

## Ecological characterization of trees at Molino de Flores Netzahualcōyotl National Park

## Caracterización ecológica del arbolado del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl

Pablo Hernández-López<sup>1</sup>; Tomás Martínez-Trinidad<sup>1\*</sup>; Patricia Hernández-de la Rosa<sup>1</sup>; Leopoldo Mohedano-Caballero<sup>2</sup>; Manuel de J. González Guillén<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Postgrado en Ciencias Forestales. km 36.5 carretera México-Texcoco, col. Montecillo. C. P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

<sup>2</sup>Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales. km 38.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

\*Corresponding author: tomtz@colpos.mx; tel.: +52 595 952 0200 ext. 1479.

### Abstract

**Introduction:** Trees in urban and peri-urban areas produce goods and services for society; therefore, it is important to know about their ecological characteristics.

**Objective:** We aimed to determine trees' ecological characteristics in the peri-urban forest at the Molino de Flores Netzahualcōyotl National Park (MFNNP) in Texcoco, Estado de México.

**Materials and methods:** A stratified tree sampling was developed to register tree species, diameter at breast height, height, crown diameter, percentage of live crown and crown density. Species richness and diversity were calculated using Margalef, Simpson (1-D) indexes and Santamour's 10-20-30 rule; in addition, the urban importance value index (UIVI) was determined.

**Results and discussion:** Seventeen families and 22 species were identified. *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *Schinus molle* L. and *Casuarina equisetifolia* L. represented 55 % of the sampled trees. We estimated 7983 ± 806 trees with a density of 163 trees·ha<sup>-1</sup>. Diameter at breast height is 26.56 ± 2.33 cm, height 10.52 ± 0.6 m and canopy cover equals 48.2 % of the park area (4819.88 m<sup>2</sup>·ha<sup>-1</sup>). Richness (≤1.67) and diversity (≤0.61) were low; the species with the highest IUVI were *E. camaldulensis*, *S. molle* and *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh. with 38.53 %, 13.89 % and 10.62 %, respectively.

**Conclusions:** The tree composition of the MFNNP is similar to that of an urban forest, a situation that contrasts with other natural protected areas. Areas with very low densities were identified with potential to be reforested and could increase the diversity and canopy cover to provide greater protection to the soil.

**Keywords:** Natural protected area; urban forest; peri-urban forest; tree structure; diversity indexes.

### Resumen

**Introducción:** El arbolado de las zonas urbanas y periurbanas genera bienes y servicios para la sociedad; por tanto, es importante conocer sus características ecológicas.

**Objetivo:** Determinar las características ecológicas del arbolado del bosque periurbano Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl (PNMNF) en Texcoco, Estado de México.

**Materiales y métodos:** Se realizó un muestreo arbóreo estratificado donde se registró la especie, diámetro normal, altura, diámetro de copa, porcentaje de copa viva y densidad de copa. La riqueza y diversidad de especies se calculó con los índices de Margalef, Simpson (1-D) y la regla 10-20-30 de Santamour; además, se determinó el índice de valor de importancia urbano (IUVI).

**Resultados y discusión:** Se identificaron 17 familias y 22 especies. *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *Schinus molle* L. y *Casuarina equisetifolia* L. representaron 55 % de los árboles muestreados. Se estimaron 7983 ± 806 árboles con una densidad de 163 árboles·ha<sup>-1</sup>. El diámetro normal es de 26.56 ± 2.33 cm, la altura de 10.52 ± 0.6 m y la cobertura de copa equivale a 48.2 % de la superficie del parque (4819.88 m<sup>2</sup>·ha<sup>-1</sup>). La riqueza (≤1.67) y diversidad (≤0.61) fueron bajas; las especies con mayor IUVI fueron *E. camaldulensis*, *S. molle* y *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh. con 38.53 %, 13.89 % y 10.62 %, respectivamente.

**Conclusiones:** La composición arbórea del PNMNF es similar a la de un bosque urbano, situación que contrasta con otras áreas naturales protegidas. Hay zonas con densidades muy bajas que pueden ser objeto de reforestación, la cual podría incrementar la diversidad y cobertura de copa que brinde mayor protección al suelo.

**Palabras clave:** área natural protegida; arbolado urbano; bosque periurbano; estructura arbórea; índices de diversidad.

