

DIAGNÓSTICO Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL ARBOLADO DE ALINEACIÓN EN XALAPA, VERACRUZ, MÉXICO

ASSESSMENT OF STREET TREES AND THEIR ECOSYSTEM SERVICES IN XALAPA, VERACRUZ, MEXICO

García Valencia, A., O. Sánchez Sánchez, A. Ramírez Soto y C.R. Ramos Palacios
DIAGNÓSTICO Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL ARBOLADO DE
ALINEACIÓN EN XALAPA, VERACRUZ, MÉXICO
ASSESSMENT OF STREET TREES AND THEIR ECOSYSTEM SERVICES IN
XALAPA, VERACRUZ, MEXICO



Diagnóstico y servicios ecosistémicos del arbolado de alineación en Xalapa, Veracruz, México**Assessment of street trees and their ecosystem services in Xalapa, Veracruz, Mexico**

Arturo García Valencia,
Odilón Sánchez Sánchez,
Aníbal Ramírez Soto, Carlos
Renato Ramos Palacios

DIAGNÓSTICO Y
SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS DEL
ARBOLADO DE
ALINEACIÓN EN XALAPA,
VERACRUZ, MÉXICO

ASSESSMENT OF STREET
TREES AND THEIR
ECOSYSTEM SERVICES IN
XALAPA, VERACRUZ,
MEXICO

POLIBOTÁNICA
Instituto Politécnico Nacional

Núm. 59: 159-180. Enero 2025

DOI:
10.18387/polibotanica.59.10

Arturo García Valencia <https://orcid.org/0009-0002-7177-1139>

*Universidad Veracruzana, Facultad de Biología. Maestría en Ciencias Biológicas.
Circuito Presidentes 91010 Xalapa-Enríquez, Veracruz de Ignacio de la Llave, México*

Odilón Sánchez Sánchez. Autor de correspondencia: odsanchez@uv.mx

<https://orcid.org/0000-0003-4296-1646>

*Universidad Veracruzana Centro de Investigaciones Tropicales, José María Morelos
44, Zona Centro, C.P. 91000. Xalapa Enríquez, Ver. México*

Aníbal Ramírez Soto <https://orcid.org/0009-0006-5591-5672>

Red de Viveros de Biodiversidad, C.P. 91500. Coatepec, Ver. México

Carlos Renato Ramos Palacios <https://orcid.org/0000-0002-3390-364x>

*Facultad del Hábitat, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Niño Artillero 150,
Zona Universitaria, C.P. 78290, San Luis Potosí, S.L.P, México*

RESUMEN: Desde una perspectiva social, económica y ecológica, el arbolado urbano es un componente esencial en las ciudades. Este estudio evaluó la composición, distribución y provisión de servicios ecosistémicos (SE) de las especies arbóreas ubicadas en avenidas y calles públicas de Xalapa, Veracruz, abarcando zonas con distintos niveles de vulnerabilidad socioambiental. A través del programa *i-Tree Eco v6*, se analizaron los SE proporcionados por el arbolado a lo largo de 25 kilómetros de ejes viales, donde se registraron 1,411 árboles pertenecientes a 98 especies, predominando las especies introducidas (59%). Las especies más comunes fueron *Liquidambar styraciflua*, *Ficus benjamina* y *Fraxinus uhdei*. La valoración económica anual de los SE aportados por el arbolado de alineación ascendió a MXN 366,866.42, la remoción de contaminantes aportó el mayor valor con MXN 283,597.00. La prestación de SE fue significativamente diferente entre zonas con distintos niveles de vulnerabilidad socioambiental, siendo las zonas más vulnerables las que presentaron una menor capacidad para mitigar la contaminación atmosférica. Estos resultados enfatizan la necesidad de estrategias de gestión urbana que promuevan la conservación y expansión del arbolado de alineación, considerando tanto su valor ecológico como su aporte a la calidad de vida de los habitantes de la ciudad.

Palabras clave: dasonomía urbana, beneficios ambientales, valoración económica, gestión urbana.

ABSTRACT: From a social, economic, and ecological perspective, urban trees are an essential component of cities. This study evaluated the composition, distribution, and provision of ecosystem services by tree species located along avenues and public streets in Xalapa, Veracruz, encompassing areas with varying levels of socio-environmental vulnerability. Using the *i-Tree Eco v6* software, the ecosystem services provided by the trees along 25 kilometers of roadways were analyzed, with a total of 1,411 trees recorded, representing 98 species, with introduced species predominating (59%). The most common species were *Liquidambar styraciflua*, *Ficus benjamina*, and *Fraxinus uhdei*. The annual economic valuation of the ecosystem services provided by the street trees amounted to MXN 366,866.42, with air pollutant removal contributing the highest value at MXN 283,597.00. The provision of ecosystem services varied significantly across areas with different levels of socio-environmental vulnerability, with the most vulnerable

areas showing a reduced capacity to mitigate air pollution. These results highlight the need for urban management strategies that promote the conservation and expansion of street trees, considering both their ecological value and their contribution to the quality of life of city inhabitants.

Key words: urban forestry, environmental benefits, economic valuation, urban management.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento vertiginoso de las áreas urbanas a nivel global plantea desafíos importantes en términos de calidad de vida, sostenibilidad ambiental y gestión de los recursos naturales. Actualmente, más del 55% de la población humana reside en zonas urbanas y se proyecta que esta cifra aumentará significativamente en los próximos años (United Nations, 2018). Este proceso de urbanización acelerada conlleva una serie de problemas asociados, como la degradación ambiental, la mala calidad del aire, el aumento de las islas de calor (fenómeno urbano donde las temperaturas son significativamente más altas que en áreas rurales circundantes), los riesgos de inundaciones y la escasez de espacios verdes para la recreación y el esparcimiento (Escobedo, Kroeger, & Wagner, Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices, 2011) (Borelli, Chen, Conigliaro, & Salbitano, 2017) (Borelli, Conigliaro, & Pineda, Los bosques urbanos en el contexto global, 2018) (Boucher, Kroeger, McDonald, Wang, & Zhang, 2018).

En este contexto, los árboles en los espacios urbanos juegan un papel crucial en la provisión de SE, entendidos como los beneficios que los ecosistemas proporcionan a las personas. Estos servicios incluyen la mejora de la calidad del aire, la regulación térmica, la promoción de la biodiversidad, el bienestar humano, la mitigación de inundaciones, el aumento de la plusvalía de las propiedades y el fomento del sentido de comunidad (Brazel, Chow, Declet-Barreto, Harlan, & Martin, 2013) (de Vries, Groenewegen, Spreeuwenberg, & van Dillen, 2013) (Greenfield, Hoehn, Lapoint, & Nowak, 2013) (Bajjnath, Bhatt, Gairola, Govender, & Ramdhani, 2015). Diversas investigaciones han demostrado que los beneficios económicos y sociales derivados del arbolado urbano pueden superar con creces los costos asociados a su mantenimiento, subrayando la necesidad de integrar estos valores en la planificación urbana para maximizar el retorno de la inversión en infraestructura verde (Calaza Martínez, Cariñanos, Escobedo Montoya, Schwab, & Tovar, 2018) (Tang, Guofan, & Groffman, 2024).

En la ciudad de Xalapa los programas de reforestación han sido una estrategia clave para enfrentar los desafíos asociados con el crecimiento urbano. Con una población de más de 480,000 habitantes, la ciudad cuenta con una rica diversidad de especies leñosas distribuidas en sus espacios públicos. Sin embargo, la gestión del arbolado presenta dificultades, particularmente en zonas con alta vulnerabilidad socioambiental, donde se ha observado una menor capacidad para proporcionar SE como la mitigación de la contaminación atmosférica (Falfán & MacGregor-Fors, 2016). La vulnerabilidad socioambiental es un factor clave en la planificación y manejo del arbolado urbano. Su análisis facilita una comprensión más profunda de los impactos diferenciados en los distintos sectores de la ciudad (Gómez-Baggethun & Barton, 2013). No obstante, muchas ciudades carecen de inventarios actualizados que evalúen no solo la cantidad de árboles, sino también el valor de los SE que brindan, lo que limita la implementación de estrategias de manejo efectivas. Disponer de esta información es crucial para identificar conflictos, necesidades y oportunidades de mejora en la gestión del arbolado (Molina-Pelegrín, Puig-Pérez, Riquenes-Valdés, & Sosa-López, 2011) (Koeser, Hauer, Norris, & Krouse, 2013). El presente trabajo evalúa la composición y distribución del arbolado de alineación en Xalapa y cuantifica los SE que proporciona mediante el programa *i-Tree Eco v6*. Además, se analiza la influencia de la vulnerabilidad socioambiental en la provisión de estos servicios, para una planificación y gestión más sostenible del arbolado urbano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la ciudad de Xalapa, Veracruz, una ciudad con una población de 480,841 habitantes, lo que representa el 6.15% de la población del estado. La zona urbana abarca una superficie de 64 km², con un rango altitudinal que varía entre 1,100 y 1,600 m. Su clima es semicálido húmedo con lluvias abundantes en verano al sureste y templado húmedo con lluvias todo el año al noroeste. La precipitación media anual es de 1368.2 mm. La temperatura media anual oscila entre 18-24°C. La vegetación natural predominante corresponde al bosque mesófilo de montaña. Las áreas urbanas se encuentran en lomerío de basalto y sierra volcánica, con suelos dominantes de Andosol y Regosol, que anteriormente estaban ocupados por agricultura, bosques y pastizales (Castillo-Campos, 1991) (Gómez-Columna & Soto-Esparza, 1993) (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 2009)

Selección de los sitios de muestreo

La selección de los sitios de muestreo se realizó utilizando las Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) de la ciudad de Xalapa. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) una AGEB urbana es un área geográfica ocupada por conjuntos de manzanas perfectamente delimitadas y son asignadas al interior de las localidades urbanas, que corresponden a aquellas con población mayor o igual que 2,500 habitantes. Las AGEB se clasifican con base en la información del Censo de Población y Vivienda publicado por el INEGI y son reportadas por el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL). Esta clasificación utiliza variables climáticas y ecológicas para delimitar las zonas donde las personas, sus sistemas productivos y ecosistemas están más expuestos ante la acumulación de estos peligros y variables sociales y económicas para evaluar la vulnerabilidad socioeconómica a través de indicadores de vivienda (servicios y bienes), salud, discapacidad, población, educación-tecnología, género y economía (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, 2020). Con base en dichas variables las AGEB determinan cinco niveles de vulnerabilidad socioambiental: muy alta, alta, media, baja y nula. En este contexto, el CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, 2020) reportó para la ciudad de Xalapa en el año 2020 182 AGEB, de las cuales 58 con muy alta vulnerabilidad, 17 con alta vulnerabilidad, 58 con vulnerabilidad media y 49 con nula vulnerabilidad.

