

Tlamati Sabiduría



Incidencia diferencial de muérdagos en plantas nativas e introducidas de áreas urbanas y periurbanas en el centro de Guerrero, México

Stephania G. Castellanos-Marin¹
Ernesto A. López-Huicochea²
Edson A. Alvarez-Alvarez^{3*}

¹Independiente. Prolongación Valle de los Pinos, Fraccionamiento Real del Valle, 39098, Petaquillas, Chilpancingo de los Bravo, Guerrero, México.

²Departamento de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología, A.C. (INECOL), Carretera antigua a Coatepec No. 351, El Haya, 91070, Xalapa, Veracruz, México.

³Laboratorio Integral de Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero. Av. Lázaro Cárdenas s/n, 39087, Chilpancingo de los Bravo, Guerrero, México.

*Autor de correspondencia
alvarez.ea@outlook.com

Resumen

Los muérdagos son una de las principales amenazas para la supervivencia de las plantas en áreas urbanas. En este estudio, se analizó la incidencia de muérdagos en plantas nativas e introducidas de tres áreas verdes (una urbana y dos periurbanas) en la región centro del estado de Guerrero, México. Se analizó la incidencia de muérdagos en plantas nativas e introducidas en las tres áreas verdes con una prueba de ji cuadrada (χ^2). Se comparó la incidencia de muérdagos entre el área urbana y las dos áreas periurbanas. Por último, se identificaron las especies de plantas hospederas (árboles y arbustos) de muérdagos como potenciales agentes de dispersión indirecta en la zona de estudio a través de métricas de centralidad de redes. Se registraron los muérdagos *Struthanthus orbicularis* y *Psittacanthus calyculatus*, los cuales parasitaron a 15 y tres especies de plantas en las áreas verdes, respectivamente. El área urbana tuvo el mayor número de individuos parasitados comparado con las dos periurbanas. Un área periurbana tuvo el mayor número de especies de plantas hospederas (12 especies). Las plantas introducidas presentaron mayor proporción de muérdagos en las áreas urbana y periurbanas. Las plantas introducidas como *Casuarina equisetifolia* y *Jacaranda mimosifolia* son potenciales dispersores indirectos de los muérdagos, lo que resalta la importancia de

Información del Artículo

Cómo citar el artículo:

Castellanos-Marin S.G., López-Huicochea E.A., Alvarez-Alvarez E.A. (2024). Incidencia diferencial de muérdagos en plantas nativas e introducidas de áreas urbanas y periurbanas en el centro de Guerrero, México. *Tlamati Sabiduría*, 19, 98-111.

Editora Asociada: Dra. Natividad Herrera-Castro



reforestar áreas verdes urbanas con plantas nativas. El nivel de urbanización y el estatus de las plantas explicaron la presencia de muérdagos en las áreas verdes. *S. orbicularis* actúa como una especie parásita generalista y *P. calyculatus* como una especialista. Este estudio puede ser un insumo para diseñar estrategias de control y manejo de muérdagos para evitar pérdidas económicas y ecológicas en áreas verdes urbanas a nivel estatal y nacional.

Palabras clave: Infestación, Plantas parásitas, *Struthanthus*, *Psittacanthus*, Vegetación urbana.

Abstract

Mistletoes are a threat to the survival of plants in urban areas. In this study, the incidence of mistletoes in the native and alien plants of three green areas (one urban and two peri-urban) in the state of Guerrero, Mexico was analyzed. The incidence of mistletoes in native and alien plant species in the green areas was analyzed with a chi-square test (χ^2). The incidence of mistletoe among the urban area and the two peri-urban areas was also compared. Finally, the host plant species (tree and shrub) of mistletoes were identified as potential agents of indirect dispersal in the study area using network centrality metrics. Mistletoes species *Struthanthus orbicularis* and *Psittacanthus calyculatus* were recorded, which parasitized to 15 and three plant species in the green areas, respectively. Urban area had the highest number of parasitized individuals compared to the peri-urban ones. A peri-urban area had the highest number of host plant species (12 species). The alien plants had a higher proportion of mistletoes in urban and peri-urban areas. Alien plants such as *Casuarina equisetifolia* and *Jacaranda mimosifolia* are potential indirect dispersers of mistletoes, which highlights the importance of reforesting urban green areas with native plants. The urbanization level and the plant status explained the presence of mistletoes in urban green areas. *S. orbicularis* acts as a generalist parasite species and *P. calyculatus* as a specialist. This study can be used to design control and management strategies of mistletoes and to avoid economic and ecological losses in urban green areas at the state and national level.

Keywords: Infestation, Parasitic plants, *Struthanthus*, *Psittacanthus*, Urban vegetation.

Introducción

La familia Loranthaceae comprende aproximadamente 900 especies de plantas parásitas conocidas como muérdagos, distribuidas en ambientes naturales y antropogénicos (Geils y Vázquez-Collazo, 2002). La mayoría de las especies de muérdagos son generalistas (i.e., tienen un amplio rango de hospederos), pero algunos también muestran un comportamiento especializado a una sola especie, género o familia de hospedero (Arruda *et al.*, 2006; Ornelas, 2019). Los muérdagos, una vez depositados en la planta hospedera, dependen de su estructura morfológica

y calidad de los nutrientes (Watson, 2009; Pérez-Crespo *et al.*, 2016).

Los muérdagos son recursos importantes para varios grupos de animales. Por ejemplo, *Psittacanthus* spp. y *Struthanthus* spp. tienen flores y frutos muy atractivos para insectos y aves (Mourão *et al.*, 2016; Nunes-de-Almeida y Avalos, 2016; Ornelas, 2019). Los muérdagos también son elementos esenciales para los animales que consumen su néctar, frutos y dispersan sus semillas en áreas urbanas (Maruyama *et al.*, 2012; Shackleton, 2016). Así, los muérdagos mantienen la dinámica e integridad

de las comunidades vegetales a partir de interacciones mutualistas como la polinización y la dispersión de semillas (Rodríguez-Mendieta *et al.*, 2018; Mellado y Zamora, 2020).

En México, los muérdagos como *Cladocolea* spp., *Phoradendron* spp. y *Struthanthus* spp. son una de las principales amenazas para la vegetación urbana (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2021). Estos muérdagos han afectado diferencialmente a la vegetación nativa e introducida. En general, se ha reportado que las plantas introducidas son las más abundantes y son las más susceptibles a los muérdagos en ambientes urbanos (Díaz-Limón *et al.*, 2016; Martínez-Castruita *et al.*, 2021; Hernández-Álvarez *et al.*, 2022). Esto se debe a que las especies exóticas suelen no estar adaptadas a los muérdagos locales o nativos (Shackleton, 2016; Pinheiro da Silva y Fadini, 2017).

