

Composición, estructura y diversidad del arbolado urbano en áreas con manejo contrastante de una zona industrial en México

Composition, structure, and diversity of urban trees under contrasting management regimes in an industrial zone in Mexico

Jop Ruben Escobedo-Cruz¹  • Maginot Ngangyo-Heya¹  • Eduardo Alanís-Rodríguez² 
 • Lidia Rosaura Salas Cruz¹  • Renata Aide Valdes-Alameda²  • Ernesto Alonso Rubio-Camacho³ 

Recibido: 27/3/2026

Aceptado: 26/5/2026

Abstract

In industrial complexes, green areas are typically evaluated primarily from an ornamental or functional perspective, while their ecological role within urban green infrastructure has been poorly documented, especially in the semi-arid regions of northeastern Mexico. This study provides evidence on how areas with contrasting management practices within the same industrial complex can differ in terms of the composition, structure, and diversity of their urban tree cover. In the summer of 2022, a complete census of woody individuals was conducted in a biodiversity conservation area, a mature tree stand, a post-fire regeneration area, and a parking lot. Dendrometric variables were recorded, and abundance, dominance, frequency, and importance value index were estimated. Additionally, taxonomic structure was assessed using the 10-20-30 rule, diversity using Hill's indices, and floristic similarity using the Bray-Curtis index. A total of 322 individuals belonging to 20 species, 18 genera, and 13 families were recorded. The biodiversity conservation area exhibited the greatest species richness and the highest values of effective diversity, while the parking area showed the most simplified community, with only three species and a strong dominance of *Fraxinus americana*. Neither area met the 10-20-30 rule, indicating taxonomic concentration and dependence on a few lineages. The results show that industrial areas are not homogeneous green spaces, but rather internal ecological mosaics where management history, site conditions, and disturbance are associated with contrasting tree communities. The main ecological implication is that the management of industrial tree stands must consider not only the number of species, but also species dominance, evenness, and suitability to local conditions.

Keywords: Floristic richness, ecological dominance, Hill indices, Bray-Curtis similarity, green infrastructure.

1. Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, General Escobedo, Nuevo León, México.
jop.escobedocrz@uanl.edu.mx, mngangyoh@uanl.edu.mx, lidia.salascrz@uanl.edu.mx
2. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México.
eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx, renata.valdesal@uanl.edu.mx
3. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Centro de Investigación Regional Pacífico Centro (CIRPAC), Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco (CECAJ), Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México.
rubio.ernesto@inifap.gob.mx

Resumen

En los complejos industriales, las áreas verdes suelen evaluarse principalmente desde una perspectiva ornamental o funcional, mientras que su papel ecológico dentro de la infraestructura verde urbana ha sido poco documentado, especialmente en regiones semiáridas del noreste de México. Este estudio aporta evidencia sobre cómo áreas con manejo contrastante dentro de un mismo complejo industrial pueden diferir en composición, estructura y diversidad del arbolado urbano. En el verano de 2022 se realizó un censo total de los individuos leñosos presentes en un área de conservación de la diversidad, un área de arbolado maduro, un área de regeneración post-incendio y un área de estacionamiento. Se registraron variables dendrométricas y se estimaron abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia. Además, se evaluó la estructura taxonómica con la regla 10-20-30, la diversidad mediante números de Hill y la similitud florística con el índice de Bray-Curtis. Se registraron 322 individuos pertenecientes a 20 especies, 18 géneros y 13 familias. El área de conservación de la diversidad presentó la mayor riqueza y los valores más altos de diversidad efectiva, mientras que el área de estacionamiento mostró la comunidad más simplificada, con solo tres especies y una fuerte dominancia de *Fraxinus americana*. Ninguna área cumplió con la regla 10-20-30, lo que evidenció concentración taxonómica y dependencia de pocos linajes. Los resultados muestran que los espacios industriales no son unidades verdes homogéneas, sino mosaicos ecológicos internos donde el historial de manejo, las condiciones de establecimiento y la perturbación se asocian con comunidades arbóreas contrastantes. La implicación ecológica principal es que la gestión del arbolado industrial debe considerar no solo el número de especies, sino también la dominancia, equidad y adecuación de las especies a las condiciones locales.

Palabras clave: Riqueza florística, dominancia ecológica, números de Hill, similitud de Bray-Curtis, infraestructura verde.

Introducción

La composición, estructura y diversidad del arbolado urbano son atributos clave para comprender la organización ecológica de las áreas verdes y orientar su gestión en ambientes urbanizados [1], [2]. A diferencia de los bosques naturales, el arbolado urbano se desarrolla en una matriz altamente transformada, donde los espacios con vegetación se distribuyen como fragmentos de tamaño, forma y conectividades variables, inmersos en infraestructura gris [3], [4]. En este contexto, las comunidades arbóreas suelen

presentar una elevada heterogeneidad espacial, estructural y composicional [2].

El arbolado urbano incluye individuos plantados deliberadamente y regenerados naturalmente, tanto de especies nativas como introducidas [4]. Por ello, su composición florística, estructura de tamaños y diversidad de las comunidades vegetales dependen del historial de uso del suelo, el tiempo de establecimiento de la plantación, el régimen de perturbación y la intensidad del manejo [5], [6].

Aunque la composición y diversidad del arbolado urbano han sido evaluadas en parques, camellones, banquetas y espacios residenciales, existe menor información sobre áreas verdes ubicadas dentro de complejos industriales [6], [7], [8], [9]. Esta omisión es relevante porque dichos espacios presentan condiciones particulares de establecimiento, tales como alta proporción de infraestructura gris, exposición a contaminantes, restricciones operativas, diferencias en mantenimiento y selección dirigida de especies [10], [11]. Por ello, los complejos industriales pueden funcionar como mosaicos ecológicos internos, donde coexisten áreas destinadas a conservación, paisajismo, regeneración natural o mitigación ambiental.

En este contexto, el aporte del presente estudio radica en evaluar, dentro de un mismo complejo industrial, cómo áreas con manejo contrastante difieren en composición florística, estructura ecológica, diversidad efectiva y similitud de especies. A diferencia de estudios urbanos que comparan sitios separados espacialmente o con distinta historia urbana [12], [13], este trabajo analiza unidades de manejo localizadas dentro de una misma propiedad, sujetas al mismo contexto climático regional, pero con diferencias en edad del arbolado, disturbio, matriz física y objetivos de manejo. Este enfoque permite generar información útil para la planificación ecológica de la infraestructura verde en zonas industriales, un tipo de espacio urbano poco considerado en la literatura regional [14], [15].