Tomando como base esta información se seleccionaron los sitios de muestreo utilizando un método modificado basado en Benavides-Meza y Villalón-Rojas (Benavides Meza & Villalón Rojas, 1992), que consistió en una selección aleatoria del 15% de las AGEB de la ciudad de Xalapa teniendo en cuenta cada uno de los niveles de vulnerabilidad, resultando ocho con muy alta vulnerabilidad, dos con alta vulnerabilidad, ocho con vulnerabilidad media y siete con vulnerabilidad nula.

La proporción de AGEB seleccionadas de cada categoría fue diseñada para reflejar el tamaño relativo de cada grupo y evitar sobrerrepresentaciones. En cada AGEB seleccionada se trazaron cuatro transectos de 250 metros, abarcando tanto banquetas como camellones de las principales vías. La Figura 1 muestra la distribución espacial de las zonas de vulnerabilidad socioambiental donde se realizaron los muestreos.

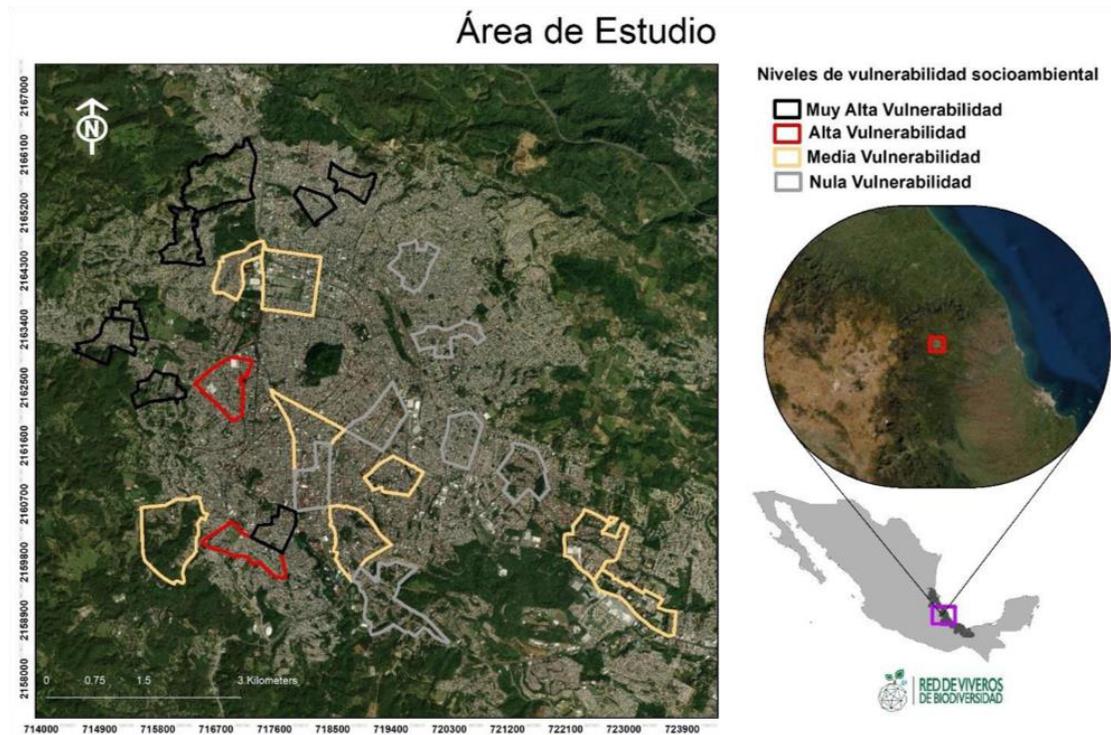


Figura 1. Ubicación de la ciudad de Xalapa, Veracruz y sitios de estudio.
Figure 1. Location of Xalapa city, Veracruz and study sites.

Obtención de datos

Para un total acumulado de 25 km de ejes viales, se midieron todos los individuos arbóreos en cada transecto de 250 m, considerando las siguientes variables: altura total, diámetro normal (DAP ≥ 2.5 cm a 1.30 cm partiendo de la base del tronco), altura de la copa viva, altura a la base de la copa, ancho de copa, porcentaje de copa ausente, porcentaje de luz en la copa, salud de la copa. También se midieron el ancho de las banquetas y los camellones. La identificación de especies se realizó mediante claves taxonómicas y muestras botánicas que fueron cotejadas con ejemplares del Herbario XAL del Instituto de Ecología en Xalapa, Veracruz. Las alturas se midieron con telémetro o flexómetro, el DAP con cinta diamétrica y las longitudes con longímetro y flexómetro.

Valoración de servicios ecosistémicos

Para calcular la provisión de SE proporcionados por el arbolado, que incluyen eliminación de contaminantes por monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), dióxido de sulfuro (SO₂), dióxido de nitrógeno (NO₂) y material particulado menor a 2.5 micrones (PM_{2.5}); captura y almacenamiento de carbono (biomasa y secuestro de carbono); producción de oxígeno (basada en el secuestro de carbono) y escurrimiento evitado (precipitación interceptada por el arbolado), se utilizó el programa *i-Tree Eco v6* (USDA Forest Service, Davey Tree Expert Company, 2020), que es un conjunto de herramientas diseñadas por el Servicio Forestal de los Estados Unidos de América para cuantificar los servicios ambientales que proporciona el arbolado urbano y su impacto ambiental, social y económico (Lin, Kroll, & Nowak, 2020).

Con las variables obtenidas en los transectos para cada uno de los árboles se organizó una base de datos codificada para ser reconocida por el programa *i-Tree Eco v6*, el cual realiza los cálculos específicos para cada uno de los SE a través de componentes de análisis propios y por los precios estandarizados para cada uno de los servicios determinados. En este caso la valoración económica consideró los precios por tonelada métrica establecidos para México en 2022. El precio de la tonelada métrica (t) de CO fue de MXN 32,197, por t de O₃ MXN 431,943, por t de NO₂ MXN 64,515, por t de SO₂ MXN 23,505 y por t de PM_{2.5} MXN 14,993,790 (Hernández-Castán, Cuesta

Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023). En este estudio para convertir el precio de los SE en moneda extranjera (USD) se debe utilizar el tipo de cambio promedio de 2022, de MXN 20.12 por dólar estadounidense.

Para llevar a cabo el cálculo del almacenamiento de carbono en los árboles *i-Tree Eco* utiliza ecuaciones alométricas de (Jenkins, Chojnacky, Heath, & Birdsey, 2003) y (Nowak & Crane, 2002). Estas ecuaciones relacionan dimensiones físicas del árbol, como el DAP y la altura total, con su biomasa total, que incluye tanto la biomasa aérea (tronco, ramas, hojas) como la biomasa subterránea (raíces) y permiten estimar la biomasa en peso seco de los árboles. Para convertir esta biomasa en carbono almacenado, se utiliza un factor de conversión de 0.5, ya que aproximadamente el 50% de la biomasa seca de un árbol está compuesta por carbono, el uso del factor de 0.5 para estimaciones generales de carbono en árboles se sustenta en el trabajo de Birdsey (1992). El programa también asigna un valor económico al carbono almacenado. En este estudio, se utilizó el precio del carbono de MXN 870 por tonelada métrica, basado en datos del mercado del carbono en los Estados Unidos.

La producción de oxígeno se estimó indirectamente por *i-Tree Eco* a partir del cálculo de secuestro de carbono utilizando la siguiente relación: liberación neta de O₂ (kg/año) = secuestro neto de C (kg/año) x 32/12. La proporción 32/12 proviene del peso molecular del oxígeno (32 g/mol) frente al carbono (12 g/mol) (Nowak & Crane, 2002).

El escurrimiento superficial evitado se estimó a través de *i-Tree Eco* el cual utiliza datos sobre la capacidad de los árboles para interceptar el agua de lluvia y la cantidad promedio de precipitación en un año determinado, para este estudio se consideró el año 2022. En este caso, el promedio nacional para Estados Unidos se utilizó como base para calcular este valor, el cual luego se convierte a la moneda local (MXN) utilizando el tipo de cambio correspondiente. La tasa de MXN 44.91 por m³ de agua se calculó basándose en los costos promedio de gestión del agua en México (Peper, *et al.*, 2007).

Análisis estadístico

Se utilizó el programa Minitab® Statistical Software ver. 19 para realizar estadística descriptiva de los datos de especies leñosas sobre los ejes viales en las diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental, reportando medias y errores estándar. Se empleó el programa Past ver. 3 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001) para estimar el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H) (Shannon & Weaver, 1949) y el índice de Simpson (Magurran, 2004) como estimadores de la diversidad de especies, así como el índice de Chao-1 como estimador de la abundancia de especies (Chao, 1984). Estos índices se calcularon para el arbolado en general de Xalapa, así como para las diferentes condiciones de vulnerabilidad socioambiental y situaciones viales (banqueta y camellón).

Se realizó una prueba de Mann-Whitney (Conover, 1999) para verificar si existen diferencias significativas en el DAP, la altura y el ancho de copa de los árboles entre la banqueta y el camellón. La razón para comparar estos dos entornos se basa en la hipótesis de que las condiciones de crecimiento para los árboles pueden ser significativamente diferentes entre estos dos tipos de infraestructura urbana.

Se llevó a cabo un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para determinar si existen diferencias significativas entre el DAP, la altura, el ancho de copa de los árboles, el ancho de la banqueta y los camellones en las diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental. Antes de realizar el ANOVA, se verificaron los supuestos de normalidad de varianzas. Para comprobar la normalidad de los datos, se utilizó la prueba de Shapiro & Wilk (1965). Una vez que el ANOVA identificó diferencias significativas, se aplicó la prueba post-hoc de Tukey, que permite realizar comparaciones múltiples entre las diferentes zonas de vulnerabilidad para identificar específicamente cuáles de ellas presentan diferencias significativas entre sí.

