nuevos registros para Veracruz y México. *Acta Botánica Mexicana*, 63, 73-82. doi: 10.21829/abm63.2003.921
- Ramírez-Peña, D. A. (2019). Diversidad y distribución vertical de los líquenes cortícolas en *Alnus acuminata* subsp. *arguta* en La Reserva Ecológica La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. Tesis de maestría, Posgrado del Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- Ruiz-Cazares, A. G. (2019). Diversidad líquénica en individuos de *Quercus laurina*, con diferentes diámetros en un bosque mesófilo de montaña de La Reserva La Cortadura, en las faldas orientales del Cofre de Perote, Coatepec, Veracruz. Tesis de maestría, Posgrado del Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- Ruiz-Jiménez, C. A., Téllez-Valdés, O., & Luna-Vega, I. (2012). Clasificación de los bosques mesófilos de montaña de México: afinidades de la flora. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 1110-1144. doi: 10.7550/rmb.29383
- Rzedowski, J., & Reyna-Trujillo, T. (1990). Divisiones florísticas. Tópicos fitogeográficos. Mapa IV. 8.3. Atlas Nacional de México, Vol. III. Escala 1:8000000. Ciudad de México. Instituto de Geografía, UNAM.
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, 35, 25-44. doi: abm35.1996.955
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS*, 109, 16083-16088. doi: 10.1073/pnas.1211658109
- Sipman, H. J. M., & Aptroot, A. (2001). Where Are the Missing Lichens?. *Mycological Research*, 105(12), 1433-1439. doi: 10.1017/S0953756201004932
- Smith, R. M., Warren, P. H., Thompson, K., & Gaston, K. J. (2006). Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2415-2438. doi: 10.1007/s10531-004-5014-0
- Smith, R. M., Thompson, K., Warren, P. H., Gaston, K. J. (2010). Urban domestic gardens (XIII): Composition of the bryophyte and lichen floras, and determinants of species richness. *Biological Conservation*, 143, 873-882. doi: 10.1016/j.biocon.2009.12.033
- Toledo-Aceves, T., García-Franco, J. G., Williams-Linera, G., MacMillan, K., & Gallardo-Hernández, C. (2014). Significance of remnant cloud forest fragments as reservoirs of tree and epiphytic bromeliad diversity. *Tropical Conservation Science*, 7(2), 230-243. doi: 10.1177/194008291400700205
- Williams-Linera, G. (2012). El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Xalapa, Veracruz, México: Conabio - Instituto de Ecología, A.C.
- Williams-Linera, G., Manson, R. H., & Vera, E. I. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8(1), 73-89. doi: 10.21829/myb.2002.811307
- Williams-Linera, G., López-Barrera, F., & Bonilla-Moheno, M. (2015). Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano. *Madera y Bosques*, 21(2), 89-101. doi: 10.21829/myb.2015.21

Manuscrito recibido el 12 de noviembre de 2019

Aceptado el 16 de mayo de 2020

Publicado el 21 de julio de 2021

Este documento se debe citar como:

Guzmán, G., Pérez-Pérez, R. E., & Ramírez-Juárez, J. A. (2021). La importancia de un jardín doméstico en la conservación de macrolíquenes cortícolas en Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 27(1), e2712068. doi: 10.21829/myb.2021.2712068



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.