El presente estudio analizó cuatro áreas con manejo contrastante dentro de una zona industrial del noreste de México: una reserva destinada a la conservación de la diversidad, una zona con arbolado maduro, un fragmento en regeneración post-incendio y un estacionamiento con arbolado establecido sobre una matriz dominada por asfalto. El objetivo fue analizar la composición, estructura y diversidad del arbolado urbano en las áreas. Se planteó como hipótesis que los esquemas con manejo contrastantes se asocian a diferencias en la composición, estructura y diversidad del arbolado urbano, y que las áreas con mayor disturbio o con condiciones más restrictivas presentan comunidades más simples, menos diversas y con

mayor dominancia que aquellas con manejo orientado a la conservación.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en las áreas verdes destinadas al paisajismo y la conservación de la Planta NAVISTAR, ubicada en el municipio de General Escobedo, Nuevo León, en el noreste de México, en las coordenadas 25°50'44,77" N y 100°19'16,43" O (Figura 1). De acuerdo con la clasificación de García [16], el clima del sitio corresponde a semicálido subhúmedo con dos épocas estivales de lluvia, de fórmula climática (a) c (x') w'a (e). La precipitación media anual es de 745 mm y la temperatura media anual es de 22,3 °C [16].

Se evaluaron cuatro áreas con distintos esquemas de manejo. La primera correspondió al Área de Conservación de la Diversidad (ACD), con una superficie de 7 606 m², establecida en noviembre de 2020 mediante la plantación de especies nativas y naturalizadas, con individuos de diámetro basal promedio de 3,81 cm (1,5 pulgadas) y altura promedio de 2,3 m al momento de su

establecimiento. La segunda fue el Área de Arbolado Maduro (AAM), con una superficie de 7 458 m² y arbolado plantado aproximadamente 20 años antes del muestreo. La tercera fue el Área de Regeneración Post-Incendio (ARI), con 7 921 m², sometida previamente a desmonte y a diversas perturbaciones que afectaron su manejo como área verde; la perturbación más reciente fue un incendio ocurrido en 2020 y a partir de este el área se ha regenerado naturalmente. La cuarta correspondió al Área de Estacionamiento (ADE), con una superficie de 10 211 m², caracterizada por arbolado maduro establecido en 2007 sobre una matriz dominada por asfalto, donde los individuos no presentaron una adaptación adecuada a las condiciones del lugar.

Inventario forestal

En el verano de 2022 se realizó un censo total de los individuos leñosos, tanto arbóreos como arbustivos, presentes en las cuatro áreas evaluadas. La delimitación de cada área correspondió a las unidades de manejo previamente establecidas por la empresa. Debido a que las cuatro áreas evaluadas corresponden a unidades de manejo previamente establecidas dentro del complejo industrial, el estudio se abordó como un

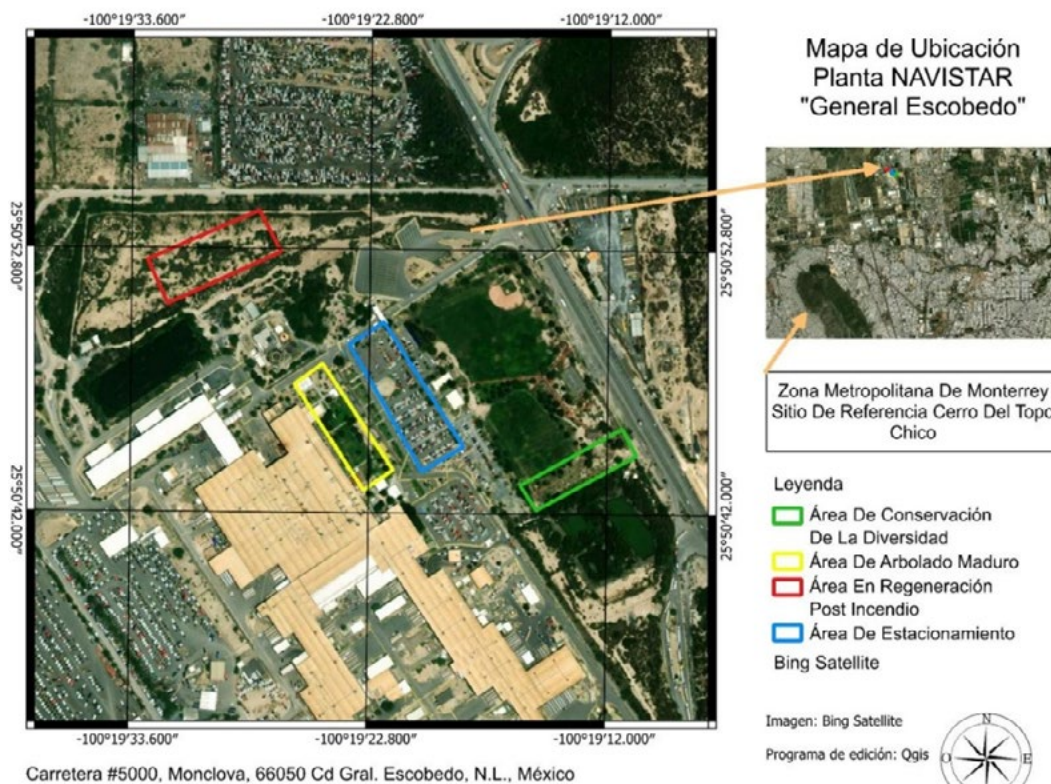


Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio en la Planta NAVISTAR, General Escobedo, Nuevo León, México.

Figure 1. Location of the Study Areas at the NAVISTAR Plant, General Escobedo, Nuevo León, Mexico.

caso comparativo de áreas con manejo contrastante y no como un experimento con réplicas independientes de cada tipo de manejo. Cada área fue censada en su totalidad y, con fines de organización espacial y estimación de la variabilidad interna, se subdividió en tres secciones. Estas secciones permitieron describir la heterogeneidad dentro de cada área; sin embargo, las inferencias se interpretaron a nivel de área de manejo y de manera exploratoria, considerando que las subunidades comparten historial de manejo, condiciones ambientales generales y contexto espacial. La nomenclatura taxonómica de las especies se corroboró mediante la plataforma Tropicos, del Missouri Botanical Garden. Además, se revisó la actualización de los sinónimos taxonómicos, con especial atención en las especies introducidas, a fin de emplear los nombres científicos aceptados en el presente estudio. [17]. A cada individuo se le registró la variable dendrométrica de diámetro basal a 0.10 m sobre el nivel del suelo ($d_{0.10}$), debido a que el muestreo incluyó individuos arbustivos.