RESULTADOS

Composición del arbolado

Se registró un total de 1411 árboles en los ejes viales estudiados, del total 998 se registró en banquetas y 413 en camellones. Se identificaron 98 especies, pertenecientes a 73 géneros y 44 familias. El 59% de las especies son introducidas. De las 40 especies nativas encontradas para México 33 son propias del bosque mesófilo de montaña o se encuentran adaptadas a este ambiente (Rzedowski, 1996) (Gual Díaz, 2024),

Cuadro 1. Listado de especies del arbolado de alineación evaluado en la ciudad de Xalapa, Veracruz (ordenado alfabéticamente de acuerdo a las familias).

Table 1. List of street tree species evaluated in the city of Xalapa, Veracruz (ordered alphabetically by family).

Familia	Nombre científico	Introducida	Nativa	# Ind.
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i> L.	X		2
Altingiaceae	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.*		X	210
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	X		3
Annonaceae	<i>Annona cherimola</i> Mill.	X		1
Annonaceae	<i>Annona muricata</i> L.		X	3
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.	X		19
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.*		X	4
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i> (Kunth) Decne.& Planch.*		X	1
Araliaceae	<i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. & Planch.*		X	2
Araucaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze.	X		3
Araucaceae	<i>Araucaria heterophylla</i> (Salisb.) Franco.	X		5
Arecaceae	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	X		12
Arecaceae	<i>Dypsis lutescens</i> (H. Wendl.) Beentje & Dransf.	X		9
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman.	X		29
Arecaceae	<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.		X	2
Asparagaceae	<i>Beaucarnea recurvata</i> Lem.		X	4
Asparagaceae	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.	X		7
Asparagaceae	<i>Yucca gloriosa</i> L.	X		1
Asparagaceae	<i>Yucca guatemalensis</i> Baker.		X	5
Asparagaceae	<i>Yucca</i> sp			5
Betulaceae	<i>Carpinus caroliniana</i> Walter.*		X	1
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don.	X		66
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	X		22
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.*		X	2
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i> L.*		X	2
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.*		X	4
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.*		X	4
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	X		20
Celastraceae	<i>Zinoweiwia integerrima</i> (Turcz.) Turcz.*		X	1
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	X		2
Compositae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	X		1
Cupressaceae	<i>Cupressus lindleyi</i> Klotzsch ex Endl		X	8
Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.*		X	18

Familia	Nombre científico	Introducida	Nativa	# Ind.
Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i> var. <i>benthamii</i> (Endl.)		X	13
Cupressaceae	<i>Cupressus macrocarpa</i> Hartw.	X		14
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	X		95
Cupressaceae	<i>Juniperus chinensis</i> L.	X		2
Euphorbiaceae	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.		X	2
Euphorbiaceae	<i>Cnidioscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M.Johnst.*		X	3
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	X		3
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. ex Klotzsch.*		X	2
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.*		X	32
Lauraceae	<i>Persea schiedeana</i> Nees.*		X	1
Leguminosae	<i>Bauhinia variegata</i> L.	X		53
Leguminosae	<i>Cassia fistula</i> L.	X		1
Leguminosae	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	X		5
Leguminosae	<i>Erythrina americana</i> Mill.*		X	2
Leguminosae	<i>Inga jinicuil</i> Schldtl. & Cham. ex G.Don.*		X	8
Leguminosae	<i>Senna didymobotrya</i> (Fresen.) H.S.Irwin &	X		3
Lythraceae	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	X		2
Lythraceae	<i>Punica granatum</i> L.	X		3
Magnoliaceae	<i>Magnolia grandiflora</i> L.	X		4
Malvaceae	<i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose.*		X	2
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	X		15
Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i> Dill. ex Cav.*		X	4
Meliaceae	<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.*		X	13
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	X		1
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.	X		153
Moraceae	<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	X		7
Myrtaceae	<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	X		2
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.*		X	24
Myrtaceae	<i>Syzygium paniculatum</i> Gaertn.	X		2
Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	X		1
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	X		10
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	X		6
Oleaceae	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	X		1
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.*		X	130
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	X		25
Papaveraceae	<i>Bocconia frutescens</i> L.*		X	5
Platanaceae	<i>Platanus mexicana</i> Moric.*		X	65
Pinaceae	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schldtl. & Cham.*		X	3
Piperaceae	<i>Piper auritum</i> Kunth.*		X	3
Pittosporaceae	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton.	X		2
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn. ex R.Br.	X		21
Proteaceae	<i>Macadamia integrifolia</i> Maiden & Betche.	X		4
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	X		34
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	X		16

Familia	Nombre científico	Introducida	Nativa	# Ind.
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.*		X	2
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	X		9
Rutaceae	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave.*		X	1
Rutaceae	<i>Citrus x aurantifolia</i> (Christm.) Swingle.	X		12
Rutaceae	<i>Citrus x aurantium</i> L.	X		19
Rutaceae	<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck.	X		11
Rutaceae	<i>Citrus x limonia</i> (L.) Osbeck	X		3
Rutaceae	<i>Citrus medica</i> L.	X		4
Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i> Blanco.	X		18
Rutaceae	<i>Citrus x sinensis</i> (L.) Osbeck.	X		24
Rutaceae	<i>Citrus x paradisi</i> Macfad.	X		1
Sabiaceae	<i>Meliosma alba</i> (Schltdl.) Walp.*		X	1
Solanaceae	<i>Brunfelsia americana</i> L.		X	2
Solanaceae	<i>Brugmansia arborea</i> (L.) Sweet.	X		7
Solanaceae	<i>Brugmansia suaveolens</i> (Humb. & Bonpl. ex	X		1
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i> L.*	X		2
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	X		2
Ulmaceae	<i>Ulmus mexicana</i> (Liebm.) Planch.*		X	7
Ulmaceae	<i>Ulmus parviflora</i> Jacq.	X		1
Theaceae	<i>Camellia japonica</i> L.	X		2
Verbenaceae	<i>Duranta erecta</i> L.*		X	7

*Especies propias del bosque mesófilo de montaña (BMM)

Con las variables medidas en campo y mediante la aplicación del programa i Tree Eco v6 se estimó que el arbolado de los ejes viales estudiados cubre una superficie total de 6.75 hectáreas y proporciona 17.01 hectáreas de área foliar, reflejando una amplia distribución entre las zonas analizadas. Las especies dominantes en términos de área foliar son *L. styraciflua*, *F. uhdei* y *F. benjamina*. Las cinco especies más comunes fueron: *L. styraciflua*, *F. benjamina*, *F. uhdei*, *C. sempervirens* y *P. mexicana* (Figura 2).

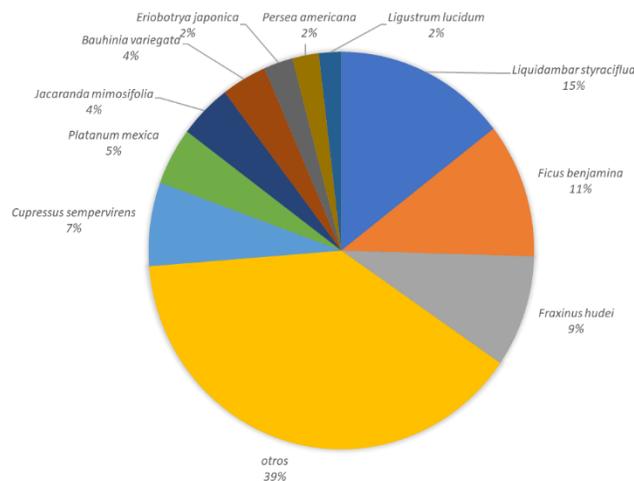


Figura 2. Composición de especies del arbolado de alineación en la ciudad de Xalapa, Veracruz.

Figure 2. Species composition of street trees in the city of Xalapa, Veracruz.

Riqueza, abundancia y diversidad de especies

En cuanto a su ubicación y de manera general, el arbolado que se registró en las banquetas presentó una mayor diversidad de especies (Shannon 3.6, Simpson 0.95) y una mayor abundancia estimada (Chao-1: 118 taxa) en comparación con los camellones (Shannon 2.6, Simpson 0.87, Chao-1: 61 taxa). Este resultado indica que los camellones podrían ser objeto de una mejor gestión para incrementar su diversidad y, en consecuencia, su capacidad para ofrecer SE. De los árboles situados en banqueta es posible encontrar 39 ± 8 árboles/km. En las zonas de alta vulnerabilidad se registraron 108 ± 27 árboles/km, en zonas con vulnerabilidad media 54 ± 13 árboles/km, en zonas de vulnerabilidad nula 24 ± 12 árboles/km y en zonas de muy alta vulnerabilidad 21 ± 5 árboles/km. De acuerdo con los resultados reportados en el Cuadro 2, la cantidad de especies y el número de individuos varían entre las zonas con diferente nivel de vulnerabilidad. Las zonas de media vulnerabilidad presentan la mayor riqueza de especies (75) y abundancia (709 individuos). Esto sugiere que estas zonas pueden estar en una situación intermedia, donde las condiciones ambientales o de manejo favorecen una mayor diversidad de especies en comparación con zonas de muy alta o nula vulnerabilidad.

Cuadro 2. Índices de diversidad comparando zonas con diferente nivel de vulnerabilidad socioambiental
Table 2. Diversity indices comparing areas with different levels of socio-environmental vulnerability.