## Introduction

An analysis of the benefits that urban forests provide to society requires knowledge of the main components such as forest structure, number of trees, composition, diversity, size, and the tree health (Nowak, 2018). Diversity, structure and spatial distribution are the most important factors for assessing the condition of urban and peri-urban green areas (Savard et al., 2000), since they allow the diagnosis of the health status of the tree stand (Saavedra-Romero et al., 2019). Tree composition contributes to protection against pests and diseases, provides food and shelter for wildlife, and can even increase the visual interest of green areas (Riley et al., 2018).

The conservation of natural landscapes beyond the city limits calls for proper management of urban and peri-urban forests (Salbitano et al., 2017). An accurate assessment of the tree characterization enables decision makers to develop sustainable management policies in cities (Pregitzer et al., 2019). Due to the above, worldwide, scientific, practical and management research on urban forests has been dynamic and increasing, taking as a reference the experiences generated in developed countries such as Germany, Australia, Canada, the United States and the United Kingdom (Calaza et al., 2018).

Studies of urban forests in Mexico have been developed mainly in the center of the country, specifically in the green areas of Mexico City (Cervantes Bautista et al., 2019; Flores et al., 2018; Saavedra-Romero et al., 2019); however, in recent years, the diversity, structure, and composition of urban trees have been studied in several states of the country. For example, in the city of Tuxtla Gutiérrez, low tree diversity composed mainly of exotic species such as *Ficus benjamina* L. and *Terminalia catappa* L. were reported (Román-Guillén et al., 2019). On the other hand, in the northeast of the country, Leal et al. (2018) characterized and determined the urban tree diversity of Linares, Nuevo León.

The trend in urban forest research focuses on the protection of urban and peri-urban areas; however, there is still a gap in understanding the implications of urbanization on tree composition and diversity (Blood et al., 2016). Therefore, it has become important to know the current status of urban and peri-urban forest tree diversity, composition, and abundance to provide better management tools (Koricho et al., 2020). Thus, the objective of this research was to characterize the composition, structure, diversity, and urban importance value of trees at the Molino de las Flores Netzahualcóyotl National Park (MFNNP) to contribute to the decision-making in the tree management.

## Introducción

Para analizar los beneficios que los bosques urbanos brindan a la sociedad, se requiere conocer los principales componentes como la estructura forestal, número de árboles, composición, diversidad, tamaño y la salud del arbolado (Nowak, 2018). La diversidad, estructura y distribución espacial son los factores de mayor impacto en la evaluación de la condición de las áreas verdes urbanas y periurbanas (Savard et al., 2000), ya que permiten el diagnóstico del estado de salud del arbolado (Saavedra-Romero et al., 2019). Por su parte, la composición arbórea contribuye en la protección contra plagas y enfermedades, brinda alimento y refugio para la vida silvestre e incluso puede aumentar el interés visual de las áreas verdes (Riley et al., 2018).

La conservación de los paisajes naturales, más allá de los confines de la ciudad, requiere una gestión adecuada de los bosques urbanos y periurbanos (Salbitano et al., 2017). Una evaluación precisa de la caracterización del arbolado permite a los tomadores de decisiones desarrollar políticas de gestión sostenibles en las ciudades (Pregitzer et al., 2019). Debido a lo anterior, a nivel mundial, la investigación científica, práctica y de gestión de los bosques urbanos ha sido dinámica y creciente, teniendo como referente las experiencias generadas en países desarrollados como Alemania, Australia, Canadá, Estados Unidos y Reino Unido (Calaza et al., 2018).

En México, el estudio de los bosques urbanos se ha desarrollado principalmente en el centro del país, específicamente en las áreas verdes de la Ciudad de México (Cervantes Bautista et al., 2019; Flores et al., 2018; Saavedra-Romero et al., 2019); sin embargo, en años recientes, la diversidad, estructura y composición del arbolado urbano se ha investigado en varios estados del país. Por ejemplo, en la ciudad de Tuxtla Gutiérrez se reportó baja diversidad arbórea compuesta principalmente por especies exóticas como *Ficus benjamina* L. y *Terminalia catappa* L. (Román-Guillén et al., 2019). Por otro lado, en el noreste del país, Leal et al. (2018) caracterizaron y determinaron la diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León.