Análisis de la información

Con el propósito de evaluar la contribución ecológica de las especies en cada área de manejo, se estimaron los parámetros de abundancia (Ab), dominancia (Do) y frecuencia (Fr), así como el índice de valor de importancia (IVI). La abundancia se determinó a partir del número de individuos por especie, la dominancia mediante el área basal de los individuos registrados y la frecuencia con base en la ocurrencia de cada especie dentro de las unidades de muestreo. A partir de estos valores se calcularon sus proporciones relativas, cuya suma permitió obtener el IVI, indicador que integró el peso ecológico de cada especie dentro de la comunidad [18]. La estimación de todos estos parámetros se realizó con el programa DIVECOFOR [19].

Como indicador de diversidad taxonómica, se aplicó la regla 10-20-30 de Santamour [20], la cual establece que ninguna especie debe representar más del 10 % del total de individuos, ningún género más del 20 % y ninguna familia más del 30 %. Para ello, se calculó la abundancia relativa de las especies, géneros y familias registradas en cada sitio y se comparó con dichos umbrales, a fin de identificar concentraciones taxonómicas que pudieran incrementar la vulnerabilidad del arbolado ante plagas, enfermedades o disturbios específicos.

Para cuantificar la diversidad de especies a escala de sitio y de área, se utilizaron los números de Hill, calculados mediante el paquete ForestSDC [21]. Este enfoque se seleccionó debido a que permite una interpretación lineal y comparable de la diversidad a través de tres órdenes de diversidad: la riqueza de especies (q_0), que corresponde al número total de taxones registrados; la diversidad exponencial de

Shannon (q_1), sensible a la abundancia relativa de las especies; y la diversidad inversa de Simpson (q_2), que otorga mayor peso a las especies dominantes. El procesamiento de la información y el cálculo de los indicadores de diversidad se realizaron en el entorno de programación R [22], [23]. Para ello, se implementó un flujo de trabajo reproducible que integró los paquetes dplyr y tidyr para la organización y depuración de la base de datos, así como stringr para la estandarización y limpieza de los registros taxonómicos [24], [25], [26]. La elaboración de los gráficos se realizó en R mediante el paquete ggplot2 [27].

Las diferencias en la riqueza de especies (q_0), la diversidad efectiva (q_1) y la diversidad inversa de Simpson (q_2) entre las áreas evaluadas se analizaron mediante inferencia no paramétrica basada en remuestreo Bootstrap. El procedimiento se implementó en R con el paquete boot, generando 10,000 remuestras con reemplazo para cada comparación por pares. Como estadístico de prueba se utilizó la diferencia de medias, y los intervalos de confianza del 95 % se estimaron mediante el método percentil. Se asumieron diferencias estadísticamente significativas cuando los intervalos de confianza no incluyeron el valor de cero.

Para reducir el efecto de las diferencias de superficie entre áreas, los parámetros estructurales se expresaron en términos relativos y, cuando correspondió, se estandarizaron por unidad de superficie. La riqueza total de especies se interpretó como un descriptor del inventario completo de cada área, reconociendo que este indicador puede estar influido por la superficie evaluada. Por ello, la comparación entre áreas se complementó con números de Hill de orden q_1 y q_2 , los cuales incorporan la distribución de abundancias y son menos dependientes de las especies raras que la riqueza observada. Asimismo, los resultados inferenciales basados en las secciones internas se interpretaron como evidencia de variación dentro del caso de estudio, no como prueba experimental generalizable a todos los complejos industriales.

La similitud en la composición de especies entre las áreas de estudio se evaluó con el índice de Bray-Curtis, a partir de una matriz de abundancia por especie y unidad de muestreo. Posteriormente, la matriz de disimilitud obtenida se sometió a un análisis de conglomerados jerárquicos para generar un dendrograma de similitud entre áreas. El índice de Bray-Curtis se seleccionó debido a su sensibilidad a las abundancias y a su uso extendido en el análisis de datos ecológicos multivariados [28], [29]. Además, se cuantificó la diversidad beta utilizando el método de Ordenación No Métrica Multidimensional (NMDS). Para ello, se tomó la distancia ecológica entre áreas con base en el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Es importante mencionar que el NMDS no asume relaciones lineales

ni distribuciones normales, lo que lo hace ideal para estudios de ecología de comunidades [30]. Los análisis se realizaron en el entorno estadístico R, empleando herramientas de análisis de comunidades vegetales ampliamente utilizadas en ecología numérica [23], [31].

Resultados

En las cuatro áreas evaluadas de la Planta NAVISTAR se registraron 322 individuos de 20 especies, distribuidas en 18 géneros y 13 familias; de ellas, 14 fueron nativas y 6 introducidas. El área de conservación de la diversidad (ACD) presentó la mayor riqueza taxonómica, con 13 especies, 11 géneros y siete familias. Le siguieron el área de regeneración post-incendio (ARI) y el área de arbolado maduro (AAM), ambas con 11 especies; en ARI se registraron 11 géneros y ocho familias, mientras que en AAM se documentaron 11 géneros y nueve familias. En contraste, el área de estacionamiento (ADE) mostró una composición marcadamente simplificada, con solo tres especies, tres géneros y dos familias.

La evaluación de la estructura taxonómica del arbolado mostró que las áreas analizadas no cumplieron con la regla 10-20-30 propuesta por Santamour [20]. A nivel de especie, se observaron proporciones superiores al umbral recomendado en las cuatro áreas. En ADE, *Fraxinus americana* concentró 80,0 % de la abundancia relativa y *Erythrostemon mexicanus* 11,4 %. En AAM destacaron *Pinus halepensis* con 42,6 % y *Parkinsonia aculeata* con 20,4 %. En ARI, *Cordia boissieri* alcanzó 44,4 %, seguida de *Vachellia farnesiana* y *Zanthoxylum fagara*, ambas con 17,0 %, y *Neltuma glandulosa* con 13,3 %. En ACD, las especies más abundantes fueron *Parkinsonia aculeata* (13,5 %), *Cordia boissieri* (12,5 %), *Lagerstroemia indica* (11,5 %) y *Neltuma laevigata* y *Senegalia greggii* (ambas con 10,4 %).

A nivel de género, en ADE se registró una marcada concentración en *Fraxinus* (80,0 %); en AAM, *Pinus* (42,6 %) y *Parkinsonia* (20,4 %) superaron el umbral; en ARI, *Cordia* (44,4 %) fue el género dominante; mientras que en ACD ningún género rebasó el 20 %. A nivel de familia, la concentración también fue evidente, con Oleaceae en ADE (80,0 %), Pinaceae en AAM (42,6 %), Boraginaceae en ARI (45,9 %) y Fabaceae en ACD (52,0 %); además, en ARI también Fabaceae superó el límite recomendado con 34,7 %. En conjunto, estos resultados evidencian una distribución desigual de los individuos entre taxones y una fuerte dependencia de pocos linajes, aun en las áreas con mayor riqueza florística.