El grado de urbanización también incrementa la incidencia de muérdagos en plantas nativas e introducidas. La urbanización altera las condiciones microclimáticas y los patrones naturales de distribución de la vegetación, originando mayor estrés fisiológico en las plantas y disminuyendo la disponibilidad de nutrientes (Czaja *et al.*, 2020; Lüttge y Buckeridge, 2020). Otros efectos negativos sobre los hospederos son el crecimiento lento del diámetro del tronco, altura, estrés hídrico, reducción de la floración y fructificación y, finalmente, la muerte del hospedero (Geils y Hawksworth, 2002; Mathiasen *et al.*, 2008). Esto resalta la necesidad de evaluar las afectaciones de los muérdagos para diseñar estrategias adecuadas de control y saneamiento de las áreas verdes urbanas (Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2021).

Otra manera de evaluar el efecto de los muérdagos sobre la comunidad de hospederos es a través del análisis de redes de interacciones. Se ha descrito que los ensamblajes de muérdagos y sus especies hospederas forman redes complejas de especies (Genini *et al.*, 2012). Con las redes de interacción muérdago-hospedero se ha evaluado la estructura ecológica de la comunidad, donde se han encontrado que algunas especies de muérdagos tienden a ser generalistas, mientras que otras llegan a mostrar preferencias por alguna especie de hospedero (Atencio *et al.*, 2021).

Asimismo, se han encontrado efectos potenciales directos e indirectos de la dispersión e incidencia de muérdagos en las comunidades vegetales (Blick *et al.*, 2012, 2013; Genini *et al.*, 2012).

En este estudio, se analizó la incidencia de las especies de muérdagos presentes en plantas nativas e introducidas de tres áreas verdes (una urbana y dos periurbanas) en el centro del estado de Guerrero, México. Bajo este escenario, se formularon las siguientes predicciones: 1) Se espera encontrar mayores niveles de incidencia de muérdagos en plantas de las áreas verdes urbanas debido a que en estas áreas existe mayor escasez de nutrientes, agua y alta compactación del suelo que hace a las plantas más susceptibles a ser parasitadas, comparado con las plantas de las áreas verdes periurbanas. 2) Se espera encontrar mayor incidencia de muérdagos en plantas introducidas porque estas suelen ser más susceptibles al parasitismo, debido a que no están adaptadas a los muérdagos locales o nativos en comparación con las plantas nativas. 3) Las especies introducidas, además de ser las más susceptibles a la infestación por muérdagos, serán también las más abundantes en las áreas verdes donde se encuentran. Por lo tanto, se espera encontrar mayor número de interacciones con estas especies, las cuales pueden reflejar el efecto potencial de la dispersión indirecta de muérdagos.

Finalmente, este estudio busca proporcionar información de las plantas nativas e introducidas parasitadas por muérdagos, el cual puede fungir como una herramienta base para futuros estudios sobre la ecología y distribución de la relación muérdago-hospedero en áreas urbanas y así poder desarrollar alternativas de control de muérdagos a nivel local, municipal y estatal, de ser requeridas.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

El estudio se llevó a cabo de febrero a abril de 2021 en las localidades de Tixtla, Petaquillas y Chilpancingo de los Bravo, ubicadas en la zona centro del estado de Guerrero, México (17°29'15.50'' – 17°33'43.11'' N y 99°23'49.21'' – 99°30'19.40'' O; Figura 1).

Se seleccionaron tres áreas verdes infestadas por muérdagos (una urbana y dos periurbanas). El

área urbana es la Alameda “Granados Maldonado” ubicada en el centro de la ciudad de Chilpancingo de los Bravo (17°33’19.10”–17°33’24.62” N, 99°30’12.59”–99°30’17.32” O; de aquí en adelante, Chilpancingo). La superficie del área es de 1.1 ha. El sitio presenta un clima cálido semicálido subhúmedo. La altitud promedio es de 1,200 msnm. Un área periurbana agrupa a las áreas verdes del interior de las instalaciones del Instituto Superior de Especialidades Pedagógicas (ISEP). El ISEP está ubicado en la periferia de la ciudad de Tixtla (17°33’23.08”–17°33’25.74” N, 99°23’48.55”–99°23’54.50” O; de aquí en adelante, Tixtla). La superficie del ISEP es de 0.61 ha y está rodeado por una matriz de campos agrícolas. El sitio presenta un clima cálido semicálido subhúmedo. La altitud promedio es de 1,300 msnm. La segunda área periurbana agrupa a las áreas verdes del interior de las instalaciones de la Escuela Superior de Ciencias Naturales (ESCN). La ESCN está ubicada en la periferia de la localidad de Petaquillas, al sur de Chilpancingo de los Bravo (17°29’07.10”–17°29’11.87” N, 99°27’52.12”–99°27’59.67” O; de aquí en adelante, Petaquillas). La superficie de la ESCN es de 2.72 ha. El clima es cálido subhúmedo. El tipo de vegetación en los alrededores corresponde a selva baja caducifolia asociada a cultivos agrícolas. La altitud promedio es de 1,150 msnm (García, 2004; INEGI, 2021).

(ESCN). La ESCN está ubicada en la periferia de la localidad de Petaquillas, al sur de Chilpancingo de los Bravo (17°29’07.10”–17°29’11.87” N, 99°27’52.12”–99°27’59.67” O; de aquí en adelante, Petaquillas). La superficie de la ESCN es de 2.72 ha. El clima es cálido subhúmedo. El tipo de vegetación en los alrededores corresponde a selva baja caducifolia asociada a cultivos agrícolas. La altitud promedio es de 1,150 msnm (García, 2004; INEGI, 2021).

Identificación de muérdagos y plantas hospederas

Debido a que el área de estudio corresponde a un área verde urbana y a dos áreas periurbanas con un alto grado de modificación antropogénica y a que las especies de interés no presentan una distribución aleatoria, se optó por cuantificar uno a uno la totalidad de los individuos (Martínez-