La tendencia de la investigación en bosques urbanos se enfoca en la protección de las zonas urbanas y periurbanas; sin embargo, aún existe una brecha en la comprensión de las implicaciones que la urbanización tiene sobre la composición y diversidad del arbolado (Blood et al., 2016). Por tanto, se ha vuelto importante conocer el estado actual de la diversidad, composición y abundancia arbórea del bosque urbano y periurbano con el fin de proporcionar mejores herramientas de manejo (Koricho et al., 2020). Por lo anterior, el objetivo

## Materials and Methods

### Study area

The MFNNP is located in the municipality of Texcoco, Estado de México, and is considered a peri-urban forest (Figure 1). According to the perimeter polygon, the total area covers 49.2 ha (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [SEMARNAT & CONANP], 2017). The park is located at an altitude of up to 2300 m and the dominant climate is temperate with an average annual temperature of 14 °C and precipitation of 620 mm (Herrera-Llampallas et al., 2018). This park stands out in the area due to its historical, cultural, and recreational relevance for visitors to the Valley of Mexico.

### Sampling design

For tree measurements in the MFNNP, the inventory was determined using stratified random sampling. Eleven management zones (strata) were determined based on the official perimeter polygon (SEMARNAT & CONANP, 2017), zoning carried out by Herrera-Llampallas et al. (2018), field surveys, and the information provided by the park management. In this study, an intensity of 5 % of the park's surface was used, representing a total of 62 sampling sites. These were randomly selected using a 25 x 25 m grid of points and assigned proportionally to the size of each management zone.

de esta investigación fue caracterizar la composición, estructura, diversidad y valor de importancia urbano del arbolado del Parque Nacional Molino de las Flores Netzahualcóyotl (PNMNF) para contribuir en la toma de decisiones de manejo del arbolado.

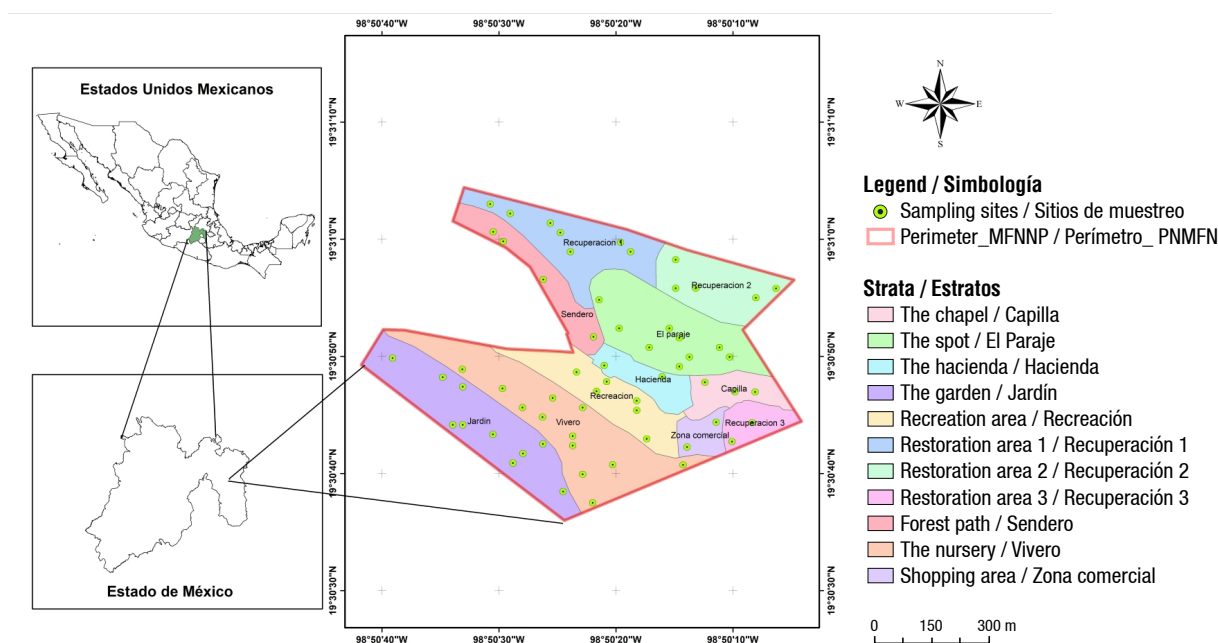
## Materiales y métodos

### Área de estudio

El PNMNF está ubicado en el municipio de Texcoco, Estado de México, y es considerado un bosque periurbano (Figura 1). De acuerdo con el polígono perimetral, la superficie total abarca 49.2 ha (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [SEMARNAT & CONANP], 2017). El parque se encuentra a una altitud de hasta 2300 m y el clima dominante es templado con temperatura media anual de 14 °C y precipitación de 620 mm (Herrera-Llampallas et al., 2018). Este parque destaca en la zona por su relevancia histórica, cultural y de esparcimiento para visitantes del Valle de México.