Nivel de vulnerabilidad	AGEB	Especies	N	Shannon H	Simpson	Chao 1
Muy alta	8	48	217	3.26	0.93	63
Alta	2	50	218	2.86	0.85	78
Media	8	75	709	3.06	0.89	133
Nula	7	60	267	3.30	0.92	81
Xalapa	25	98	1411	3.50	0.94	140

AGEB (Áreas Geoestadísticas Básicas). N (Número de individuos)

En contraste, la zona de alta vulnerabilidad tiene una baja riqueza de especies (50) y abundancia (218), lo que podría indicar condiciones más restrictivas para el crecimiento de un arbolado más diverso, posiblemente debido a factores socioeconómicos o de infraestructura. Con relación al índice de Shannon, que mide la diversidad considerando tanto la riqueza como la equitatividad de las especies, es mayor en las zonas de nula vulnerabilidad (3.30) y muy alta vulnerabilidad (3.26), y menor en la zona de alta vulnerabilidad (2.86). Esto indica que las zonas de nula y muy alta vulnerabilidad tienen una distribución de especies más equitativa, lo que podría sugerir que, aunque tengan menos especies, estas están más equilibradas en términos de abundancia. El índice de Simpson, que mide la dominancia de especies, muestra un patrón similar. Las zonas de muy alta (0.93) y nula vulnerabilidad (0.92) tienen valores altos, lo que indica una menor dominancia de unas pocas especies y, por tanto, una comunidad más equitativa en comparación con la zona de alta vulnerabilidad (0.85). El estimador de Chao 1 predice una mayor riqueza potencial de especies en las zonas de media vulnerabilidad (133) y Xalapa en general (140), lo que sugiere que estas áreas podrían albergar una mayor diversidad si se consideraran especies menos frecuentes o submuestreadas. La zona de alta vulnerabilidad tiene el valor de Chao 1 más bajo (78), lo que refuerza la idea de que esta área es la menos diversa y podría estar experimentando condiciones desfavorables para la diversidad de especies. Estos resultados indican que las zonas de media vulnerabilidad tienen la mayor riqueza de especies y abundancia, lo que podría convertirlas en áreas prioritarias para la conservación y gestión. Las zonas de alta vulnerabilidad, con menor diversidad y abundancia, podrían necesitar intervenciones específicas para mejorar las condiciones que favorezcan la diversidad. Las zonas de nula y muy alta vulnerabilidad, a pesar de tener menos especies, muestran una mayor equitatividad en la distribución de las especies, lo que también es valioso desde una perspectiva de conservación. Estos hallazgos tienen implicaciones directas para la gestión del arbolado de alineación, sugiriendo la necesidad de estrategias diferenciadas para fomentar la diversidad en zonas más vulnerables.

Características dasométricas del arbolado

Las características dasométricas (diámetro, altura y ancho de copa) del arbolado en banquetas y camellones mostraron variaciones significativas según el nivel de vulnerabilidad socioambiental. En promedio, los árboles en las zonas de vulnerabilidad media y nula presentaron mayores valores de diámetro, altura y ancho de copa en comparación con las zonas de alta y muy alta vulnerabilidad. Además, los árboles ubicados en camellones mostraron consistentemente mayores valores en todas las características dasométricas en comparación con los árboles situados en banquetas. El diámetro promedio del arbolado fue mayor en las zonas de vulnerabilidad media (26.52 ± 1.45 cm) y nula (23.47 ± 2.03 cm), mientras que en las zonas de alta (15.03 ± 1.02 cm) y muy alta vulnerabilidad (14.28 ± 1.42 cm) se observaron diámetros significativamente menores ($F=16.07$, $p<0.001$). En cuanto a la altura promedio, los valores más altos se encontraron en las zonas de vulnerabilidad media (9.29 ± 0.38 m) y nula (8.97 ± 0.55 m), con diferencias significativas respecto a las zonas de alta (6.63 ± 0.29 m) y muy alta vulnerabilidad (5.28 ± 0.31 m) ($F=17.64$, $p<0.001$). El ancho de copa también siguió un patrón similar, siendo mayor en las zonas de vulnerabilidad nula (6.59 ± 0.45 m) y media (6.33 ± 0.23 m), y menor en las zonas de alta (3.03 ± 0.21 m) y muy alta vulnerabilidad (4.26 ± 0.32 m) ($F=36.66$, $p<0.001$). Los árboles en camellones presentaron diámetros (31.33 ± 1.32 cm), alturas (13.1 ± 0.46 m) y anchos de copa (8.54 ± 0.32 m) significativamente mayores que los árboles en banquetas (diámetro: 21.79 ± 0.8 cm; altura: 7.98 ± 0.21 m; ancho de copa: 5.2 ± 0.15 m) según las pruebas estadísticas aplicadas ($p<0.001$). Esto sugiere que las mejores condiciones espaciales y de recursos en los camellones favorecen un mayor desarrollo del arbolado en comparación con las banquetas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Características dasométricas del arbolado de alineación comparando zonas con diferente nivel de vulnerabilidad socioambiental.

Table 3. Dendrometric characteristics of street trees comparing areas with different levels of socio-environmental vulnerability.

Nivel de vulnerabilidad y ubicación	Diámetro (cm)	Altura (m)	Ancho de copa (m)
Nula	23.47 ± 2.03	8.97 ± 0.55	6.59 ± 0.45
Media	26.52 ± 1.45	9.29 ± 0.38	6.33 ± 0.23
Alta	15.03 ± 1.02	6.63 ± 0.29	3.03 ± 0.21
Muy alta	14.28 ± 1.42	5.28 ± 0.31	4.26 ± 0.32
Camellón	31.33 ± 1.32	13.1 ± 0.46	8.54 ± 0.32
Banqueta	21.79 ± 0.8	7.98 ± 0.21	5.2 ± 0.15

Servicios ecosistémicos y valoración económica

Mediante la aplicación del programa *i-Tree Eco v6* se estimó que el total de los árboles analizados eliminan anualmente 351.07 kg de contaminantes del aire, incluyendo ozono (O₃), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂) y material particulado menor a 2.5 micrones (PM_{2.5}). El valor económico estimado de este servicio se calculó en MXN 283,597.00/año (USD 14,094.68/año). Los mayores aportes a este valor provienen de la eliminación de PM_{2.5} y O₃, lo que refleja tanto la capacidad del arbolado para mitigar contaminantes clave como la variabilidad en el valor económico asociado a la eliminación de estos compuestos (Figura 3). Las especies que más contribuyen a mejorar la calidad del aire son *L. styraciflua*, *F. uhdei*, *F. benjamina*, *J. mimosifolia* y *P. mexicana*. Esta contribución se debe principalmente a su abundancia en las áreas evaluadas, ya que el programa *i-Tree Eco v6* realiza sus estimaciones basándose en la cantidad y distribución de los árboles, más que en características fisiológicas específicas de las especies. De manera individual especies como *C. edulis*, *H. donnellsmithii*, *M. alba*, *C. caroliniana*, *G. robusta* y *D. regia* también son eficientes para mitigar contaminantes atmosféricos. Esta eficiencia se

calculó en función de sus atributos estructurales, como el tamaño del árbol y su área foliar, lo que permitió al programa *i-Tree Eco v6* evaluar su capacidad para interceptar y absorber contaminantes de manera independiente, sin depender de su abundancia relativa.

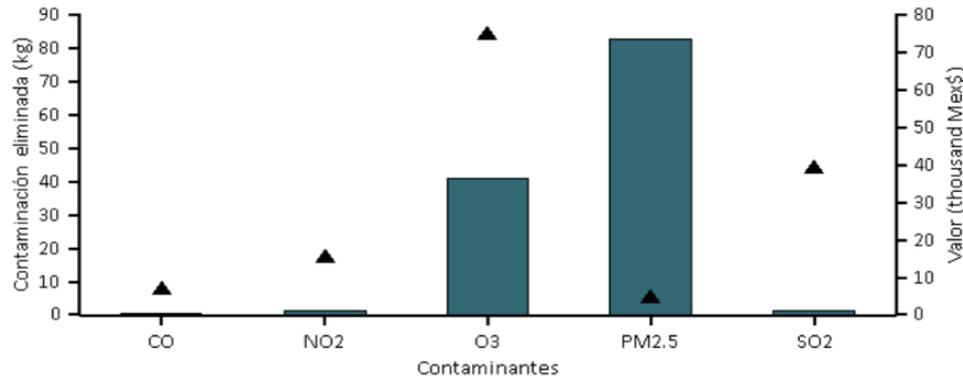


Figura 3. Eliminación anual de contaminantes por el arbolado de alineación de la ciudad de Xalapa, Veracruz, y valor económico de este servicio ecosistémico. En el eje X se encuentran los tipos de contaminantes, en el eje Y izquierdo, las barras representan la cantidad de contaminación eliminada (kg), mientras que, en el eje Y derecho, los triángulos representan el valor económico por la eliminación de cada contaminante.

Figure 3. Annual pollutant removal by street trees in the city of Xalapa, Veracruz, and the economic value of this ecosystem service. The X-axis shows the types of pollutants, the left Y-axis shows the amount of pollution removed (kg) represented by bars, while the right Y-axis shows the economic value of pollutant removal, represented by triangles.

El análisis de los SE proporcionados por el arbolado urbano en zonas con diferentes niveles de vulnerabilidad socioambiental mostró que la zona de vulnerabilidad media es la que brinda mayores beneficios ambientales (Cuadro 4). Esta zona removió 205.89 kg de contaminantes del aire al año, principalmente gracias a *L. styraciflua*, *F. uhdei* y *J. mimosifolia*, cuya contribución se relaciona más con su abundancia que con rasgos específicos de sus hojas. El programa *i-Tree Eco v6* realiza sus estimaciones basándose en la cantidad y distribución de los árboles, lo que explica el predominio de estas especies en los resultados. En la zona de vulnerabilidad nula, *F. benjamina*, *L. styraciflua* y *F. uhdei* fueron las especies que más contribuyeron a la remoción de contaminantes, mientras que en la zona de alta vulnerabilidad destacaron *P. mexicana*, *C. sempervirens* y *G. robusta*. En la zona de muy alta vulnerabilidad, las especies más efectivas fueron *P. mexicana*, *F. benjamina* y *B. variegata*. La zona de vulnerabilidad media también lideró en términos de secuestro de carbono (13.99 t/año), almacenamiento de carbono (211.73 t) e interceptación de aguas pluviales (924.27 m³/año), con una valoración económica de MXN 186,327.46 netos y MXN 233,220.37 anuales. En contraste, las zonas de alta y muy alta vulnerabilidad presentaron menores valores en todos los indicadores, reflejando la necesidad de intervenciones para mejorar la calidad y densidad del arbolado y, por ende, los SE.

Cuadro 4. Servicios ecosistémicos y valoración económica de las diferentes zonas de vulnerabilidad socioambiental.**Table 4.** Ecosystem services and economic valuation across different socio-environmental vulnerability zones.