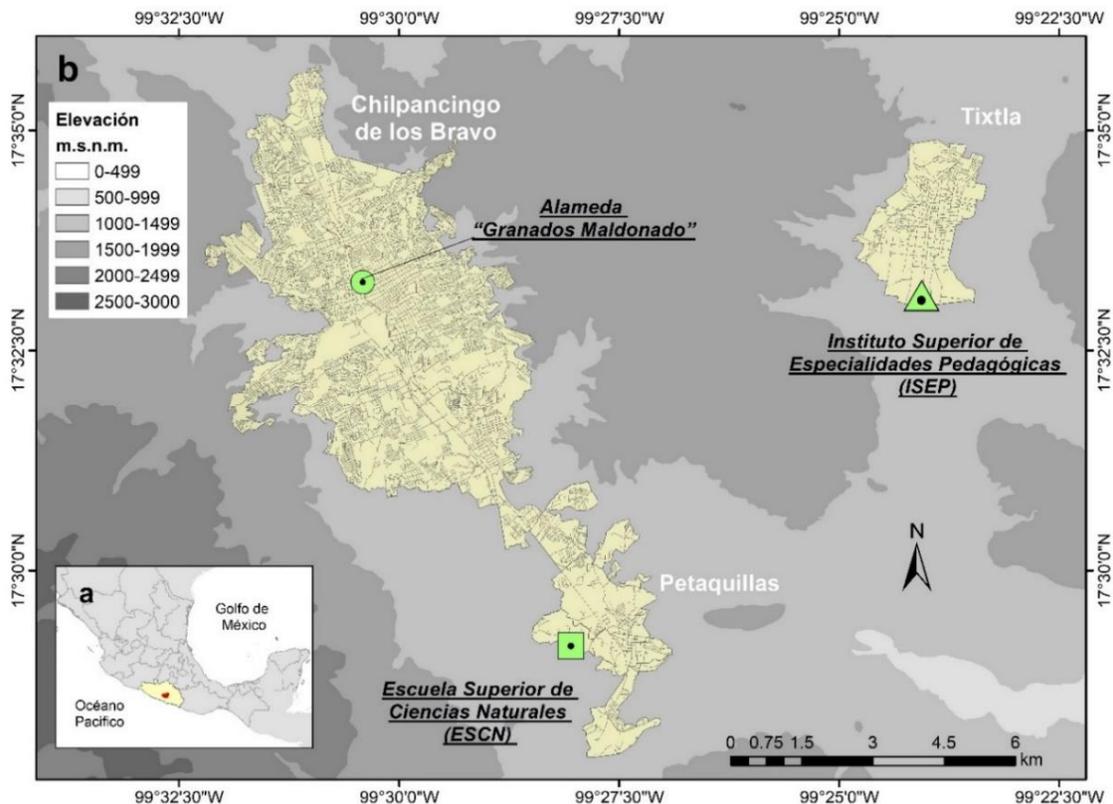


Figura 1. Ubicación geográfica del estado de Guerrero en el sur de México (a) y de las tres áreas verdes en la región centro de Guerrero (b). Se muestra el rango altitudinal del área de estudio.

Castruita *et al.*, 2021). Se identificaron las especies de muérdagos y las plantas hospederas (i.e., especies con presencia de muérdagos) en cada área verde urbana y periurbana. Cuando no se logró identificar a los muérdagos y hospederos *in situ*, se tomaron muestras botánicas (tres especímenes por especie) en floración o fructificación para su posterior identificación. Estos especímenes se depositaron en el herbario de la Facultad de Ciencias Químico-Biológicas de la Universidad Autónoma de Guerrero (UAGro). La nomenclatura taxonómica se verificó en la base de datos del Missouri Botanical Garden (W3Tropicos, 2023).

Análisis de datos

Se registró el número de especies de árboles y arbustos hospederos y no hospederos, y se contabilizó el número de individuos de cada especie de planta en las tres áreas verdes. Después, se analizó la incidencia de muérdagos en las especies de plantas arbóreas y arbustivas de cada área verde. Para ello, se contabilizó el número de individuos con muérdagos para cada especie de planta y se dividió entre el total de individuos de cada especie de planta en las tres áreas verdes para tener la proporción de plantas parasitadas y no parasitadas. Para analizar el efecto del parasitismo por los muérdagos en el estatus de origen/distribución de las plantas en las áreas verdes, cada especie de planta se clasificó en nativa (especie cuyo origen y distribución natural abarcan el territorio mexicano) o introducida (especie cuya presencia en México se debe a la intervención humana; Villaseñor, 2016).

Se llevó a cabo una comparación de las proporciones de plantas parasitadas y no parasitadas por muérdagos en las tres áreas verdes. Se construyó una tabla de contingencia para comparar la frecuencia observada de plantas parasitadas y no parasitadas en las tres áreas verdes con las frecuencias esperadas a través de una prueba de ji cuadrada (χ^2). La prueba de ji cuadrada analiza la asociación entre la proporción de dos variables de una tabla de contingencia (Weaver *et al.*, 2017). Asimismo, se construyó una segunda tabla de contingencia para analizar la preferencia de muérdagos por plantas nativas e introducidas entre las tres áreas verdes mediante

una prueba de independencia de G. Esta prueba se realizó en lugar de una ji cuadrada debido a que algunos valores esperados fueron menores de cinco. En ambas pruebas se interpretaron las desviaciones estadísticas de los valores esperados como indicativo de falta de preferencia (Mourão *et al.*, 2016).

Se construyeron curvas de rango/abundancia para comparar la estructura (dominancia/equidad) de las comunidades de plantas nativas e introducidas entre las áreas verdes. Este análisis muestra que las curvas pronunciadas indican baja uniformidad y alta dominancia de las plantas, y las curvas menos pronunciadas indican alta uniformidad y baja dominancia de las plantas (Magurran, 2004).

Para evaluar si las diferencias en el porcentaje de incidencia o proporción de hospederos parasitados por muérdagos dependían de las áreas verdes (urbana y periurbana) y del estatus de las especies hospederas (nativas o introducidas), se realizó un modelo lineal generalizado indicando como familia binomial a la distribución de errores de los residuales dada la naturaleza de nuestra variable de respuesta.

Finalmente, y debido a que en este trabajo no se consideró el papel de los dispersores de los muérdagos (e.g., aves), se construyeron redes de interacciones muérdago-hospedero, no para describir la estructura de la comunidad de interacciones, sino para determinar efectos potenciales indirectos en la dispersión de los muérdagos a través de las especies hospederas con mayor grado de centralidad (i.e., especies que por su posición o intermediación dentro de la red de interacciones facilitan la dispersión del muérdago en la región). Para este análisis se construyó una sola matriz de interacciones combinando los datos de las tres áreas verdes, la cual muestra la relación entre la frecuencia de ocurrencia del muérdago por cada especie hospedera (Atencio *et al.*, 2021). La importancia topológica de los nodos (especies) se cuantifica comúnmente utilizando índices de centralidad y, dado que diferentes índices de centralidad miden diferentes aspectos relacionados con la posición de un nodo dentro de su red (Martín-González *et al.*, 2010), se calcularon dos métricas: 1) la centralidad del vector propio o auto vector (EC)

que cuantifica qué tan influyente es un nodo (especie) respecto a la influencia de los demás nodos en la conexión de la red y, 2) la centralidad de cercanía (CC) que cuantifica el camino más corto promedio entre la especie focal y todas las demás especies de la red (Delmas *et al.*, 2019).