La estructura ecológica de las áreas evaluadas evidenció diferencias notables en la contribución relativa de las especies. En ACD, *Parkinsonia aculeata* constituyó la especie con mayor importancia ecológica, con 13,5 % de abundancia relativa, 59,5 % de dominancia

relativa, 10,3 % de frecuencia relativa y un IVI de 27,8. Le siguieron *Cordia boissieri* (IVI = 9,3), *Lagerstroemia indica* y *Neltuma laevigata* (ambas con IVI = 7,5), así como *Erythrostemon mexicanus* (IVI = 6,9). Aunque este sitio concentró la mayor riqueza específica, la dominancia estuvo influida por un grupo reducido de especies con mayor cobertura relativa (Cuadro 1).

En AAM, la especie con mayor peso ecológico fue *Pinus halepensis*, que presentó 42,6 % de abundancia relativa, 42,6 % de dominancia relativa, 17,6 % de frecuencia relativa y un IVI de 34,3. La segunda especie en importancia fue *Parkinsonia aculeata*, con un IVI de 28,6, derivado de 20,4 % de abundancia relativa, 47,8 % de dominancia relativa y 17,6 % de frecuencia relativa. El resto de las especies mostraron valores considerablemente menores, lo que confirma una estructura dominada por dos taxones principales (Cuadro 1).

En ARI, *Cordia boissieri* fue la especie ecológicamente más importante, con 44,4 % de abundancia relativa, 51,1 % de dominancia relativa, 15,0 % de frecuencia relativa

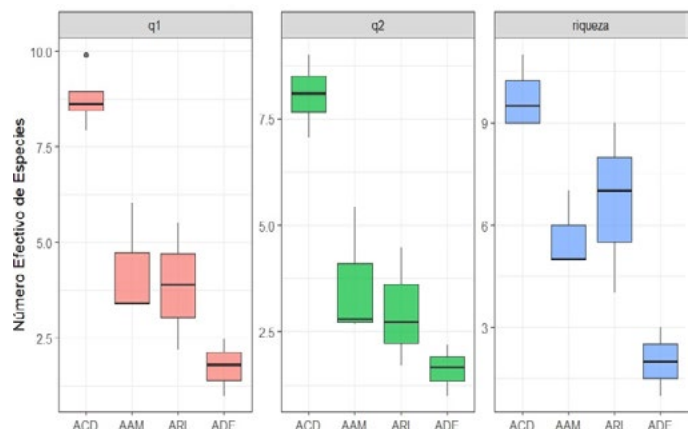


Figura 2. Distribución de la diversidad efectiva y la riqueza de especies por área de estudio. Se presentan los valores de diversidad de Shannon exponencial (q1), diversidad inversa de Simpson (q2) y riqueza de especies (q0) para las cuatro áreas. ACD es Área de Conservación de la Diversidad, AAM es Área de Arbolado Maduro, ARI es Área de Regeneración Post-Incendio y ADE es Área de Estacionamiento. Las cajas muestran el rango intercuartílico, la línea interna corresponde a la mediana, los bigotes indican la dispersión de los datos y los puntos representan observaciones atípicas.

Figure 2. Distribution of Effective Diversity and Species Richness Across Study Areas. Exponential Shannon diversity (q1), inverse Simpson diversity (q2), and species richness (q0) are presented for the four study areas. ACD = Biodiversity Conservation Area, AAM = Mature Tree Area, ARI = Post-fire Regeneration Area, and ADE = Parking Area. Boxes represent the interquartile range, the line within each box indicates the median, whiskers show data dispersion, and points represent outliers.

Cuadro 1. Abundancia (Ab), dominancia (Do) y frecuencia (Fr) relativa e índice de valor de importancia (IVI) de las especies registradas. ACD es Área de Conservación de la Diversidad, AAM es Área de Arbolado Maduro, ARI es Área de Regeneración Post-Incendio y ADE es Área de Estacionamiento. Las especies con * son introducidas.

Table 1. Relative abundance, dominance, frequency, and Importance Value Index (IVI) of the recorded species. ACD = Biodiversity Conservation Area, AAM = Mature Tree Area, ARI = Post-fire Regeneration Area, and ADE = Parking Area. Species marked with an asterisk (*) are introduced.

Nombre científico	ACD				AAM				ARI				ADE			
	Ab	Do	Fr	IVI	Ab	Do	Fr	IVI	Ab	Do	Fr	IVI	Ab	Do	Fr	IVI
<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	8,3	1,0	7,7	5,7	1,9	0,0	5,9	2,6								
<i>Celtis pallida</i> Torr.									11,9	14,7	15,0	13,8				
<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	12,5	5,1	10,3	9,3	7,4	1,5	5,9	4,9	44,4	51,1	15,0	36,8				
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	2,1	6,1	2,6	3,6					1,5	1,5	10,0	4,3				
<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	9,4	0,9	10,3	6,9	1,9	0,1	5,9	2,6	4,4	2,1	10,0	5,5	11,4	1,8	33,3	15,5
* <i>Fraxinus americana</i> L.					1,9	4,5	5,9	4,1					80,0	94,8	50,0	74,9
* <i>Juglans regia</i> L.					1,9	0,1	5,9	2,6								
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.									0,7	0,1	5,0	2,0				
* <i>Lagerstroemia indica</i> L.	11,5	0,8	10,3	7,5												
<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	8,3	1,7	10,3	6,8					13,3	18,8	10,0	14,1				
<i>Neltuma laevigata</i> (Willd.) M.C.Johnst.	10,4	1,9	10,3	7,5												
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	13,5	59,5	10,3	27,8	20,4	47,8	17,6	28,6					8,6	3,4	16,7	9,5
* <i>Pinus halepensis</i> Mill.					42,6	42,6	17,6	34,3								
* <i>Quercus rubra</i> L.	8,3	0,8	10,3	6,5	7,4	1,5	11,8	6,9								
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	1,0	1,7	2,6	1,8												
<i>Salix nigra</i> Marshall	3,1	4,1	5,1	4,1					4,4	1,5	15,0	7,0				
<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	10,4	0,5	7,7	6,2	1,9	0,0	5,9	2,6								
<i>Tecoma stans</i> Griseb.					7,4	1,4	5,9	4,9	0,7	0,2	5,0	2,0				
* <i>Thuja occidentalis</i> L.	1,0	15,9	2,6	6,5	1,9	0,4	5,9	2,7	1,5	0,6	10,0	4,0				
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.									17,0	9,5	5,0	10,5				
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.									17,0	9,5	5,0	10,5				
Suma	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