Tipo deservicio	Servicios ecosistémicos	Muy alta	Alta	Media	Nula
A	Secuestro anual de Carbono (t/año)	1.5	3.02	13.99	3.38
N	Almacenamiento de Carbono (t)	23.5	34.3	211.73	112.6
A	Remoción de Contaminantes atmosféricos(kg/año)	33.3	14.39	205.89	97.47
A	Interceptación de aguas pluviales (m ³ /año)	107.63	59.81	924.27	340.18
	Valoración de servicio Neto (MX)	\$20,019.01	\$28,997.13	\$186,327.46	\$97,149.4
	Valoración de servicios Anual (MX)	\$20,266	\$17,356.56	\$233,220.37	\$96,023.49

A: anual, N: neto; t= toneladas

Secuestro y almacenamiento de carbono

El secuestro bruto de carbono registrado fue de 21.89 toneladas por año, con un valor económico estimado en MXN 19,007/año. Este valor relativamente bajo se debe a que el programa *i-Tree Eco v6* utiliza precios estandarizados basados en parámetros económicos internacionales, que pueden no reflejar completamente las condiciones económicas locales. Las especies que más carbono secuestran son *F. uhdei*, *L. styraciflua*, *F. benjamina*, *P. mexicana* y *J. Mimosifolia* lo que se relaciona con su abundancia en las zonas estudiadas (Figura 4 A). Por otro lado, el almacenamiento total de carbono se estimó en 382 t, con un valor económico de MXN 332,493. La mayor parte del carbono almacenado se encuentra en estas mismas especies dominantes, con una mayor contribución al almacenamiento de carbono por parte de *F. uhdei* y *L. styraciflua* (Figura 4 B). Si consideramos la distribución del secuestro y almacenamiento de carbono por zonas de vulnerabilidad, más del 50% del secuestro anual de carbono (13.99 t) ocurrió en las áreas de vulnerabilidad media. Igualmente, en estas zonas se concentró la mayor cantidad de carbono almacenado (211.73 t). A nivel individual, especies menos abundantes como *M. alba*, *C. edulis*, *H. donnellsmithii*, *U. mexicana*, *C. lusitanica* var. *bentharii*, *C. equisetifolia* y *E. tinifolia* también demostraron una alta eficiencia en el secuestro y almacenamiento de carbono, lo que se atribuye a sus características estructurales (tamaño y área foliar).

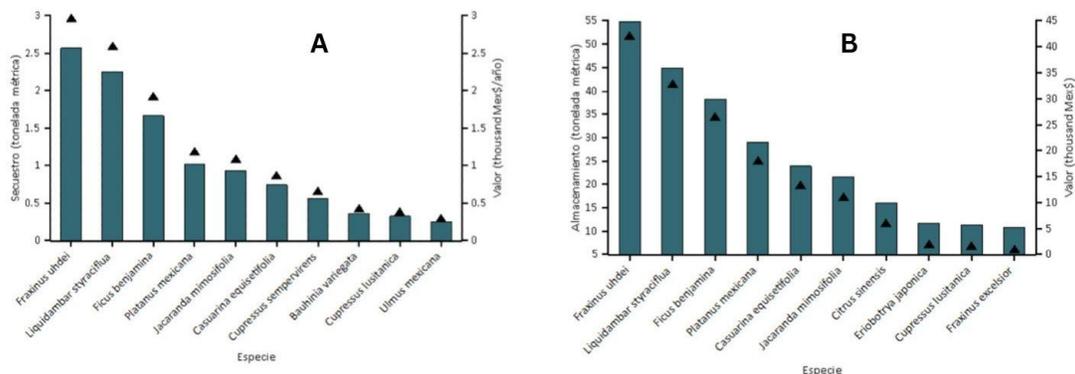


Figura 4. Captura y almacenamiento de carbono por las principales especies del arbolado de alineación de la ciudad de Xalapa, Veracruz. Panel A Captura anual de carbono en toneladas métricas (barras) y su valor económico asociado en miles de MXN (triángulos). Panel B Almacenamiento total de carbono en toneladas métricas (barras) y su valor económico asociado en miles de MXN (triángulos). Las especies están ordenadas en cada panel de acuerdo con la cantidad de carbono secuestrado o almacenado.

Figure 4. Carbon sequestration and storage by the main street tree species in the city of Xalapa, Veracruz. Panel A: Annual carbon sequestration in metric tons (bars) and its associated economic value in thousands of MXN (triangles). Panel B: Total carbon storage in metric tons (bars) and its associated economic value in thousands of MXN (triangles). The species in each panel are ordered according to the amount of carbon sequestered or stored.

Producción de oxígeno

Se estimó que los árboles analizados en el estudio producen un total de 58.38 toneladas de oxígeno al año. No obstante, no se presentaron diferencias claras entre las distintas zonas de vulnerabilidad para este servicio ecosistémico. Aunque el programa estima la cantidad de oxígeno que los árboles producen anualmente, no asigna un valor monetario a este servicio debido a que en la metodología de *i-Tree Eco v6* (USDA Forest Service, Davey Tree Expert Company, 2020), el oxígeno es considerado un recurso abundante y su provisión por los árboles urbanos representa una pequeña proporción del total producido por otros ecosistemas.

Escurrimiento de agua evitado

El arbolado medido en este estudio ayuda a reducir los escurrimientos de 1,431.9 m³ de agua al año, con un valor económico estimado de MXN 64,263/año (Figura 5). Este servicio es más efectivo en zonas de media vulnerabilidad, donde el arbolado intercepta 924.27 m³ de agua al año. El conjunto de especies que más contribuyen a este servicio son *F. benjamina*, *L. styraciflua*, *F. uhdei* y *J. mimosifolia*. A nivel individual, especies como *H. donnellsmithii*, *P. mexicana*, *M. alba*, *U. mexicana*, *C. lusitanica* var. *bentharii* y *E. tinifolia* también son útiles para evitar escurrimientos. En este sentido es importante destacar que las estimaciones de escurrimiento evitado están basadas en los modelos proporcionados por *i-Tree Eco v6*, los cuales consideran principalmente las características estructurales de los árboles, como el diámetro del tronco y el área foliar, para calcular su capacidad de interceptación de agua. Sin embargo, el programa no incorpora directamente el tipo de suelo o la ubicación específica de los árboles (por ejemplo, en banquetas o parques), lo que podría influir en la precisión de los resultados bajo ciertas condiciones locales.

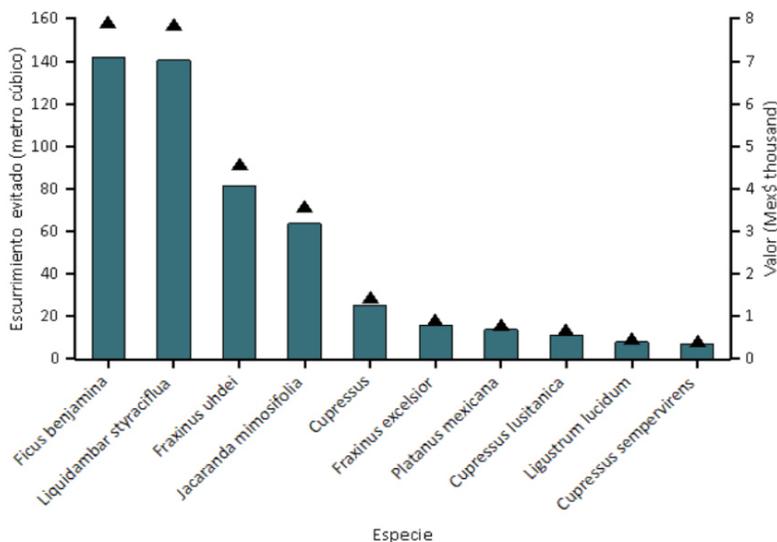


Figura 5. Escurrimiento de agua evitado por las principales especies del arbolado de alineación de la ciudad de Xalapa, Veracruz. Las especies están ordenadas de manera descendente según el volumen de escurrimiento evitado (m³), representado por las barras. Los triángulos indican el valor económico correspondiente (en miles de MXN) por el escurrimiento evitado para cada especie.

Figure 5. Water runoff avoided by the main street tree species in the city of Xalapa, Veracruz. The species are listed in descending order according to the volume of runoff avoided (m³), represented by bars. The triangles indicate the corresponding economic value (in thousands of MXN) for the avoided runoff per species.

DISCUSIÓN

Arbolado de alineación

El presente estudio reveló una notable riqueza de especies en el arbolado de alineación de Xalapa. Sin embargo, el 59% de las 98 especies registradas son introducidas, un patrón común en muchas ciudades de México (Canizales Velázquez, Alanís Rodríguez, Holguín Estrada, García García, & Chávez Costa, 2020) (Martínez Juárez, Rodríguez Trejo, Granados Sánchez, Mohedano Caballero, & Villanueva Morales, 2022) (Almeida-Cerino, Bertolini, & Martínez-Trinidad, 2024). Esta tendencia está asociada a programas históricos de reforestación que favorecieron la introducción de especies no nativas debido a su disponibilidad, rápida adaptación y crecimiento (Flores & Glafiro, 2005) (Delgado, 2019), así como a la limitada disponibilidad de especies nativas (Morales-Gallegos, *et al.*, 2023). Al respecto, en el arbolado de alineación de Xalapa se registraron 40 especies nativas de las cuales 33 son propias del bosque mesófilo de montaña, lo que resulta relevante. Sin embargo, la presencia de muchas de ellas se ve minimizada al considerar que especies como *O. xalapensis*, *C. caroliniana*, *Z. integerrimum* y *P. schiedeana*, estuvieron representadas apenas por un solo individuo, mientras que especies introducidas como *F. benjamina*, *J. mimosifolia*, *B. variegata* y *C. sempervirens* concentraron el 26% de los 1411 individuos registrados. Estos resultados destacan la necesidad de fomentar y priorizar la plantación de especies nativas, que además de estar adaptadas al entorno local, pueden contribuir a la biodiversidad y ofrecer mayor resiliencia frente a plagas y enfermedades (Borelli, Chen, Conigliaro, & Salbitano, 2017), así como reducir el riesgo de daños a la infraestructura, facilitando una gestión más eficiente y sostenible (Koeser, Hauer, Norris, & Krouse, 2013). Entre las especies introducidas que causan más daño a la infraestructura urbana debido a su agresivo sistema de raíces, destaca *F. benjamina* (Molina Prieto & Vargas Garzón, 2010). Su abundancia en el arbolado de alineación de Xalapa es consistente con su presencia en otras ciudades mexicanas, como Tuxtla Gutiérrez, Chiapas y Puerto Vallarta, Jalisco, donde también ha sido ampliamente plantada (Roman-Guillen, 2019) (Esquivel & Quijas, 2021). A pesar de los daños que provoca a la infraestructura y los costos de mantenimiento asociados a las reparaciones, especialmente en banquetas y camellones, su uso sigue siendo frecuente.