Se asumió que las especies o nodos con los valores más altos en cada índice reflejan la capacidad de estas para, de manera indirecta, dispersar los efectos de los muérdagos a través de la red (i.e., capacidad potencial de los muérdagos de colonizar más hospederos). La red de interacciones muérdago-hospedero se realizó con la librería *circulize* (Gu, 2014). Las métricas de centralidad se calcularon con las librerías *bipartite* (Dormann *et al.*, 2022) e *igraph* (Csardi y Nepusz, 2006). Los análisis estadísticos se consideraron significativos cuando $p \leq 0.05$. Todos los análisis se realizaron en R 4.1.0 (R Development Core Team, 2021).

Resultados

Composición de especies de árboles, arbustos y muérdagos

Se registró un total de 370 individuos de árboles y arbustos pertenecientes a 41 especies clasificadas dentro de 23 familias. De estas, 113 individuos corresponden a 17 especies que fueron parasitadas por *Struthanthus orbicularis* y *Psittacanthus calyculatus* en el área de estudio. De las especies parasitadas, nueve especies de plantas hospederas se identificaron como introducidas y ocho como nativas (Tabla S1).

En el área urbana (Chilpancingo) se registró un total de 210 individuos, de los cuales 54 estuvieron parasitados. En las áreas periurbanas (Tixtla + Petaquillas) se registró un total de 160 individuos, de los cuales 59 estuvieron parasitados (Figura 2A). Dentro de estas áreas periurbanas, Petaquillas contó con 70 individuos sanos y 46 individuos parasitados, y Tixtla tuvo 31 individuos sanos y 13 individuos parasitados (Figura 2A; Tabla S1). Del total de plantas parasitadas ($n = 113$), 92 individuos pertenecieron a especies introducidas y 11 individuos fueron de especies nativas (Figura 2B; Tabla S1).

Las especies de árboles y arbustos introducidos fueron las más abundantes en el área de estudio

(menos en Tixtla), siendo *Ficus benjamina*, *Jacaranda mimosifolia* y *Casuarina equisetifolia* las más abundantes (Tabla S1; Figura 3).

Incidencia de muérdagos en áreas verdes y en el estatus de las especies hospederas

Se encontró que la cantidad de plantas con incidencia de muérdagos en comparación con las plantas no parasitadas fue menor en Tixtla y Chilpancingo, con excepción de Petaquillas donde la cantidad de plantas parasitadas supera a las plantas no parasitadas (Figura 2; $\chi^2 = 7$, $gl = 2$, $p = 0.03$). Del total de individuos parasitados ($n = 113$), los muérdagos tuvieron mayor preferencia por las especies de plantas introducidas que por las nativas, con excepción de Tixtla donde las especies de plantas nativas fueron las que presentaron mayor incidencia de muérdagos ($G = 32$, $gl = 2$, $p < 0.001$).

Los factores sitio (urbano-periurbano) y estatus (especies nativas-especies introducidas) tuvieron un efecto significativo en la proporción de plantas parasitadas por muérdagos ($\chi^2 = 28.62$, $gl = 59$, $p < 0.001$; Figura 4).

Interacción entre especies de muérdagos y sus hospederos

Struthanthus orbicularis parasitó a un total de 15 especies de plantas, y *Psittacanthus calyculatus* a tres especies (Figura 5). Ambos muérdagos parasitaron a *Psidium guajava* en Tixtla y Petaquillas. *S. orbicularis* fue tan frecuente como las especies más abundantes de cada sitio y parasitó a más especies de plantas (12 especies) en Petaquillas comparado con Chilpancingo y con Tixtla (cuatro y dos especies, respectivamente). En Tixtla, *P. calyculatus* parasitó a tres especies de plantas, dos especies nativas y solo una introducida (Figura S1).

Las especies de plantas introducidas con los valores más altos de centralidad fueron *Casuarina equisetifolia* ($EC = 0.752$ y $CC = 0.224$) y *Jacaranda mimosifolia* ($EC = 0.617$ y $CC = 0.197$; Tabla 1), las cuales también fueron dos de las especies hospederas más abundantes en las áreas verdes del área de estudio (Figura 5).

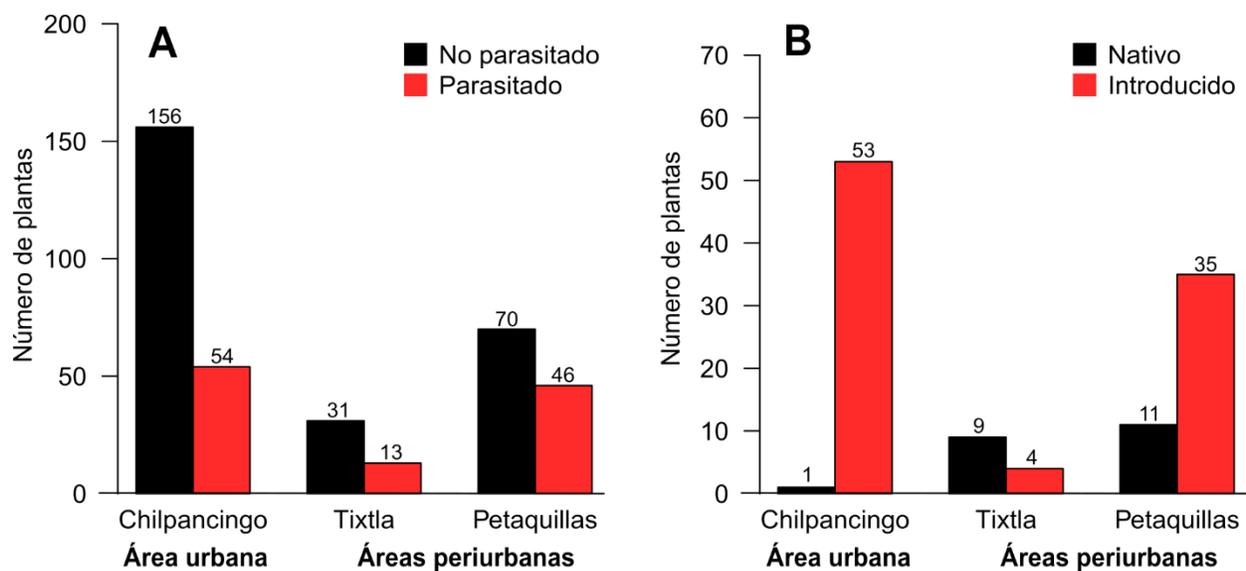


Figura 2. Abundancia de plantas encontradas en las tres áreas verdes de la región centro del estado de Guerrero, México. A) Cantidad de plantas parasitadas (n = 113) y no parasitadas (n= 257), y B) cantidad de plantas nativas o introducidas parasitadas por muérdagos.