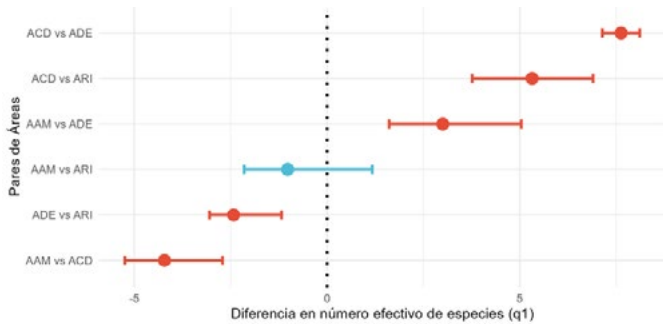


Figura 3. Comparación de la diversidad efectiva de orden 1 (q_1) entre pares de áreas mediante bootstrap. La figura muestra las diferencias de medias en el número efectivo de especies y sus intervalos de confianza al 95 %. ACD es Área de Conservación de la Diversidad, AAM es Área de Arbolado Maduro, ARI es Área de Regeneración Post-Incendio y ADE es Área de Estacionamiento.

Figure 3. Pairwise Bootstrap Comparisons of Effective Diversity of Order 1 (q_1) Among Study Areas. Differences in the mean effective number of species and their 95% confidence intervals are shown. ACD = Biodiversity Conservation Area, AAM = Mature Tree Area, ARI = Post-fire Regeneration Area, and ADE = Parking Area.

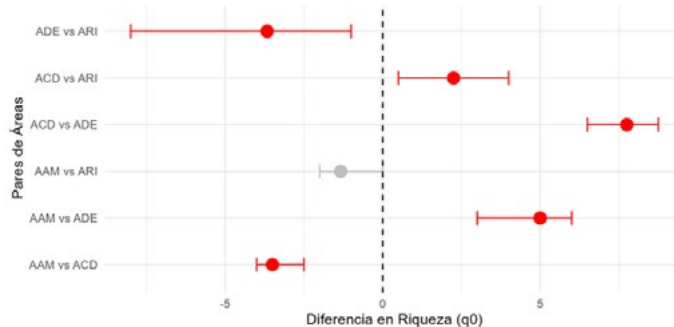


Figura 4. Comparación de la diversidad efectiva de orden 0 (q_0) entre pares de áreas mediante bootstrap. La figura muestra las diferencias de medias en el número efectivo de especies y sus intervalos de confianza al 95 %. ACD es Área de Conservación de la Diversidad, AAM es Área de Arbolado Maduro, ARI es Área de Regeneración Post-Incendio y ADE es Área de Estacionamiento.

Figure 4. Pairwise Comparison of Effective Diversity of Order 0 (q_0) Among Study Areas Using Bootstrap Resampling. The figure shows differences in mean effective number of species (species richness) and their 95% confidence intervals. ACD = Biodiversity Conservation Area, AAM = Mature Tree Area, ARI = Post-fire Regeneration Area, and ADE = Parking Area.

y un IVI de 36,8. Le siguieron *Neltuma glandulosa* (IVI = 14,1) y *Celtis pallida* (IVI = 13,8), mientras que *Vachellia farnesiana* y *Zanthoxylum fagara* compartieron un IVI de 10,5. Este patrón indica una comunidad fuertemente concentrada en pocas especies con elevada contribución estructural (Cuadro 1).

En ADE se registró la menor riqueza y una estructura altamente simplificada. *Fraxinus americana* fue claramente la especie dominante y la de mayor valor ecológico, con 80,0 % de abundancia relativa, 94,8 % de dominancia relativa, 50,0 % de frecuencia relativa y un IVI de 74,9. En comparación, *Erythrostemon mexicanus* y *Parkinsonia aculeata* presentaron valores considerablemente menores, con IVI de 15,5 y 9,5, respectivamente. Este patrón refleja una comunidad extremadamente concentrada en una sola especie (Cuadro 1).

Los perfiles de diversidad mostraron un gradiente decreciente desde el ACD hasta el ADE (Figura 2). El ACD presentó los valores más altos de riqueza y diversidad efectiva en los tres órdenes evaluados ($q_0 = 9-11$; $q_1 = 7,91-9,91$; $q_2 = 7,05-9,00$), lo que indica una comunidad con mayor número de especies, alta diversidad efectiva y menor dominancia relativa. En contraste, el ADE registró los valores más bajos en todos los órdenes de diversidad ($q_0 = 1-3$; $q_1 = 1,00-2,45$; $q_2 = 1,00-2,17$), reflejando una comunidad simplificada y dominada por pocos taxones. El AAM y el ARI presentaron valores intermedios; sin embargo, aunque el ARI alcanzó una riqueza similar o superior al AAM en algunas unidades de muestreo, sus menores valores de q_1 y q_2 sugieren una menor equidad y una mayor concentración de la abundancia en especies dominantes.

En la diversidad efectiva de Shannon (q_1), todos los contrastes entre áreas fueron significativos, excepto entre el AAM y el ARI, cuyo intervalo de confianza incluyó el valor de cero (Figura 3). Para la riqueza de especies (q_0), se observó el mismo patrón: todas las comparaciones por pares resultaron significativas, excepto entre el AAM y el ARI (Figura 4). El mayor contraste se presentó entre el ACD y el ADE ($\Delta = 8,25$ especies; IC 95 % = 7,50–9,00), lo que confirma la marcada diferencia en riqueza entre el área con mayor complejidad florística y el ambiente más simplificado. En conjunto, estos resultados evidencian un gradiente claro de diversidad entre áreas, con diferencias más pronunciadas entre el ACD y el ADE, mientras que el AAM y el ARI presentaron una diversidad efectiva estadísticamente comparable en q_0 y q_1 .

La diversidad de orden q_2 , que otorga mayor peso a las especies dominantes, confirmó este patrón general. Los valores más altos se registraron en el ACD, lo que indica una menor concentración de la abundancia en pocas especies, mientras que los valores más bajos correspondieron al ADE, evidenciando una fuerte dominancia y baja diversidad efectiva (Figura 5). En el AAM y el ARI, los valores intermedios de q_2 sugieren una estructura de dominancia moderada; no obstante, el ARI mostró una tendencia hacia mayor concentración de individuos en pocas especies, en comparación con

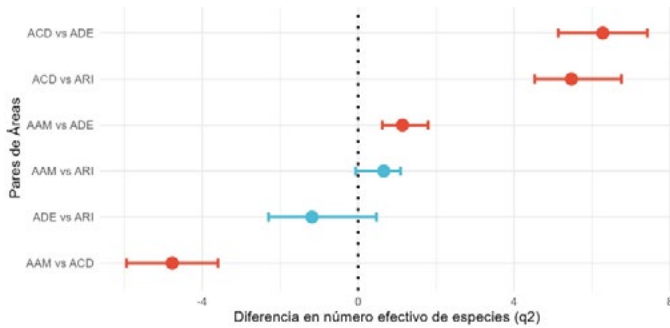


Figura 5. Comparación de la diversidad efectiva de orden 2 (q_2) entre pares de áreas mediante bootstrap. La figura muestra las diferencias de medias en el número efectivo de especies y sus intervalos de confianza al 95 %. ACD es Área de Conservación de la Diversidad, AAM es Área de Arbolado Maduro, ARI es Área de Regeneración Post-Incendio y ADE es Área de Estacionamiento.