Dasometría y diversidad de especies

En muchas ciudades del mundo el arbolado urbano y las áreas verdes tienden a estar mejor representados en zonas con mayor acceso a educación, ingresos económicos más altos y menor rezago social (Cohen, Baudoin, Palibrk, & Persyn, 2012) (Falfán & MacGregor-Fors, 2016) (Kervinio, Levrel, Liotta, & Tardieu, 2020). En la presente investigación, se observó que las zonas de alta vulnerabilidad socioambiental presentan una menor cantidad de árboles y diversidad de especies, un fenómeno recurrente que ha sido reportado en otras ciudades mexicanas como Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Roman-Guillen, 2019) y Puebla (Martínez Juárez, Rodríguez Trejo, Granados Sánchez, Mohedano Caballero, & Villanueva Morales, 2022), así como en ciudades estadounidenses como Chicago (Liu, Kwan, & Kan, 2021).

Este patrón desigual no solo limita la provisión de SE esenciales, como la regulación del microclima y la mejora de la calidad del aire, sino que también exacerba las desigualdades socioeconómicas en el acceso a espacios verdes (Cohen, Baudoin, Palibrk, & Persyn, 2012) (Alexandre & Roussel, 2021). Esta desigualdad, especialmente pronunciada en las ciudades del sur global, está fuertemente influenciada por procesos políticos y económicos que tienden a favorecer a ciertos grupos en detrimento de las comunidades más vulnerables (Rigolon, Browning, Lee, & Shin, 2018). La falta de árboles en estas áreas aumenta la exposición a riesgos ambientales, como los efectos del cambio climático y la contaminación atmosférica, con implicaciones significativas para la salud pública y el bienestar de estas comunidades (Escobedo, Kroeger, & Wagner, Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices, 2011).

Los resultados dasométricos del presente estudio refuerzan este patrón de desigualdad. En Xalapa, las zonas de mayor vulnerabilidad socioambiental muestran árboles con diámetros, alturas y anchos de copa significativamente menores en comparación con las zonas de

vulnerabilidad nula y media, una tendencia también observada en estudios de Puebla y Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Martínez Juárez, Rodríguez Trejo, Granados Sánchez, Mohedano Caballero, & Villanueva Morales, 2022) (Roman-Guillen, 2019). Las diferencias dasométricas sugieren que las zonas más vulnerables carecen de los recursos necesarios para el desarrollo de un arbolado saludable, lo cual reduce su capacidad para proporcionar SE clave.

La disponibilidad de espacio juega un papel crucial en el desarrollo del arbolado de alineación. En el presente estudio se observó que los árboles plantados en camellones presentaron un mejor desarrollo en todas las dimensiones dasométricas en comparación con aquellos plantados en banquetas, donde el espacio restringido limita su crecimiento. Esta observación coincide con estudios realizados en Linares, Nuevo León y Ciudad de México, donde se ha demostrado que un mayor espacio disponible favorece el crecimiento del arbolado (Leal Elizondo, *et al.*, 2018) (Saavedra-Romero, Hernández-de la Rosa, Alvarado-Rosales, & Martínez-Trinidad, 2019). Estos resultados sugieren que, para maximizar los beneficios ecológicos del arbolado urbano, es fundamental priorizar la plantación en áreas con suficiente espacio, promoviendo así un desarrollo estructural que mejore la provisión de SE.

En términos de diversidad de especies, el índice de Shannon-Weiner calculado para la diversidad arbórea en Xalapa ($H' = 3.5$) es comparable al de los parques de la ciudad de Texcoco ($H' = 3.8$) (Martínez-Trinidad, Hernández López, López-López, & Mohedano Caballero, 2021) y más alto que en otras ciudades, como Linares Nuevo León ($H' = 1.99$) (Leal Elizondo, *et al.*, 2018) y el Bosque de San Juan de Aragón en la Ciudad de México ($H' = 0.85$) (Saavedra-Romero, Hernández-de la Rosa, Alvarado-Rosales, & Martínez-Trinidad, 2019). Este valor sugiere una mayor heterogeneidad en la composición de especies en Xalapa, un factor importante para la resiliencia ecológica. No obstante, al igual que en la Ciudad de México, donde *C. equisetifolia* y *Eucalyptus camaldulensis* son dominantes, en Xalapa las especies *L. styraciflua*, *F. benjamina* y *F. uhdei* presentaron una alta dominancia, lo cual reduce la equitatividad entre especies.

Para fomentar la diversidad en bosques urbanos y reducir el riesgo de plagas y enfermedades se suele aplicar la regla 10-20-30 (Santamour, 1999), que establece que ninguna especie debe superar el 10% del total de árboles, ningún género más del 20%, y ninguna familia más del 30%. En Xalapa, de acuerdo con los resultados del presente estudio (ver Cuadro 1) y aplicando la regla de Santamour, se puede decir que en el caso del arbolado de alineación de Xalapa esta regla se cumple parcialmente. Si bien *L. styraciflua* y *F. benjamina* superaron el límite del 10% de los individuos (14.8% y 10.8% respectivamente), ningún género superó el 20%, ni ninguna familia sobrepasó el 30%. Este resultado contrasta con lo observado en Tapachula, Chiapas, donde *Ficus microcarpa*, el género *Citrus* y la familia Fabaceae superaron los límites recomendados (Esquivel & Quijas, 2021). Un patrón similar se registró en el Bosque de San Juan de Aragón, donde varias especies y el género *Casuarina* exceden estos umbrales (Saavedra-Romero, Hernández-de la Rosa, Alvarado-Rosales, & Martínez-Trinidad, 2019), y en el campus Montecillo del Colegio de Postgraduados, donde las especies más comunes tampoco cumplen con esta regla (Islas-Rodríguez, Martínez-Trinidad, & Hernández-Martínez, 2012). Aunque el arbolado de Xalapa no mantiene una diversidad ideal, su estructura ofrece mayor resiliencia y sostenibilidad a largo plazo, excepto en el caso de *L. styraciflua* y *F. benjamina*, cuyo alto número de individuos podría verse gravemente afectado ante el ataque de alguna plaga o enfermedad.

Servicios ecosistémicos y valoración económica

El arbolado de alineación de Xalapa ofrece SE valiosos, destacando la remoción de 351.07 kg/año de contaminantes atmosféricos, con un valor económico de MXN 283,597.00. Este hallazgo es consistente con estudios realizados en otras ciudades que también han utilizado el programa *i-Tree Eco* para valorar la contribución del arbolado urbano en la mejora de la calidad del aire. Por ejemplo, en Puebla, el arbolado de la Laguna de San Baltazar removió 324 kg/año de contaminantes, con un valor económico de MXN 432,000.00 (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023). En Tequexquináhuac, Texcoco, México se reportó una remoción de 58.9 kg/año de contaminantes, con un valor económico estimado de MXN 136,100.00 (González-Hernández, Romo-Lozano, Cristóbal-Acevedo, Martínez Damian, & Mohedano Caballero, 2023), mientras que el arbolado del área metropolitana de Guadalajara, Jalisco eliminó 41.6 kg/año, valorado en MXN 14,112.00 (Gómez-Vega, *et al.*, 2024). Estas evaluaciones económicas permiten destacar el impacto financiero positivo que el arbolado urbano

tiene para las ciudades, no solo en términos de SE directos, sino también como un ahorro en costos asociados a la mitigación de la contaminación.

La mayor eficiencia observada en Xalapa puede atribuirse a la composición y abundancia de especies dominantes como *L. styraciflua*, *F. benjamina*, *F. uhdei* y *J. mimosifolia* L. que cuentan con una amplia superficie foliar y mayor estructura (diámetro y altura), haciéndolas más eficientes en la intercepción de contaminantes como el PM_{2.5} y el O₃ dos de los principales compuestos eliminados. Estos hallazgos refuerzan el papel fundamental del arbolado urbano en la mitigación de contaminantes atmosféricos en las ciudades y concuerdan con los resultados de (Escobedo, Kroeger, & Wagner, Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices, 2011) quienes señalaron que las especies con gran área foliar y crecimiento rápido son clave para la captura de contaminantes, especialmente en ciudades tropicales y subtropicales. No obstante, estos resultados subrayan la necesidad de diversificar el arbolado urbano para mejorar su capacidad de remover contaminantes, sin depender únicamente de unas pocas especies dominantes.

Por otro lado, factores ambientales como los niveles de contaminación atmosférica y las condiciones climáticas locales también influyen en las diferencias observadas. Ciudades más contaminadas, como Barcelona, donde el arbolado urbano elimina alrededor de 305 t/año de contaminantes (Baró, *et al.*, 2014), presentan cifras significativamente más altas debido a las mayores concentraciones de contaminantes vehiculares y la densidad urbana. Esto sugiere que, aunque la capacidad de remoción depende en parte de las características del arbolado, las condiciones de cada ciudad, como el volumen de tráfico y las fuentes de emisión, determinan el impacto final de los árboles en la calidad del aire.

Es importante destacar que las estimaciones de remoción de contaminantes proporcionadas por el programa *i-Tree Eco* se basan principalmente en las características estructurales de los árboles, lo que significa que especies con una gran biomasa y área foliar como las encontradas en Xalapa (*L. styraciflua*, *F. benjamina*, *F. uhdei* y *P. mexicana*) pueden remover más contaminantes simplemente por su mayor tamaño y abundancia. Sin embargo, el modelo no incorpora factores como el tipo de suelo o la ubicación exacta de los árboles, lo que podría influir en la precisión de las estimaciones bajo ciertas condiciones locales. Por ejemplo, los árboles plantados en banquetas pueden ser menos efectivos para interceptar contaminantes en comparación con aquellos situados en camellones o parques, donde las condiciones de crecimiento suelen ser más favorables (Martínez Juárez, Rodríguez Trejo, Granados Sánchez, Mohedano Caballero, & Villanueva Morales, 2022). Estos hallazgos resaltan la necesidad de seguir promoviendo la gestión y expansión de los espacios verdes en áreas urbanas para maximizar los beneficios ecosistémicos y mejorar la calidad del aire en diversas ciudades.