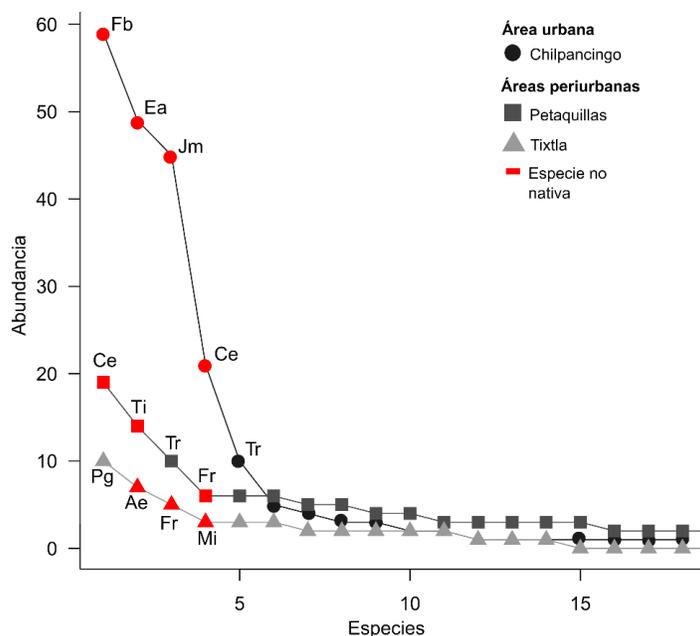


Figura 3. Curvas de rango-abundancia de las plantas nativas e introducidas en las tres áreas verdes de la región centro del estado de Guerrero, México. En rojo se indican a las especies introducidas más abundantes. Los códigos de las especies de plantas hospederas se muestran en la tabla S1.

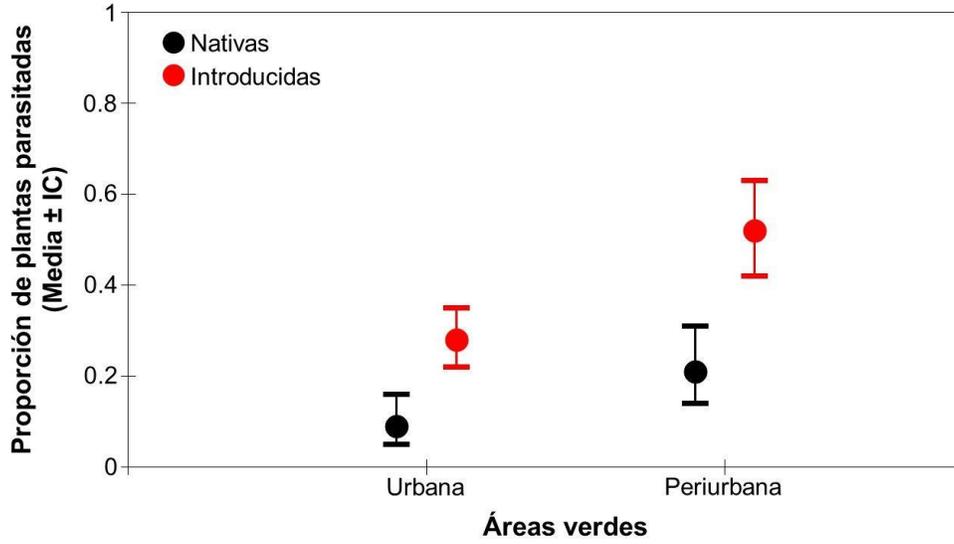


Figura 4. Proporción de plantas nativas e introducidas parasitadas entre áreas verdes en la región centro del estado de Guerrero, México.

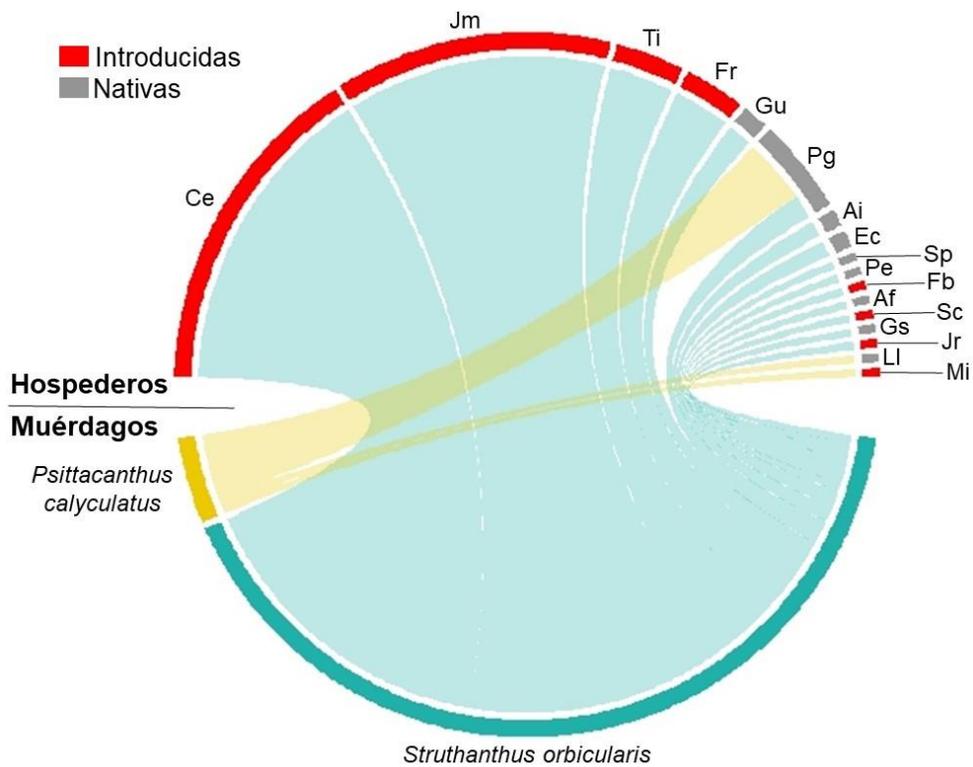


Figura 5. Interacción entre las dos especies de muérdagos y sus hospederos en las tres áreas verdes en la región centro del estado de Guerrero, México. El grosor de las líneas indica el número total de individuos parasitados. Los códigos de las especies de plantas hospederas se muestran en la tabla S1.

Tabla 1. Valores de centralidad calculados para cada una de las especies de árboles y arbustos que conforman la red de interacciones muérdago-hospedero en las tres áreas verdes en la región centro del estado de Guerrero, México. *Estatus* = nativas (N), introducidas (I). *Métricas de centralidad*: centralidad del autovector (EC), centralidad de cercanía (CC).