Figure 5. Pairwise Comparison of Effective Diversity of Order 2 (q_2) Among Study Areas Using Bootstrap Resampling. The figure shows differences in the mean effective number of species and their 95% confidence intervals. ACD = Biodiversity Conservation Area, AAM = Mature Tree Area, ARI = Post-fire Regeneration Area, and ADE = Parking Area.

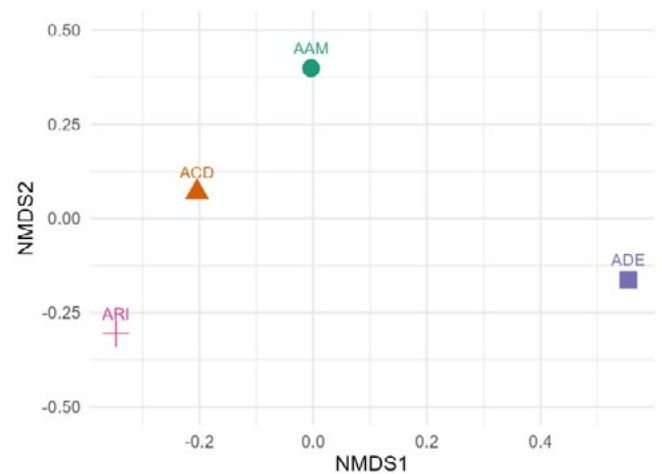


Figura 7. Ordenación NMDS basada en la distancia de Bray–Curtis para la composición de especies en las áreas evaluadas. ACD = Área de Conservación de la Diversidad; AAM = Área de Arbolado Maduro; ARI = Área de Regeneración Post-Incendio; ADE = Área de Estacionamiento.

Figure 7. Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) Ordination Based on Bray–Curtis Dissimilarity for Species Composition in the Study Areas. ACD = Biodiversity Conservation Area; AAM = Mature Tree Area; ARI = Post-fire Regeneration Area; ADE = Parking Area.

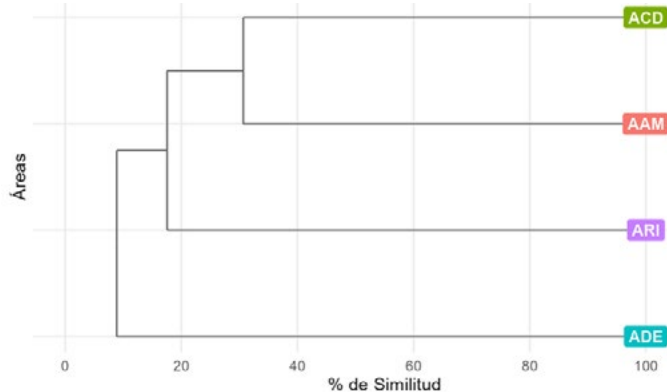


Figura 6. Dendrograma de similitud florística entre las áreas evaluadas, construido a partir del índice de Bray–Curtis con base en la abundancia de especies. ACD es Área de Conservación de la Diversidad, AAM es Área de Arbolado Maduro, ARI es Área de Regeneración Post-Incendio y ADE es Área de Estacionamiento.

Figure 6. Bray–Curtis Floristic Similarity Dendrogram Based on Species Abundance for the Study Areas. ACD = Biodiversity Conservation Area, AAM = Mature Tree Area, ARI = Post-fire Regeneration Area, and ADE = Parking Area.

el AAM. Por tanto, la incorporación conjunta de q_0 , q_1 y q_2 permitió diferenciar no solo la riqueza de especies, sino también los cambios en equidad y dominancia entre los ambientes evaluados.

El análisis de agrupamiento basado en el índice de Bray–Curtis evidenció una baja similitud florística entre las áreas evaluadas (Figura 6). ACD y AAM conformaron el grupo más cercano, con una similitud aproximada de 30,67 %, mientras que ARI se asoció a este grupo con una similitud menor, de 17,56 %. ADE fue la unidad más disímil, al integrarse al dendrograma con valores de similitud de 8,88 %. Este patrón sugiere que las áreas con vegetación más conservada o estructuralmente más desarrollada comparten mayor composición de especies, mientras que las áreas sometidas a mayor disturbio o simplificación del hábitat presentan una flora más diferenciada.

La ordenación NMDS basada en distancias de Bray–Curtis mostró diferencias en la composición de especies entre las áreas evaluadas (Figura 7). El ADE se ubicó claramente separado del resto de las áreas sobre el eje NMDS1, lo que indica una composición florística más diferenciada. En contraste, ACD, AAM y ARI presentaron una mayor cercanía relativa entre sí, aunque con separación en el espacio de ordenación, reflejando diferencias en la estructura composicional de cada área. ACD se ubicó en una posición intermedia respecto a AAM y ARI, mientras que AAM se distinguió principalmente por valores positivos en NMDS2 y ARI por valores negativos en ambos ejes. Estos resultados sugieren que, aunque las áreas comparten algunos

elementos florísticos, cada esquema de gestión presenta una composición particular, siendo el área de estacionamiento la más disímil.

Discusión

Los resultados sugieren que, dentro del complejo industrial evaluado, las diferencias en historial de manejo, condiciones de establecimiento y perturbación estuvieron asociadas con contrastes en la composición, estructura y diversidad del arbolado urbano. Aunque no es posible atribuir estos patrones exclusivamente al manejo, debido a que cada área representa una unidad particular con características propias, los resultados muestran que la organización del componente arbóreo varió de forma consistente entre áreas con distinta historia de establecimiento y uso. Este patrón respalda la idea de que, en paisajes urbanizados, las comunidades arbóreas responden en gran medida al historial de uso del suelo, la intensidad del manejo y el régimen de perturbación [3],[5]. En este sentido, el complejo industrial operó como un mosaico ecológico interno, donde cada unidad de manejo promovió ensamblajes florísticos contrastantes.