### Diseño de muestreo

Para la caracterización dasométrica del arbolado del PNMNF se realizó el inventario a través de muestreo aleatorio estratificado. Se determinaron 11 zonas de manejo (estratos) con base en el polígono perimetral oficial (SEMARNAT & CONANP, 2017), la zonificación realizada por Herrera-Llampallas et al. (2018), recorridos de campo y la información proporcionada por la dirección



**Figure 1. Mapping of Molino de Flores Netzahualcóyotl National Park, Estado de México and location of sampling sites.**  
**Figura 1. Zonificación del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcóyotl, Estado de México y ubicación de los sitios de muestreo.**

The shape of the sampling sites was circular with an area of 400 m<sup>2</sup>, where all trees larger than 7.5 cm diameter at breast height were recorded. The variables recorded for each tree were: species, diameter at breast height (1.30 m in height from the base), total height and projection of crown diameter measured from north to south and from east to west. Subsequently, in the laboratory, the average crown diameter was calculated using the measurements of the two projections of each tree, and the crown cover (CC, m<sup>2</sup>) of all living individuals, which is defined as the proportion of the surface area that is covered by the vertical projection of the tree crown (Korhonen et al., 2006). In addition, the percentage of live crown and crown density were recorded according to the sampling procedure of the Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2017); these variables were subsequently used when calculating the urban importance value index (UIVI) (Saavedra-Romero et al., 2019).

### Data analysis

A Microsoft Excel® database was used to characterize the forest structure with the formulas proposed by Montesinos et al. (2009), which allowed the population estimation of each management zone for the following variables: tree density, total canopy cover, average diameter at breast height and average total height. Diversity was determined using the Margalef richness index ( $D_{MG}$ ), Simpson's diversity index (1-D) (Magurran, 2004) and the 10-20-30 diversity rule of Santamour (1990). This rule indicates that, to ensure greater protection against pest and disease attacks, individuals of the same species should not exceed 10 % of the total number of trees, species of the same genus should not exceed 20 % and trees of the same family should not exceed 30 % of the total number of trees.

A cluster analysis was performed using species composition and abundance data to identify management zones that share species and facilitate management decisions. This analysis was carried out using Ward's method, Bray-Curtis distance and a 0.4 cut-off line; in addition, the cophenetic correlation coefficient was calculated. The variables diameter at breast height, total height, Margalef richness and Simpson's diversity index (1-D) were subjected to a non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance to determine if there are significant differences between each of the park's management zones. It was decided to use non-parametric statistics because the variables were not normally distributed according to the Shapiro-Wilks test. These analyses were carried out with the statistical software InfoStat 2020 (Di Rienzo et al., 2020) with a significance level of 5 %. Finally, the importance of each tree species, horizontally, vertically and three-dimensionally, was hierarchized with the urban

del parque. En este estudio se usó una intensidad del 5 % de la superficie del parque, lo que representó un total de 62 sitios de muestreo. Estos se seleccionaron de manera aleatoria mediante una malla de puntos de 25 x 25 m y se asignaron de manera proporcional con respecto al tamaño de cada zona de manejo.

La forma de los sitios de muestreo fue circular con una superficie de 400 m<sup>2</sup>, donde se registraron todos los árboles mayores de 7.5 cm de diámetro normal. Las variables registradas en cada árbol fueron: especie, diámetro normal (1.30 m de altura a partir de la base), altura total y la proyección del diámetro de copa medida de norte a sur y de este a oeste. Posteriormente, en gabinete, se calculó el diámetro promedio de copa utilizando las mediciones de las dos proyecciones de cada árbol, y la cobertura de copa (CC, m<sup>2</sup>) de todos los individuos vivos, la cual se define como la proporción de la superficie que se encuentra cubierta por la proyección vertical de la copa de los árboles (Korhonen et al., 2006). Además, se registró el porcentaje de copa viva y densidad de la copa de acuerdo con el procedimiento de muestreo de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2017); estas variables se utilizaron posteriormente en el cálculo del índice de valor de importancia urbano (IVIU) (Saavedra-Romero et al., 2019).