La valoración económica de los SE proporcionados por el arbolado urbano en las distintas zonas de vulnerabilidad socioambiental en Xalapa reveló claras disparidades entre las áreas estudiadas, reflejando la relación directa entre la cantidad y calidad del arbolado y los beneficios ambientales generados. Las zonas de vulnerabilidad media son las que más beneficios proveen, con los mayores valores en remoción de contaminantes, secuestro y almacenamiento de carbono e interceptación de aguas pluviales, lo que es consistente con estudios previos en otras ciudades mexicanas y a nivel mundial (Andrew & Slater, 2014) (Ross, *et al.*, 2020) (Song, Kim, Mayer, He, & Tian, 2020) (Martínez-Trinidad, Hernández López, López-López, & Mohedano Caballero, 2021) (Martínez Juárez, Rodríguez Trejo, Granados Sánchez, Mohedano Caballero, & Villanueva Morales, 2022) (González-Hernández, Romo-Lozano, Cristóbal-Acevedo, Martínez Damian, & Mohedano Caballero, 2023) (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023).

En términos de valoración económica, la zona de vulnerabilidad media generó un valor anual de MXN 233,220.37, mientras que la zona de alta vulnerabilidad apenas alcanzó MXN 17,356.56/año. Esta disparidad económica refleja claramente la relación directa entre la calidad del arbolado y su capacidad para proporcionar beneficios tangibles, como la mejora de la calidad del aire, el secuestro de carbono y la regulación hídrica. Estos resultados subrayan la importancia de realizar inversiones estratégicas en las zonas más vulnerables, tal como se ha recomendado en investigaciones realizadas en Puebla y Puerto Vallarta (Martínez Juárez, Rodríguez Trejo, Granados Sánchez, Mohedano Caballero, & Villanueva Morales, 2022) (Esquivel & Quijas, 2021).

En el caso de Xalapa, la remoción de contaminantes atmosféricos en la zona de vulnerabilidad media, que alcanzó 205.89 kg/año, está dominada por especies como *L. styraciflua*, *F. uhdei*, y *J. mimosifolia*, cuya alta contribución se debe más a su abundancia que a sus características fisiológicas específicas. Este resultado coincide con lo observado en otras ciudades mexicanas como Texcoco, México donde se ha reportado que el programa *i-Tree Eco* basa sus estimaciones principalmente en la cantidad y distribución de los árboles, priorizando la abundancia sobre la eficiencia específica de las especies en la remoción de contaminantes (Martínez-Trinidad, Hernández López, López-López, & Mohedano Caballero, 2021). Sin embargo, esta situación subraya la necesidad de diversificar el arbolado en las zonas urbanas para mejorar su capacidad de remover contaminantes atmosféricos, sin depender de unas pocas especies dominantes.

En comparación, las zonas de alta y muy alta vulnerabilidad presentan valores significativamente más bajos en todos los indicadores de SE. Por ejemplo, en la zona de alta vulnerabilidad, la remoción de contaminantes fue apenas de 14.39 kg/año, lo que resalta la necesidad de intervenciones urgentes en estas áreas para mejorar la densidad y calidad del arbolado. Estos resultados son consistentes con los hallazgos en Tuxtla Gutiérrez y Tapachula, Chiapas, donde las zonas más vulnerables en términos socioambientales presentan una menor cobertura y diversidad arbórea, lo que limita su capacidad para proporcionar SE (Roman-Guillen, 2019) (Almeida-Cerino, Bertolini, & Martínez-Trinidad, 2024). Asimismo, estas diferencias son evidentes en ciudades estadounidenses como Chicago, donde las zonas de mayor vulnerabilidad presentan una menor cobertura arbórea, exacerbando las desigualdades en el acceso a los beneficios ambientales (Liu, Kwan, & Kan, 2021).

El análisis del secuestro y almacenamiento de carbono también refuerza la relación entre la vulnerabilidad socioambiental y la capacidad del arbolado para mitigar el cambio climático. La zona de vulnerabilidad media secuestra 13.99 t/año de carbono y almacena un total de 211.73 t de carbono, cifras que contrastan con las 1.5 t/año de secuestro y 23.5 t de almacenamiento en la zona de muy alta vulnerabilidad. Esta diferencia refleja tanto la densidad del arbolado como su estructura, factores que han sido identificados como claves en la provisión de SE en otras urbes mexicanas (Leal Elizondo, *et al.*, 2018) (Saavedra-Romero, Hernández-de la Rosa, Alvarado-Rosales, & Martínez-Trinidad, 2019) (Martínez-Trinidad, Hernández López, López-López, & Mohedano Caballero, 2021) (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023).

La producción de oxígeno en Xalapa fue estimada en 58.38 t/año, sin diferencias significativas entre las zonas de vulnerabilidad. Aunque este servicio no es valorizado económicamente, su importancia ambiental es innegable, particularmente en las ciudades donde la calidad del aire es una preocupación creciente. El arbolado de la Laguna de San Baltazar, tuvo una producción de oxígeno ligeramente superior, con 75.92 toneladas/año, debido en parte a la alta eficiencia de especies como *Hesperocyparis lusitanica* y *C. equisetifolia* (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023).

En cuanto a la interceptación de aguas pluviales, el arbolado de Xalapa logró interceptar 1,431.9 m³/año, una cifra superior a la registrada en la Laguna de San Baltazar, Puebla, donde se evitó un escurrimiento de 1,230 m³/año (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023), y significativamente mayor que los 107.9 m³/año reportados en los parques de Texcoco, México (Martínez-Trinidad, Hernández López, López-López, & Mohedano Caballero, 2021). Estas diferencias subrayan la importancia del tamaño, la densidad y la distribución del arbolado, así como la disponibilidad de espacio en el área urbana, factores que son cruciales para maximizar este servicio ecosistémico. En Xalapa, especies como *F. benjamina*, *L. styraciflua* y *F. uhdei* contribuyeron significativamente a la interceptación de agua, un patrón también observado en otras ciudades mexicanas donde estas especies son dominantes (Esquivel & Quijas, 2021) (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023).

Considerando las zonas de vulnerabilidad, las de vulnerabilidad media proporcionaron la mayor cantidad de este servicio, interceptando 924.27 m³/año, en comparación con los 59.81 m³/años registrados en la zona de alta vulnerabilidad. Estos resultados destacan la importancia de una gestión adecuada del arbolado urbano en la mitigación de inundaciones y la conservación de recursos hídricos, un tema particularmente relevante en el contexto de las crecientes presiones sobre la infraestructura urbana debido al cambio climático. Estos valores son comparables con los reportados en otros estudios, donde se ha demostrado que un arbolado denso y saludable es

fundamental para mitigar los efectos de la escorrentía pluvial (Martínez-Trinidad, Hernández López, López-López, & Mohedano Caballero, 2021) (González-Hernández, Romo-Lozano, Cristóbal-Acevedo, Martínez Damian, & Mohedano Caballero, 2023) (Hernández-Castán, Cuesta Mejía, Ortiz Espejel, & Rosano Reyes, 2023).

CONCLUSIONES

El presente estudio ha permitido evaluar la composición, distribución y provisión de SE del arbolado de alineación en Xalapa, Veracruz, revelando importantes diferencias en la cantidad y calidad del arbolado urbano entre zonas con distintos niveles de vulnerabilidad socioambiental. La mayoría de las especies identificadas (59%) son introducidas, lo cual refleja un patrón común en la gestión del arbolado urbano en muchas ciudades mexicanas. Aunque especies como *L. styraciflua*, *F. benjamina* y *F. uhdei* fueron las más dominantes, se observó una menor diversidad de especies en las zonas de alta y muy alta vulnerabilidad, lo que sugiere la necesidad de diversificar las plantaciones para mejorar la resiliencia y sostenibilidad del arbolado.

Los resultados evidencian que las zonas de vulnerabilidad media presentan el mayor potencial para proveer SE, como la remoción de contaminantes atmosféricos, el secuestro de carbono y la interceptación de aguas pluviales, en comparación con las zonas de alta y muy alta vulnerabilidad, que mostraron una menor capacidad para brindar estos servicios. Estas disparidades reflejan la influencia de factores socioeconómicos y ambientales en la calidad y distribución del arbolado urbano.

Desde una perspectiva económica, se estimó que los árboles evaluados generan un valor de MXN 366,866.42/año, con la remoción de contaminantes como el servicio de mayor valor. Estos hallazgos subrayan el papel fundamental del arbolado urbano en la mejora de la calidad del aire y la regulación climática, destacando su contribución a la mitigación de los efectos del calentamiento global en las ciudades.

Es necesario que las políticas de gestión urbana incluyan estrategias para aumentar la cantidad y calidad del arbolado en las zonas más vulnerables, donde los SE proporcionados son menores. Inversiones estratégicas en la reforestación de estas áreas, con un enfoque en la plantación de especies nativas y preferentemente propias del BMM, pueden aumentar la provisión de beneficios ambientales y sociales, promoviendo la equidad en el acceso a los espacios verdes y mejorando la calidad de vida de los habitantes.

Finalmente, se recomienda continuar con estudios que incorporen otros factores como el tipo de suelo y la ubicación de los árboles para mejorar la precisión de las estimaciones de los SE. También es fundamental desarrollar programas de monitoreo continuo del arbolado urbano, que permitan evaluar los cambios en su estructura y en los beneficios que proporciona, contribuyendo así a una gestión más sostenible de las ciudades.

AGRADECIMIENTOS

Al CONAHCYT por la beca de manutención 1037872 para el primer autor, a la Universidad Veracruzana, al Programa de posgrado de la Maestría en Ciencias Biológicas de la Facultad de Biología UV y a la Red de Viveros de Biodiversidad A.C

LITERATURA CITADA

Alexandre, F., & Roussel, F. (2021). Landscape ecological enhancement and environmental inequalities in peri-urban areas, using flora as a socio-ecological indicator – The case of the greater Paris area. *Landscape and Urban Planning*.