El área de conservación de la diversidad (ACD) presentó la mayor riqueza taxonómica y los valores más altos de diversidad efectiva, lo que sugiere que el establecimiento de especies nativas y naturalizadas favoreció una comunidad más diversa y relativamente más equitativa. No obstante, la concentración de abundancia y dominancia en unos pocos taxones indica que una mayor riqueza no garantiza por sí misma una estructura balanceada, resultado congruente con estudios que señalan que la diversidad urbana puede incrementarse mediante plantaciones, aunque su organización interna siga condicionada por filtros ambientales y decisiones de manejo [1], [2]. En contraste, el área de estacionamiento (ADE) mostró la comunidad más simplificada, con baja riqueza, baja diversidad efectiva y una dominancia extrema de *Fraxinus americana*, reflejando el efecto restrictivo de una matriz dominada por asfalto y condiciones de establecimiento desfavorables [4], [20].

Las áreas de arbolado maduro (AAM) y de regeneración post-incendio (ARI) ocuparon posiciones intermedias, aunque con configuraciones ecológicas distintas. En AAM, la estructura estuvo definida por la fuerte contribución de *Pinus halepensis* y *Parkinsonia aculeata*, lo que revela una comunidad consolidada, pero dominada por pocos taxones. En ARI, aunque la riqueza fue semejante a la de AAM, los menores valores de q1 y q2 evidenciaron menor equidad y una mayor concentración de abundancias, particularmente en *Cordia boissieri*. Esto sugiere que el disturbio reciente

favoreció una reorganización florística dominada por especies con alta capacidad de establecimiento, mostrando que comunidades con riqueza similar pueden diferir sustancialmente en su estructura de abundancias y en su organización ecológica [2], [29].

La concentración taxonómica implica una vulnerabilidad potencial porque una proporción elevada de individuos pertenece a pocas especies, géneros o familias. En este sentido, la regla 10-20-30 propuesta para el manejo del arbolado urbano debe interpretarse como un criterio orientador para promover una mayor diversificación taxonómica, y no como un umbral universal aplicable de manera estricta a todos los contextos ecológicos o urbanos. Bajo escenarios de alta concentración, una plaga, enfermedad, evento climático extremo o condición ambiental adversa que afecte a uno de los taxones dominantes podría generar impactos desproporcionados sobre la cobertura, estructura y funcionalidad del arbolado [20]. Este riesgo fue más evidente en ADE, donde *Fraxinus americana* concentró 80,0 % de la abundancia y 94,8 % de la dominancia relativa, así como en AAM y ARI, donde una o dos especies concentraron una parte importante del peso ecológico de la comunidad.

El análisis de diversidad efectiva y el dendrograma de Bray-Curtis también complementaron esta interpretación. Mientras la riqueza (q0) discriminó claramente entre las áreas, la diversidad efectiva de Shannon (q1) y la riqueza (q0) mostraron que AAM y ARI no difirieron significativamente, evidenciando que comunidades con historias de manejo contrastantes pueden converger en términos de equidad y dominancia relativa [32]. Por su parte, la baja similitud florística entre áreas confirmó que cada esquema de gestión promovió ensamblajes distintos; la mayor afinidad entre ACD y AAM sugiere condiciones de establecimiento y desarrollo más favorables, mientras que ADE se distinguió como la unidad más disímil debido a su composición simplificada [10], [11], [28].

Una limitación del presente estudio es que el análisis se realizó en un solo complejo industrial, por lo que los resultados deben interpretarse como un estudio de caso y no como una generalización directa para todos los ambientes industriales urbanos. Además, las áreas evaluadas corresponden a unidades de manejo previamente establecidas dentro de una misma propiedad, por lo que no constituyen réplicas independientes de cada esquema de manejo. En consecuencia, las diferencias observadas en composición, estructura y diversidad no pueden atribuirse exclusivamente al manejo, ya que también pueden estar influidas por otros factores como la edad del arbolado, el historial de establecimiento, la matriz física circundante, la intensidad de disturbio,

las condiciones edáficas y la disponibilidad de espacio para el desarrollo de los individuos. Por ello, los resultados se interpretan de manera exploratoria y contextual, como evidencia de variación interna dentro de un complejo industrial, más que como una prueba experimental de causalidad entre manejo y diversidad del arbolado urbano.

En conjunto, los resultados muestran que el complejo industrial evaluado no constituye un espacio ecológicamente homogéneo, sino un sistema con variación interna en la composición, estructura y diversidad del arbolado. Si bien estas diferencias no pueden atribuirse exclusivamente al manejo, los patrones observados sugieren que las condiciones de establecimiento, mantenimiento y entorno físico pueden estar asociadas con comunidades relativamente diversas o, por el contrario, con ensamblajes florísticamente simplificados y estructuralmente vulnerables. Esto tiene implicaciones para la planificación del arbolado urbano en contextos industriales, ya que las estrategias de manejo deberían orientarse no solo a incrementar la riqueza de especies, sino también a reducir la concentración taxonómica, mejorar la equidad estructural y promover especies adaptadas a las condiciones locales. Bajo esta perspectiva, los complejos industriales pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad urbana, siempre que su diseño y mantenimiento incorporen criterios ecológicos explícitos y se consideren las condiciones particulares de cada sitio [1], [5].

Conclusiones

El arbolado urbano del complejo industrial evaluado presentó una composición florística diferenciada entre áreas de manejo. El área de conservación de la diversidad registró la mayor riqueza y diversidad efectiva, mientras que el área de estacionamiento presentó la comunidad más simplificada, con solo tres especies y una dominancia marcada de *Fraxinus americana*. Las áreas de arbolado maduro y regeneración post-incendio mostraron valores intermedios, aunque con estructuras ecológicas distintas.

La riqueza observada no implicó necesariamente una distribución balanceada de los individuos. Ninguna de las áreas cumplió con la regla 10-20-30, lo que indica concentración taxonómica a nivel de especie, género o familia. Este patrón fue más marcado en el área de estacionamiento, pero también se presentó en las áreas con mayor riqueza, lo que evidencia que la diversificación del arbolado debe evaluarse no solo por el número de especies, sino también por la abundancia relativa y dominancia de los taxones.

El estudio aporta evidencia de que las áreas verdes industriales pueden funcionar como mosaicos ecológicos internos, con comunidades arbóreas contrastantes aun dentro de un mismo complejo. Esta información es relevante para la planificación de infraestructura verde en zonas industriales, donde la selección de especies, el mantenimiento y las condiciones físicas del sitio pueden influir en la composición y estructura del arbolado. Para futuros programas de manejo, los resultados sugieren priorizar combinaciones de especies adaptadas al ambiente regional, reducir la dependencia de pocos taxones dominantes y mejorar las condiciones de establecimiento en sitios restrictivos, particularmente en áreas con alta proporción de infraestructura gris.