### Análisis de datos

Se generó una base de datos en Microsoft Excel® para la caracterización de la estructura del bosque con las fórmulas propuestas por Montesinos et al. (2009), las cuales permitieron la estimación poblacional de cada zona de manejo de las siguientes variables: densidad arbórea, cobertura de copa total, diámetro normal promedio y altura total promedio. Con los datos del arbolado vivo se determinó la diversidad a través del índice de riqueza de Margalef ( $D_{MG}$ ), índice de diversidad de Simpson (1-D) (Magurran, 2004) y la regla de diversidad 10-20-30 de Santamour (1990). Esta regla indica que, para garantizar mayor protección contra el ataque de plagas y enfermedades, los individuos de una misma especie no deben exceder más de 10 % del número total de árboles, los ejemplares del mismo género no deben rebasar más de 20 % y los árboles de una misma familia no deben superar 30 % del número total de árboles.

Utilizando los datos de composición y abundancia de especies se realizó un análisis de conglomerados con el fin de identificar las zonas de manejo que comparten especies y facilitar las decisiones de gestión. Este análisis se hizo con el método de Ward, distancia de Bray-Curtis y línea de corte en 0.4; además se calculó su coeficiente de correlación cofonética. Las variables diámetro normal, altura total, riqueza de Margalef e índice de diversidad de Simpson (1-D) se sometieron a un

importance value index (UIVI) proposed by Saavedra-Romero et al. (2019).

## Results and Discussion

### Composition

We measured 404 trees in all strata, with 89.1 % being live trees and 10.89 % being standing dead individuals. In forests with high recreational value, the presence of standing dead trees can represent a potential threat to visitors (Stereńczak et al., 2017). Because of this, it is advisable to diagnose the risk of tree fall to be able to mitigate or reduce it, even if standing dead trees represent an element of wildlife habitat.

According to Table 1, the living tree population consists of 17 families and 22 species. The most frequent species are *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *Schinus molle* L. and *Casuarina equisetifolia* L. Despite being a natural-protected

análisis de varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis, para determinar si existen diferencias significativas entre cada una de las zonas de manejo del parque. Se decidió utilizar estadística no paramétrica, debido a que las variables no siguieron una distribución normal de acuerdo con la prueba Shapiro-Wilks. Estos análisis se hicieron con el *software* estadístico InfoStat 2020 (Di Rienzo et al., 2020) con un nivel de significancia del 5 %. Finalmente, la importancia de cada especie arbórea, de manera horizontal, vertical y tridimensional, se jerarquizó con el índice de valor de importancia urbano (IVIU) propuesto por Saavedra-Romero et al. (2019).

## Resultados y discusión

### Composición

Se midieron 404 árboles en todos los estratos, de los cuales 89.1 % fueron árboles vivos y 10.89 % fueron individuos muertos en pie. En bosques con valor

**Table 1. Tree species, origin and number of live individuals recorded in Molino de Flores Netzahualcōyotl National Park, Estado de México.**

**Cuadro 1. Especies arbóreas, origen y número de individuos vivos registrados en el Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl, Estado de México.**

Family/Familia	Specie/Especie	Origin/Origen	Density/Densidad	
			N	(%)
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Introduced/Introducida	76	18.81
Asparagaceae	<i>Yucca elephantipes</i> Baker in Regel	Native/Nativa	9	2.23
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Introduced/Introducida	4	0.99
Cannabaceae	<i>Celtis australis</i> L.	Introduced/Introducida	1	0.25
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Introduced/Introducida	42	10.40
Cupressaceae	<i>Hesperocyparis lusitanica</i> (Mill.) Bartel	Native/Nativa	34	8.42
Cupressaceae	<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	Native/Nativa	4	0.99
Fabaceae	<i>Erythrina coralloides</i> DC.	Native/Nativa	1	0.25
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Native/Nativa	3	0.74
Fagaceae	<i>Quercus</i> sp.	Native/Nativa	1	0.25
Leguminosae	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Introduced/Introducida	9	2.23
Loganiaceae	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	Native/Nativa	8	1.98
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Introduced/Introducida	106	26.24
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Native/Nativa	21	5.20
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W. T. Aiton.	Introduced/Introducida	6	1.49
Pinaceae	<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	Native/Nativa	2	0.50
Pinaceae	<i>Pinus greggii</i> Engelm.	Native/Nativa	13	3.22
Pinaceae	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Introduced/Introducida	2	0.50
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex. R. Br.	Introduced/Introducida	2	0.50
Rosaceae	<i>Crataegus mexicana</i> DC.	Native/Nativa	8	1.98
Rutaceae	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave	Native/Nativa	2	0.50
Salicaceae	<i>Salix babylonica</i> L.	Introduced/Introducida	6	1.49
	Total		360	89.10

area (NPA), the MFNNP has an arboreal composition more similar to an urban forest. For example, in the core zone of the NPA Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, a composition of 49 native tree species has been reported (Cornejo-Tenorio & Ibarra-Manríquez, 2017), while, in the MFNNP, of the 22 tree species recorded, 10 are introduced and represent 62 % of the total population sampled. This is because, in peri-urban ecosystems, the loss of components and ecological functioning of natural ecosystems is common, as well as the increase of elements managed by humans (Tlapa et al., 2020).