Especie hospedera	Estatus	EC	CC	Número de individuos parasitados
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	N	0.019	0.009	1
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	I	0.039	0.018	2
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	I	0.752	0.224	39
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb.	N	0.039	0.018	2
<i>Ficus benjamina</i> L.	I	0.019	0.009	1
<i>Ficus retusa</i> L.	I	0.135	0.058	7
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	N	0.019	0.009	1
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N	0.058	0.026	3
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	I	0.617	0.197	32
<i>Juglans regia</i> L.	I	0.019	0.009	1
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam) De Wit	N	0	0.007	1
<i>Mangifera indica</i> L.	I	0	0.007	1
<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	N	0.019	0.009	1
<i>Psidium guajava</i> L.	N	0.059	0.030	11
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	I	0.019	0.009	1
<i>Spondias purpurea</i> L.	N	0.019	0.009	1
<i>Tamarindus indica</i> L.	I	0.154	0.066	8

Discusión

Incidencia de muérdagos en áreas verdes

Se encontró mayor incidencia de muérdagos en el área urbana comparado individualmente con las periurbanas. Este resultado confirma la primera hipótesis sobre mayor incidencia de muérdagos en áreas verdes con mayor grado de urbanización

dada la disponibilidad de hospederos. Particularmente, la mayor incidencia de muérdagos en el área urbana (Chilpancingo) respecto de las periurbanas (Tixtla y Petaquillas) puede ser explicado por las condiciones de manejo que presentan las áreas verdes. Por ejemplo, el área verde urbana está situada en el centro de Chilpancingo, una zona con alto grado

de perturbación en la ciudad (e.g., mayor número personas, edificaciones, tráfico vehicular y compactación del suelo). En particular, áreas más urbanizadas alteran las condiciones microclimáticas de las áreas verdes, creando islas de calor que originan mayor estrés fisiológico, así como disminuciones en la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Czaja *et al.*, 2020; Lüttge y Buckeridge, 2020). Esto hace que la vegetación sea más vulnerable a plagas y enfermedades (Desprez-Loustau *et al.*, 2006; Cibrián y Cibrián, 2007), incrementando la incidencia de muérdagos en el área verde urbana. Esto sugiere que es necesario controlar el nivel de infestación de los muérdagos para evitar pérdidas económicas y biológicas de las áreas verdes.

Otro factor que pudo contribuir a una mayor incidencia de muérdagos (particularmente *Struthanthus orbicularis*) en el área verde urbana, es que dos especies de plantas introducidas (*Casuarina equisetifolia* y *Jacaranda mimosifolia*) fueron más abundantes en este sitio en relación con las periurbanas. El número de individuos parasitados en *C. equisetifolia* (20 individuos parasitados = 95%) y *J. mimosifolia* (32 individuos parasitados = 71%) fue mayor comparado a los individuos no parasitados de ambas especies de plantas. Este resultado coincide con estudios previos que han documentado que *Struthanthus* spp. parasita a varias especies vegetales (Geils y Vázquez-Collazo, 2002; Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2021).

El mayor número de plantas parasitadas en Chilpancingo también está relacionado con la presencia de algunas especies de aves. Algunas aves nectarívoras (*Cynanthus doubledayi*) y frugívoras (*Chlorophonia elegantissima* y *Ptiliogonys cinereus*) se observaron alimentarse de los frutos y néctar de *Struthanthus orbicularis* en el área verde urbana (Alvarez-Alvarez *com. pers.*). Aunque hasta la fecha no hay registros de frugivoría y nectarivoría en *S. orbicularis*, se ha documentado que otros muérdagos como *S. concinnus* y *Psittacanthus* spp. mantienen relaciones mutualistas con distintos grupos de animales, incluido las aves (Ramírez y Ornelas, 2009, 2010; Nunes-de-Almeida y Avalos, 2016). Por lo tanto, es probable que las semillas de *S.*

orbicularis pudieron ser dispersadas por estas especies de aves en distintos árboles, como *C. equisetifolia* y *J. mimosifolia*, incrementando la incidencia de muérdagos en el área verde urbana. Esto es importante, pues la dispersión de los muérdagos es un tema que debe estudiarse dentro del área de estudio, particularmente el papel de las aves frugívoras en la ocurrencia de muérdagos en ambientes urbanos.

Incidencia de muérdagos en plantas nativas e introducidas

Los resultados mostraron que hubo mayor incidencia de muérdagos en plantas introducidas comparadas con las nativas, lo que coincide con la segunda hipótesis sobre mayor parasitismo en plantas introducidas. Este resultado coincide con estudios previos que han reportado que las plantas introducidas presentan mayor parasitismo, debido a que suelen tener más susceptibilidad al no estar adaptadas a los muérdagos locales o nativos (Maruyama *et al.*, 2012; Díaz-Limón *et al.*, 2016; Shackleton, 2016; Pinheiro da Silva y Fadini, 2017). Una razón de esto es que las plantas introducidas tienen tasas más altas de reproducción que mejora su éxito invasivo en ambientes naturales y antropogénicos (Ni *et al.*, 2021). Esta rápida colonización en nuevos ambientes puede incrementar la incidencia de *S. orbicularis* y *P. calyculatus* en plantas introducidas de las áreas verdes. De hecho, *C. equisetifolia* y *J. mimosifolia* son especies introducidas altamente susceptibles a muérdagos (Hische y Abraha, 2013; Těšitel *et al.*, 2020; Hernández-Álvarez *et al.*, 2022), de las cuales *C. equisetifolia* es susceptible porque dentro de su rango de distribución natural ya es altamente parasitada por muérdagos (Barlow y Wiens, 1977).

Otro factor que también explica la mayor incidencia de muérdagos en plantas introducidas, es que como se mencionó anteriormente, en el área verde urbana (Chilpancingo) hay mayor número de especies introducidas comparado con las nativas. Se ha reportado que los muérdagos suelen parasitar a las especies de hospederos más abundantes debido a un artefacto de su propio número. Es decir, una especie abundante tiene

mayor probabilidad de ser parasitada al encontrarse más frecuentemente con el parásito (Mourão *et al.*, 2016; Okubamichael *et al.*, 2016). Asimismo, se ha documentado que los muérdagos amplían su rango de hospederos nativos a introducidos (Mellado y Zamora, 2020). Incluso, este último grupo de plantas pueden volverse sus hospederos principales con tal de persistir en ambientes perturbados o urbanizados (Gairola *et al.*, 2013; Fontúrbel *et al.*, 2020). En las últimas décadas, se han llevado a cabo programas de reforestación para combatir la pérdida forestal en México (Sarukhán *et al.*, 2010). Sin embargo, la falta de información biológica y ecológica sobre especies nativas ha llevado al uso de especies introducidas como *Eucalyptus* spp., *Casuarina* spp. y *Jacaranda* spp., a pesar de que muchas plantas nativas son potencialmente adecuadas para fines de reforestación en el país (Téllez *et al.*, 2020). Esto resalta la importancia de reforestar áreas verdes urbanas con plantas nativas, porque las especies introducidas tienden a incrementar la incidencia de muérdagos en las áreas verdes urbanas y periurbanas.