Recomendaciones

Con base en los resultados obtenidos, se recomienda implementar estrategias diferenciadas de manejo para cada tipo de área. En el área de estacionamiento, donde se registró la menor riqueza y la mayor dominancia de una sola especie, las acciones deberían enfocarse en diversificar gradualmente la composición y mejorar las condiciones físicas de establecimiento, como espacio radicular, infiltración y reducción del estrés térmico. En el área de conservación de la diversidad, donde se observó mayor riqueza, el manejo debería orientarse a mantener la diversidad alcanzada y reducir la concentración de abundancia en pocos taxones. En las áreas de arbolado maduro y regeneración post-incendio, se recomienda monitorear la dinámica de las especies dominantes y promover el enriquecimiento con especies nativas o adaptadas al contexto regional. Estas recomendaciones derivan de los patrones observados de riqueza, dominancia, IVI, diversidad efectiva e incumplimiento de la regla 10-20-30.

Agradecimientos

Se agradece a la empresa Planta NAVISTAR por las facilidades otorgadas para la realización de la presente investigación, así como a la empresa Bionodo por el apoyo técnico brindado durante el inventario forestal.

Referencias

- [1] B. F. Nero, et al., "Structure, diversity, and carbon stocks of the tree community of Kumasi, Ghana," *Forests*, vol. 9, no. 9, Aug., pp. 519, 2018.
- [2] S. Wang and H. Zhang, "Tree composition and diversity in relation to urban park history in Hong Kong, China," *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 67, Nov., pp. 1-5, 2022.

- [3] C. C. Konijnendijk, et al., "Defining urban forestry – A comparative perspective of North America and Europe," *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 4, no. 3–4, Apr., pp. 93–103, 2006.
- [4] K. Hutt-Taylor and C. D. Ziter, "Private trees contribute uniquely to urban forest diversity, structure and service-based traits," *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 78, Dec., pp. 1–12, 2022.
- [5] E. Alanís-Rodríguez, et al., "Use of native trees in urban green areas: trends in northeastern Mexico," *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, vol. 14, no. 76, Apr., pp. 4–21, 2023.
- [6] J. Jiménez-Pérez, et al., "Estructura del arbolado urbano en parques y calzadas de San Pedro Garza García, México," *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, vol. 22, no. 51, Mar., pp. 22–32, 2025.
- [7] P. A. Canizales-Velázquez, et al., "Description of the urban trees of Montemorelos city, Nuevo León," *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, vol. 11, no. 62, Dec., pp. 111–135, 2020.
- [8] E. Alanís-Rodríguez, et al., "Cambios en la composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León," *Gayana Botánica*, vol. 80, no. 1, Jun., pp. 64–74, 2023.
- [9] M. C. Hernández-Cavazos, et al., "Composición, estructura y diversidad del arbolado urbano de la Colonia Contry en Monterrey, México," *Polibotánica*, no. 58, vol. 29, Jul., pp. 85–101, 2024.
- [10] D. Palit, et al., "Tree diversity in an urban industrial area: Implications for urban greening and conservation," in *Ecology of Tropical Cities, Volume II: Biodiversity, People & Places*, Cham, Switzerland: Springer Nature Switzerland, 2025, pp. 43–67.
- [11] R. Nandi and M. Jashimuddin, "Unveiling the composition, diversity, and structure of the urban forests in Chattogram City, Bangladesh," *Discover Cities*, vol. 2, no. 1, Dec., pp. 1–18, 2025.
- [12] M. Alós Ortí, et al., "Negative relationship between woody species density and size of urban green spaces in seven European cities," *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 74, Jun., pp. 1–9, 2022.
- [13] C. C. Pregitzer and M. A. Bradford, "Associations between recent land use history and urban forest composition," *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 90, Dec., pp. 1–10, 2023.
- [14] D. Palit, et al., "Tree diversity in an urban industrial area: Implications for urban greening and conservation," in *Ecology of Tropical Cities, Volume II: Biodiversity, People & Places*, F. Angeoletto, P. Tryjanowski, and M. D. E. Fellowes, Eds. Cham, Switzerland: Springer, 2025, pp. 43–67.
- [15] K. Hutt-Taylor and C. D. Ziter, "Private trees contribute uniquely to urban forest diversity, structure and service-based traits," *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 78, Dec., pp. 1–12, 2022.
- [16] G. García, *Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la república mexicana*. México: Universidad Nacional Autónoma de México, 1981.
- [17] Missouri Botanical Garden, "Tropicos", 2022. [En línea]. Disponible en: <http://www.tropicos.org/>. [Accedido: 13-agosto-2022].
- [18] E. Alanís-Rodríguez, et al., *Muestreo ecológico de la vegetación*. Nuevo León, México: Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León, 2020.
- [19] J. Xelhuantzi-Carmona, et al., *DIVECOFOR: Una herramienta para la caracterización de la composición y diversidad en ecosistemas forestales*. México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, 2024.
- [20] F. S. Santamour, "Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense," in *Proceedings of the Seventh Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance*, 1990, pp. 57–65.
- [21] E. A. Rubio-Camacho, *ForestSDC: Forest Stand Structure, Tree Diversity and Species Composition*, version 0.1.0, R package, 2025.
- [22] A. Canty and B. Ripley, *boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions*, R package version 1.3-28, 2022.
- [23] R Core Team, *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023.
- [24] H. Wickham and D. Vaughan, *tidyr: Tidy Messy Data*, R package version 1.3.0, 2023.
- [25] H. Wickham, *stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations*, R package version 1.5.0, 2022.
- [26] H. Wickham, R. François, L. Henry, K. Muller, and D. Vaughan, *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*, R package version 1.1.2, 2023.
- [27] H. Wickham, *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York, NY, USA: Springer-Verlag, 2016.
- [28] J. R. Bray and J. T. Curtis, "An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin," *Ecological Monographs*, vol. 27, no. 4, Oct., pp. 325–349, 1957.
- [29] P. Legendre and L. Legendre, *Numerical ecology*, 3rd ed. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 2012.
- [30] D. Zelený, "PCoA & NMDS (distance-based unconstrained ordination)," 2026. [
- [31] J. Oksanen, G. L. Simpson, F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szöcs, H. Wagner, M. Barbour, M. Bedward, B. Bolker, D. Borcard, G. Carvalho, M. Chirico, M. De Cáceres, S. Durand, and J. Weedon,

vegan: Community Ecology Package, version 2.7-3,
CRAN, 2026.

[32] L. Jost, "Entropy and diversity," *Oikos*, vol. 113, no. 2,
May., pp. 363–375, 2006.