In urban and peri-urban forests, the presence of many exotic species is frequent (Templeton et al., 2019). For example, in five cities in central Chile, exotic species represent 82 % of the total (Santilli et al., 2018) and in 15 Italian cities, 277 tree species were recorded, of which 68 % are exotic species, mainly originating from Asia, America and Australia (Bartoli et al., 2021). In Mexico, exotic species can represent a large proportion of the tree population in urban areas; for example, in the Bosque San Juan de Aragón, the tree population is mainly composed of *C. equisetifolia*, *E. camaldulensis* and *Grevillea robusta* A. Cunn. ex. R. Br., which represent 53 % of the population (Saavedra-Romero et al., 2019). This situation is similar to that presented in the MFNNP, where the exotic species *C. equisetifolia*, *E. camaldulensis* and *S. molle* represent 55.4 % of the sampled population (Table 1).

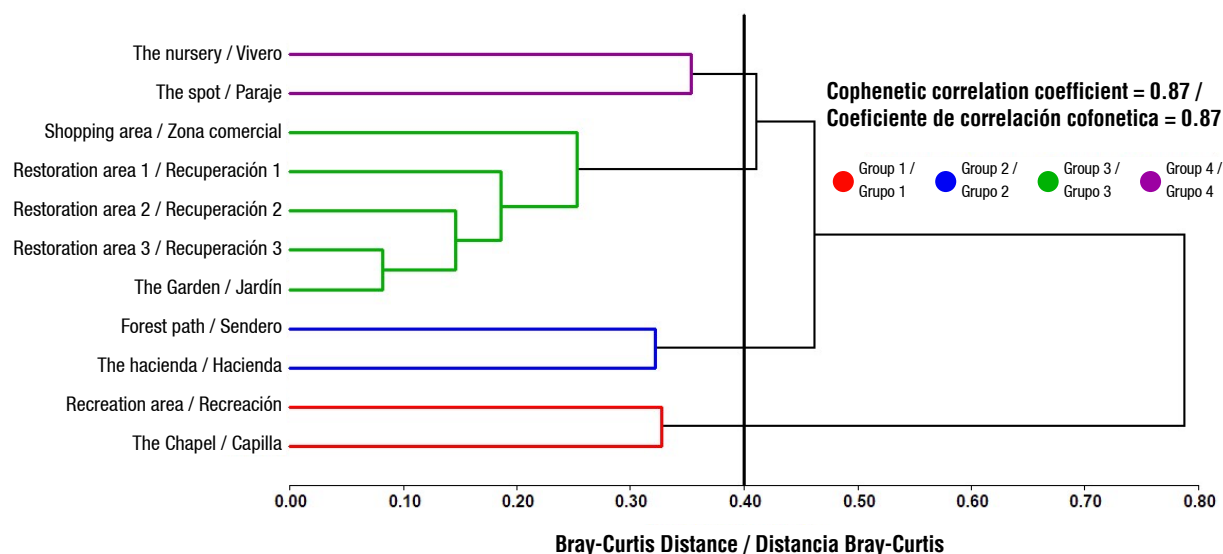
The cluster analysis identified four groups of management zones with a cophenetic coefficient of 0.87 (Figure 2), which indicates a good fit in the grouping (Zambrano et al., 2003). Each group includes management zones that are similar to each other in species composition. Group 1 includes the Chapel and the Recreation area; the Coxcacuaco River flows through these zones, which is why there is more water available, and they are the only two zones where *Taxodium mucronatum* Ten was recorded. Group 2 includes the Forest path and the Hacienda. The first zone is considered the one with the best conservation of natural resources, so it can be used as a reference to improve the other zones of the park. Group 3 includes the Restoration area 1, 2 and 3, the Garden and the Shopping area, where *E. camaldulensis* dominates structurally. This group can be recognized as a high priority zone for maintenance and diversification of tree species, even the conservation status of natural resources in Restoration area 1, 2 and 3 has been diagnosed as deteriorated (Herrera-Llampallas et al., 2018). Group 4 includes the Nursery and the Spot. In these areas, the main species is *S. molle*, which is dioecious and naturalized and can reduce the germination of native species by allelopathic effects (Avendaño-González et al., 2016), a situation that

recreativo alto, la presencia de árboles muertos en pie puede representar una amenaza potencial para los visitantes (Stereńczak et al., 2017). Debido a esto, es recomendable el diagnóstico del riesgo de caída del arbolado con el fin de poder mitigarlo o reducirlo, aun cuando los árboles muertos en pie representen un elemento del hábitat para la fauna.