Interacción entre muérdagos y sus hospederos

Los muérdagos tuvieron mayor número de interacciones con las plantas introducidas, resultado que confirma la tercera hipótesis. Particularmente, las redes de interacción muérdago-hospedero mostraron que *S. orbicularis* actúa como una especie parásita generalista y *P. calyculatus* como una especialista. Las redes de interacciones muérdago-hospedero han permitido describir la asimetría de la asociación, donde pocas especies de muérdagos interactúan con muchas especies de hospederos, indicando baja especificidad de infección. En cambio, hay especies de hospederos que son altamente susceptibles a una infestación por una especie particular de muérdago. Por ejemplo, algunos muérdagos como *Cladocolea* spp. y *Struthanthus* spp. son poco específicas por su hospedero (Genini *et al.*, 2012; Mourão *et al.*, 2016). Mientras que *Psittacanthus* spp., si bien pueden también establecer asociaciones generalistas con sus hospederos, estas suelen ser más específicas sobre las especies de hospedero

que parasitan (Genini *et al.*, 2012; Pérez-Crespo *et al.*, 2016; Hernández-Álvarez *et al.*, 2022). Esto indica que *P. calyculatus* y *S. orbicularis* pueden ampliar su preferencia a nuevos hospederos en los sitios de estudio, como ha sido observado con otras especies de muérdagos en ambientes urbanos (Maruyama *et al.*, 2012; Pinheiro da Silva y Fadini, 2017; Alvarado-Rosales y Saavedra-Romero, 2021).

Las medidas de centralidad empleadas en el análisis de la red permitieron identificar a las especies que son focos potenciales de propagación de muérdagos al resto de especies en los sitios de estudio. Además, este análisis permitió integrar de manera indirecta el factor dispersión, el cual está ligado a la disponibilidad de recursos en la comunidad (Blick *et al.*, 2012). De acuerdo con las redes de interacción, que los muérdagos prácticamente no compartan hospederos es consistente con la hipótesis de que, por competencia, los muérdagos forman patrones de especificidad locales, aunque su abanico de hospederos sea mayor a escalas más grandes (Blick *et al.*, 2012, 2013).

Conclusiones

Este estudio mostró que *S. orbicularis* actúa como una especie parásita generalista y *P. calyculatus* como una especialista. Se reportó a *Psidium guajava* como una especie hospedera de ambas especies de muérdagos. Las plantas introducidas son potenciales dispersores indirectos de los muérdagos, lo que resalta la importancia de reforestar áreas verdes urbanas con plantas nativas. Las podas sanitarias de las especies introducidas como *C. equisetifolia* y *J. mimosifolia* puede ayudar a disminuir focos de infección indirecta para otras especies de árboles. Es recomendable que se desarrollen estudios con un mayor esfuerzo de investigación, donde involucren otros factores como variables estructurales de la vegetación, variables ambientales, variables de parasitismo (*e.g.*, intensidad y severidad) y mayor tamaño de muestra. Este trabajo puede servir como base para futuros estudios ecológicos (*e.g.*, polinización, dispersión de semillas) en muérdagos en asentamientos humanos, así como para

desarrollar alternativas de su control y manejo en áreas verdes a nivel municipal, estatal y nacional.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Químico-Biológicas por su apoyo para la realización de este estudio. A Bernardina Ortega por su ayuda en el trabajo de campo. A los revisores anónimos por sus recomendaciones para mejorar este trabajo.

Referencias

Alvarado-Rosales, D., Saavedra-Romero, L.L. (2021). Tree damage and mistletoe impact on urban green areas. *Revista Árvore*, 45, e4530.

Arruda, R., Carvalho, L.N., Del-Claro, K. (2006). Host specificity of a Brazilian mistletoe, *Struthanthus aff. polyanthus* (Loranthaceae), in cerrado tropical savanna. *Flora*, 201, 127-134.

Atencio, N.O., Vidal-Russell, R., Chacoff, N., Amico, G.C. (2021). Host range dynamics at different scales: host use by a hemiparasite across its geographic distribution. *Plant Biology*, 23, 612-620.

Barlow, B.A., Wiens, D. (1977). Host-parasite resemblance in Australian mistletoes: the case for cryptic mimicry. *Evolution*, 31, 69-84.

Blick, R.A.J., Burns, K.C., Moles, A.T. (2012). Predicting network topology of mistletoe-host interactions: Do mistletoes really mimic their hosts? *Oikos*, 121, 761-771.

Blick, R.A.J., Burns, K.C., Moles, A.T. (2013). Dominant network interactions are not correlated with resource availability: A case study using mistletoe-host interactions. *Oikos*, 122, 889-895.

Cibrián, D., Cibrián, J. (2007). Escenarios forestales y enfermedades. In D. Cibrián, D. Alvarado, S. García (Eds), *Enfermedades Forestales en México*. Chapingo, Mex: Universidad Autónoma de Chapingo, 4-9.

Csardi, G., Nepusz, T. (2006). The igraph software package for complex network research. *InterJournal, Complex System*, 1695, 1-9. <https://igraph.org>

Czaja, M., Kołton, A., Muras, P. (2020). The complex issue of urban trees-stress factor accumulation and ecological service possibilities. *Forests*, 11, 932.

Delmas, E., Besson, M., Brice, M.-H., Burkle, L.A., Dalla Riva, G.V., Fortin, M.-J., Gravel, D., Guimarães Jr., P.R., Hembry, D.H., Newman, E.A., Olesen, J.M., Pires, M.M., Yeakel, J.D., Poisot, T. (2019). Analysing ecological networks of species interactions. *Biological Reviews*, 94, 16-36.

Desprez-Loustau, M.L., Marcais, B., Nageleisen, L.M., Piou, D., Vannini, A. (2006). Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*, 63, 597-612.

Díaz-Limón, M.P., Cano-Santana, Z., Queijeiro-Bolaños, M.E. (2016). Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 126-134.

Dormann, C.F., Fruend, J., Gruber, B., Beckett, S., Devoto, M., Felix, G.M.F., Iriondo, M., Opsahl, T., Pinheiro, R.B.P., Strauss, R. (2022). Visualising bipartite networks and calculating some (ecological) indices. Version 2.18. <https://github.com/biometry/bipartite>

Fontúrbel, F.E. (2020). Mistletoes in a changing world: a premonition of a non-analog future? *Botany*, 98, 479-488.

Gairola, S., Bhatt, A., Govender, Y., Baijnath, H., Procheş, Ş., Ramdhani, S. (2013). Incidence and intensity of tree infestation by the mistletoe *Erianthemum dregei* (Eckl. & Zeyh.) V. Tieghem in Durban, South Africa. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12, 315-322.

García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México, DF: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83>

Geils, B.W., Hawksworth, F.G. (2002). Damage, effects, and importance of dwarf mistletoes. In: B.W. Geils, T.J. Cibrián, B. Moody (Eds), *Ogden, USA: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station*, 57-65.