- Almeida-Cerino, C. M., Bertolini, V., & Martínez-Trinida, T. (2024). Estructura y diversidad florística en áreas verdes urbanas de la ciudad de Tapachula, Chiapas, México. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 131-154.
- Andrew, C., & Slater, D. (2014). Why some UK homeowners reduce the size of their front garden trees and the consequences for urban forest benefits as assessed by i-Tree ECO. *Arboricultural Journal*, 197-215.
- Baijnath, H., Bhatt, A., Gairola, S., Govender, Y., & Ramdhani, S. (2015). Epiphyte diversity on host trees in an urban environment, eThekweni Municipal Area, South Africa. *New Zealand Journal of Botany*, 24-37.
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D., & Terradas, J. (2014). Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. *AMBIO*, 466-479.
- Benavides Meza, H. M., & Villalón Rojas, R. (1992). *DF Presentado en Memoria de la Reunión Científica Forestal y Agropecuaria, Centro de Investigación de la Región Centro, Campo experimental Coyoacán*. Ciudad de México.
- Birdsey, R. (1992). *Carbon storage and accumulation in United States forest ecosystems*. United States Department of Agriculture.
- Borelli, S., Chen, Y., Conigliaro, M., & Salbitano, F. (2017). Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. *Estudio FAO*.
- Borelli, S., Conigliaro, M., & Pineda, F. (2018). Los bosques urbanos en el contexto global. *Revista Internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales*, 3-10.
- Boucher, T. M., Kroeger, T., McDonald, R., Wang, L., & Zhang, P. (2018). Where the people are: Current trends and future potential targeted investments in urban trees for PM10 and temperature mitigation in 27 U.S. Cities. *Landscape and Urban Planning*, 227-240.
- Brazel, A. J., Chow, W. T., Declet-Barreto, J., Harlan, S. L., & Martin, C. A. (2013). Creating the park cool island in an inner-city neighborhood: heat mitigation strategy for Phoenix, AZ. *Urban Ecosyst*, 617-635.
- Calaza Martínez, P., Cariñanos, P., Escobedo Montoya, F. J., Schwab, J., & Tovar, G. (2018). Crear paisajes urbanos e infraestructura verde. *Revista Internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales*, 11-21.
- Canizales Velázquez, P., Alanís Rodríguez, E., Holguín Estrada, V. A., García García, S., & Chávez Costa, A. C. (2020). Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 111-135.
- Castillo-Campos, G. (1991). Vegetación y flora del municipio de Xalapa. Programa del Hombre y la Biosfera (MAB, UNESCO).
- Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 265-270.
- Cohen, M., Baudoin, R., Palibrk, M., & Persyn, N. (2012). Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: New evidences, next questions. The example of Paris, France. *Landscape and Urban Planning*, 277-287.
- Conover, W. J. (1999). *Practical Nonparametric Statistics*.
- Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2020). Grado de Rezago Social a Nivel AGEB urbana 2020. Obtenido de https://www.coneval.org.mx/Medicion/IRS/Paginas/Rezago_social_AGEB_2020.aspx
- Delgado, J. L. (2019). Los árboles que esconden al bosque: Miguel Ángel de Quevedo y los orígenes de la ciencia forestal en México. *Historia Agraria Revista de agricultura e historia rural*, 99-126.
- de Vries, S., Groenewegen, P., Spreuwenberg, P., & van Dillen, S. M. (2013). Streetscape greenery and health: stress, social cohesion and physical activity as mediators. *Social Science & Medicine*, 26-33.
- Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, E. J. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 2078-2087.
- Esquivel, T., & Quijas, S. (2021). Daño a la infraestructura (pavimento) causado por el arbolado urbano en Puerto Vallarta, Jalisco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 178-201.
- Flores, A., & Glafiro, J. (2005). El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL*, 20-32.

- Falfán, I., & MacGregor-Fors, I. (2016). Woody neotropical streetscapes: a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y bosques*, 95-110.
- Gómez-Columna, M., & Soto-Esparza, M. (1993). Consideraciones climáticas de la ciudad de Xalapa. *Ecología urbana aplicada a la ciudad de Xalapa*. Xalapa: Instituto de Ecología, AC, MAB UNESCO, H. Ayuntamiento de Xalapa, Veracruz.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 235-245.
- Gómez-Vega, E. R., Hernández-Tovar, M. A., Santiago-Pérez, A. L., Rodríguez-Ramírez, C. G., Brambila-Santiesteban, A., Cruz-Paz, P. N., & López-Camacho, K. P. (2024). Evaluación del arbolado urbano y sus servicios ambientales en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG). *E-CUCBA*, 01-09.
- González-Hernández, L., Romo-Lozano, J. L., Cristóbal-Acevedo, D., Martínez Damian, M. Á., & Mohedano Caballero, L. (2023). Valoración económica de los servicios ecosistémicos de cuatro sistemas forestales periurbanos a través de i-Tree Eco. *Madera y Bosques*.
- Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., Lapoint, E. B., & Nowak, D. J. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 229-236.
- Gual Díaz, M. (2024). *Bosque Mesófilo de Montaña de México. Version 1.17*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Hammer, O., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 1-9.
- Hernández-Castán, J., Cuesta Mejía, E., Ortiz Espejel, B., & Rosano Reyes, E. (2023). Servicios ecosistémicos del arbolado urbano en la Laguna de San Baltazar, Puebla, mediante el uso del software i-Tree. *CIENCIA Ergo-Sum*.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*.
- Islas-Rodríguez, L., Martínez-Trinidad, T., & Hernandez-Martinez, M. (2012). *Principales especies arbóreas en el campus Montecillo del Colegio de Postgraduados*. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/305681116_Principales_especies_arboreas_e_n_el_campus_Montecillo_del_Colegio_de_Postgraduados
- Jenkins, J., Chojnacky, D., Heath, L., & Birdsey, R. (2003). National scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science*, 12-35.
- Kervinio, Y., Levrel, H., Liotta, C., & Tardieu, L. (2020). Planning for environmental justice - reducing well-being inequalities through urban greening. *Environmental Science & Policy*, 47-60.
- Koeser, A., Hauer, R., Norris, K., & Krouse, R. (2013). Factors influencing long-term street tree survival in Milwaukee, WI, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 562-568.
- Leal Elizondo, C. E., Leal Elizondo, N., Alanís Rodríguez, E., Pequeño Ledezma, M. A., Mora Olivo, A., & Buendía Rodríguez, E. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 252-270.
- Lin, J., Kroll, C., & Nowak, D. (2020). Ecosystem Service-Based Sensitivity Analyses of i-Tree Eco. *Arboriculture & Urban Forestry*, 287-306.
- Liu, D., Kwan, M.-P., & Kan, Z. (2021). Analysis of urban green space accessibility and distribution inequity in the City of Chicago. *Urban Forestry & Urban Greening*.
- Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Obtenido de <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Magurran2004MeasuringBiological.pdf>
- Martínez Juárez, G., Rodríguez Trejo, D. A., Granados Sánchez, D., Mohedano Caballero, L., & Villanueva Morales, A. (2022). Descripción del arbolado de alineación de la ciudad de Puebla por grado de marginación y vialidad. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 85-111.
- Martínez-Trinidad, T., Hernández López, P., López-López, S. F., & Mohedano Caballero, L. (2021). Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 203-223.

Recibido:
27/mayo/2024

Aceptado:
1/noviembre/2024

- Molina-Pelegrín, Y., Puig-Pérez, A., Riquenes-Valdés, T., & Sosa-López, A. (2011). Diagnóstico de la situación del arbolado urbano en la ciudad de Guisa. *Revista Forestal Baracoa*, 73-78.
- Molina Prieto, L. F., & Vargas Garzón, B. (2010). Cinco árboles urbanos que causan daños severos en las ciudades. *Revista Nodo*, 115-126.
- Morales-Gallegos, L. M., Martínez-Trinidad, T., Hernández-De la Rosa, P., Gómez-Guerrero, A., Alvarado-Rosales, D., & Saavedra-Romero, L. d. (2023). Diversidad, estructura y salud del arbolado en áreas verdes de la ciudad de Texcoco, México. *Bosque (Valdivia)*, 401-414.
- Nowak, D., & Crane, D. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 381-389.
- Peper, P., McPherson, E. G., Simpson, J. R., Gardner, S. L., Vargas, K. E., & Xiao, Q. (2007). *New York City, New York Municipal Forest Resource Analysis*. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Center for Urban Forest Research.
- Rigolon, A., Browning, M., Lee, K., & Shin, S. (2018). Access to Urban Green Space in Cities of the Global South: A Systematic Literature Review. *Urban Science*, 67-91.
- Roman-Guillen, L. M. (2019). *Diagnóstico del arbolado de alineación de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas*. Instituto de Ecología A.C.
- Ross, S., Jean-Philippe, S. R., Clatterbuck, W., Giffen, N., Herold, J., & Zobel, J. (2020). i-Tree Eco Analysis of Landscape Vegetation on Remediated Areas of Oak Ridge National Laboratory. *Open Journal of Forestry*.
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*, 25-44.
- Saavedra-Romero, L., Hernández-de la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., & Martínez-Trinidad, T. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, 25-37.
- Santamour, F. S. (1999). *Trees for urban planting : diversity uniformity, and common sense*. Obtenido de <https://www.semanticscholar.org/paper/TREES-FOR-URBAN-PLANTING-%3A-DIVERSITY-UNIFORMITY-%2C-Santamour/26a24c5361ce6d6e618a9fa307c4a34a3169e309>
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 591-611.
- Song, P., Kim, G., Mayer, A. L., He, R., & Tian, G. (2020). Assessing the Ecosystem Services of Various Types of Urban Green Spaces Based on i-Tree Eco. *Sustainability*.
- Tang, L., Guofan, S., & Groffman, P. M. (2024). Urban trees: how to maximize their benefits for humans and the environment. *Nature*, 261.
- United Nations. (2018). Department of Economic and Social Affairs. Population Division. The World's Cities in 2018—Data Booklet (ST/ESA/SER. A/417).
- USDA Forest Service, Davey Tree Expert Company. (2020). Obtenido de I-Tree Eco User's Manual v6.0.: <https://www.itreetools.org/support/resources-overview/i-tree-eco-resources>