De acuerdo con el Cuadro 1, el arbolado vivo estuvo compuesto por 17 familias y 22 especies. Las especies más frecuentes fueron *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *Schinus molle* L. y *Casuarina equisetifolia* L. A pesar de ser un área natural protegida (ANP), el PNMFN tiene una composición arbórea más similar a un bosque urbano. Por ejemplo, en la zona núcleo del ANP Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca se ha reportado una composición de 49 especies arbóreas nativas (Cornejo-Tenorio & Ibarra-Manríquez, 2017), mientras que, en el PNMFN, de las 22 especies arbóreas registradas, 10 son introducidas y representan 62 % de la población total muestreada. Lo anterior debido a que, en los ecosistemas periurbanos, es común la pérdida de componentes y del funcionamiento ecológico de los ecosistemas naturales, así como el incremento de elementos manejados por el ser humano (Tlapa et al., 2020).

En bosques urbanos y periurbanos es frecuente la presencia de una gran cantidad de especies exóticas (Templeton et al., 2019). Por ejemplo, en cinco ciudades de la zona central de Chile, las especies exóticas representan 82 % del total (Santilli et al., 2018) y en 15 ciudades italianas se registraron 277 especies de árboles, de los cuales 68 % son especies exóticas, originarias principalmente de Asia, América y Australia (Bartoli et al., 2021). En México, las especies exóticas pueden representar una gran proporción de la población de árboles en áreas urbanas; por ejemplo, en el Bosque San Juan de Aragón, la población arbórea se compone principalmente por *C. equisetifolia*, *E. camaldulensis* y *Grevillea robusta* A. Cunn. ex. R. Br., las cuales representan 53 % de la población (Saavedra-Romero et al., 2019). Esta situación es similar a la presentada en el PNMFN, donde las especies exóticas *C. equisetifolia*, *E. camaldulensis* y *S. molle* representan 55.4 % de la población muestreada (Cuadro 1).

El análisis de conglomerados identificó cuatro grupos de zonas de manejo con un coeficiente cofonético de 0.87 (Figura 2), el cual indica un buen ajuste en el agrupamiento (Zambrano et al., 2003). Cada grupo integra las zonas de manejo que son similares entre ellas en composición de especies. El grupo 1 está conformado por Recreación y Capilla, zonas por las cuales atraviesa el río Coxcacuaco, razón por la cual existe mayor disponibilidad de agua y son las dos únicas zonas donde se registró *Taxodium mucronatum* Ten. El grupo 2 lo conforma Sendero y Hacienda, la



**Figure 2.** Dendrogram of management zone grouping according to tree species composition in Molino de Flores Netzahualcóyotl National Park, Estado de México, using Ward's method and Bray-Curtis distance.

**Figura 2.** Dendrograma de agrupamiento de zonas de manejo según la composición de especies arbóreas del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcóyotl, Estado de México, utilizando el método de Ward y distancia de Bray-Curtis.

should be taken into account when choosing species for reforestation.

### Tree structure

Table 2 shows trees' structural characteristics at the MFNNP. A total population of  $7983 \pm 806$  trees and a density of  $163 \text{ trees} \cdot \text{ha}^{-1}$  was estimated. In urban forests, it is common to find low density values compared to natural forests (Nowak & Greenfield, 2018). Common planting density values in urban areas vary between 100 and  $200 \text{ trees} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Pincetl et al., 2013). For example, the density in four urban parks in Texcoco City is  $167 \text{ trees} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Martínez-Trinidad et al., 2021), while in the urban forest of Alburra Valley, Colombia, is  $133 \text{ trees} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Arroyave-Maya et al., 2019). It is known that visitors to urban green areas negatively perceive very low or very high tree densities (Campagnaro et al., 2019). However, although it is complex to determine an optimal tree density, some park visitors in the United States prefer sites with densities between 150 and  $160 \text{ trees} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Schroeder & Green, 1985); while people from Sweden prefer to visit recreational forests with densities of  $300 \text{ trees} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Pettuco et al., 2018). Although tree density preferences may vary and change over time, the above values can be taken as a reference in setting initial reforestation objectives in areas of the MFNNP with low tree density such as on the Spot, the Nursery and the Garden (Table 2).