Geils, B.W., Vázquez-Collazo, I. (2002). Loranthaceae and Viscaceae in North America. In: B.W. Geils, T.J. Cibrián, B. Moody (Eds), *Mistletoes of North American conifers*. Ogden, USA: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1-8.

- Genini, J., Côrtes, M.C., Guimarães, P.R., Galetti, M. (2012). Mistletoes play different roles in a modular host-parasite network. *Biotropica*, 44, 171-178.
- Gu, Z., Gu, L., Eils, R., Schlesner, M., Brors, B. (2014). Circlize implements and enhances circular visualization in R. *Bioinformatics*, 30, 2811-2812.
- Hernández-Álvarez, E., Gallegos-Rodríguez, A., Guzmán-Paredes, C.M., Rodríguez-Ramírez, C.G., Hernández-Tovar, M.A. (2022). Diagnóstico ecológico y fitosanitario de un parque urbano del área metropolitana de Guadalajara, México. *eCUCBA*, 9, 114-122.
- Hishe, M., Abraha, B. (2013). Mistletoe infection of woody plant species at Bahir Dar University main campus, Bahir Dar, Ethiopia. *Ethiopian Journal of Science* 36, 119-124.
- INEGI (2021). Página electrónica institucional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. www.inegi.org.mx
- Lüttge, U., Buckeridge, M. (2020). Trees: structure and function and the challenges of urbanization. *Trees*, 37, 9-16.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. <https://archive.org/details/measuringbiology0000magu/page/n5/mode/2up>
- Martínez-Castruita, I.A., Sandoval-Ortega, M.H., Arellano-Delgado, M., Martínez-Calderón, V.M. (2021). Infestación por *Cladocolea loniceroides* y sus potenciales aves dispersoras de semillas en un área verde urbana de la ciudad de Aguascalientes, México. *Madera y Bosques*, 27, e2712084.
- Martín-González, A.M., Dalsgaard, B., Olesen, J.M. (2010). Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks. *Ecological Complexity*, 7, 36-43.
- Maruyama, P.K., Mendes-Rodrigues, C., Alves-Silva, E., Cunha, A.F. (2012). Parasites in the neighborhood: interactions of the mistletoe *Phoradendron affine* (Viscaceae) with its dispersers and hosts in urban areas of Brazil. *Flora*, 207, 768-773.
- Mathiasen, R.L., Nickrent, D.L., Shaw, D.C., Watson, D.M. (2008). Mistletoes: pathology, systematics, ecology, and management. *Plant Disease*, 98, 988-1006.
- Mellado, A., Zamora, R. (2020). Ecological consequences of parasite host shifts under changing environments: more than a change of partner. *Journal of Ecology*, 108, 788-796.
- Mourão, F.A., Pinheiro, R.B.P., Jacobi, C.M., Figueira, J.E.C. (2016). Host preference of the hemiparasite *Struthanthus flexicaulis* (Loranthaceae) in ironstone outcrop plant communities, southeast Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 30, 41-46.
- Ni, M., Deane, D.C., Li, S., Wu, Y., Sui, X., Xu, H., Chu, C., H, F., Fang, S. (2021). Invasion success and impacts depend on different characteristics in non-native plants. *Diversity and Distributions*, 27, 1194-1207.
- Nunes-de-Almeida, C.H.L., Avalos, V.R. (2016). Foraging techniques of Swallow-tailed Cotinga (*Phibalura flavirostris*) on fruits of *Struthanthus marginatus* (Loranthaceae) in Monte Verde, Camanducaia, state of Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 24, 27-29.
- Okubamichael, D.Y., Griffiths, M.E., Ward, D. (2016). Host specificity in parasitic plants-perspectives from mistletoes. *AoB PLANTS*, 8, plw069.
- Ornelas, J.F. (2019). Los muérdagos *Psittacanthus* en México: ecología, evolución, manejo y conservación. *Biodiversitas*, 146, 12-16.
- Pérez-Crespo, M.J., Lara, C., Ornelas, J.F. (2016). Uncorrelated mistletoe infection patterns and mating success with local host specialization in *Psittacanthus calyculatus* (Loranthaceae). *Evolutionary Ecology*, 30, 1061-1080.
- Pinheiro da Silva, F., Fadini, R.F. (2017). Observational and experimental evaluation of hemiparasite resistance in trees in the urban afforestation of Santarém, Pará, Brazil. *Acta Amazonica*, 47, 311-320.
- Ramírez, M.M., Ornelas, J.F. (2009). Germination of *Psittacanthus schiedeanus* (mistletoe) seeds after passage through the gut of Cedar Waxwings and Grey Silky-flycatchers. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 136, 322-331.
- Ramírez, M.M., Ornelas, J.F. (2010). Pollination and nectar production of *Psittacanthus*

- schiedeana* (Loranthaceae) in central Veracruz, Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87, 61-67.
- R Development Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. Version 4.1.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
<http://www.R-project.org>
- Rodríguez-Mendieta, S., Lara, C., Ornelas, J.F. (2018). Unravelling host-mediated effects on hemiparasitic Mexican mistletoe *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. Don traits linked to mutualisms with pollinators and seed dispersers. *Journal of Plant Ecology*, 11, 827-842.
- Sarukhán, J., Carabias, J., Koleff, P., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., Halffter, G., González, R., March, I., Mohar, A., Anta, S., De la Maza, J. (2010). Capital natural de México: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. México, DF: CONABIO.
<https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/capitalNatMex>
- Shackleton, C. (2016). Do indigenous street trees promote more biodiversity than alien ones? Evidence using mistletoes and birds in South Africa. *Forests*, 7, 134.
- Téllez, O., Mattana, E., Diazgranados, M., Kühn, N., Castillo-Lorenzo, E., Lira, R., Montes-Leyva, L., Rodríguez, I., Ortiz, C.M.F., Way, M., Dávila, P., Ulian, T. (2020). Native trees of Mexico: diversity, distribution, uses and conservation. *PeerJ*, 87, e9898.
- Těšitel, J., Cirocco, R.M., Facelli, J.M., Watling, J.R. (2020). Native parasitic plants: Biological control for plant invasions? *Applied Vegetation Science*, 32, 464-469.
- Villaseñor, J.L. (2016). Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 559-902.
- Watson, D.M. (2009). Determinants of parasitic plant distribution: the role of host quality. *Botany*, 87, 16–21.
- Weaver, K.F., Morales, V., Dunn, S.L., Godde, K., Weaver, P.F. (2017). An introduction to statistical analysis in research: with applications in the biological and life sciences. Nueva Jersey, USA: John Wiley & Sons, 594p.
- W3Tropicos. (2023). Missouri Botanical Garden's VAST nomenclatural database and associated authority files. Tropicos v3.4.1. Missouri Botanical Garden, Saint Louis, Missouri.
www.tropicos.org