Population structural variables correspond to an average diameter at breast height of  $26.56 \pm 2.33 \text{ cm}$  and an average total height of  $10.52 \pm 0.6 \text{ m}$ . Kruskal-

primera zona es considerada la de mejor conservación de los recursos naturales, por lo que puede ser tomada como referencia para mejorar las demás zonas del parque. El grupo 3 está formado por Recuperación 1, 2 y 3, Jardín y la Zona comercial, en las que *E. camaldulensis* domina estructuralmente. Este grupo puede reconocerse como zona de alta prioridad de mantenimiento y diversificación de especies arbóreas, incluso el estado de conservación de los recursos naturales de las zonas de Recuperación 1, 2 y 3 ha sido diagnosticado como deteriorado (Herrera-Llampallas et al., 2018). El grupo 4 lo componen la zona de Vivero y El Paraje. En estas zonas, la principal especie es *S. molle*, que es dioica y naturalizada y tiene la capacidad de reducir la germinación de especies nativas por efectos alelopáticos (Avendaño-González et al., 2016), situación a tomar en cuenta en la elección de especies para reforestación.

### Estructura del arbolado

El Cuadro 2 señala las características estructurales del arbolado del PNMFN. Se estimó una población total de  $7983 \pm 806$  árboles y una densidad de  $163 \text{ árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$ . En bosques urbanos es común encontrar valores bajos de densidad comparados con los bosques naturales (Nowak & Greenfield, 2018). Los valores comunes de densidad de plantación en áreas urbanas varían entre 100 y  $200 \text{ árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Pincetl et al., 2013). Por ejemplo, la densidad en cuatro parques urbanos de la Ciudad de Texcoco es de  $167 \text{ árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Martínez-Trinidad et al., 2021), mientras que en el bosque urbano del valle de Alburra, Colombia, es  $133 \text{ árboles} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Arroyave-

**Table 2. Structural characteristics of the tree population of Molino de Flores Netzahualcōyotl National Park, estimated by Stratified Random Sampling.****Cuadro 2. Características estructurales de la población arbórea del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl, estimadas a través de muestreo aleatorio estratificado.**

Strata/ Estrato	Area (ha)/ Superficie (ha)	Density (trees·ha <sup>-1</sup> )/ Densidad (árboles·ha <sup>-1</sup> )	Total number of trees (N)/ Total de árboles (N)	CC (m <sup>2</sup> ·ha <sup>-1</sup> )	Total CC (ha)/ CC total (ha)	Diameter at breast height (cm)/ Diámetro normal (cm)	Total height (m)/ Altura total (m)
Restoration area 3/ Recuperación 3	1.59	200	319 ± 155	2791.48	0.44 ± 0.20	16.56 ± 7.30 a	10.48 ± 3.7 bcd
Restoration area 1/ Recuperación 1	5.58	179	997 ± 305	3233.22	1.80 ± 0.59	20.01 ± 9.02 a	10.59 ± 3.6 cd
The spot/ El Paraje	7.15	106	754 ± 166	2891.87	2.07 ± 0.82	26.13 ± 24.06 ab	6.67 ± 4.2 a
Forest path/ Sendero	3.18	375	1 193 ± 523	10621.88	3.38 ± 0.39	27.73 ± 22.88 ab	13.44 ± 6.3 d
The Nursery/ Vivero	9.75	90	873 ± 216	1786.90	1.74 ± 0.09	23.13 ± 11.85 ab	8.85 ± 3.8 b
The Chapel/ Capilla	2.07	258	535 ± 143	6383.12	1.32 ± 0.32	29.74 ± 36.05 abc	8.86 ± 2.9 bc
Restoration 2/ Recuperación 2	4.28	175	749 ± 280	4642.81	1.99 ± 1.39	24.54 ± 14.52 abc	11.93 ± 6.1 cd
The Garden/ Jardín	8.04	63	503 ± 128	1336.26	1.07 ± 0.41	27.87 ± 13.14 bcd	10.82 ± 3.9 cd
Recreation area/ Recreación	4.42	296	1 308 ± 148	14746.90	6.52 ± 0.86	31.84 ± 19.44 cd	14.77 ± 6.8 d
Shopping area/ Zona comercial	1.22	150	183 ± 59	9662.70	1.18 ± 0.07	38.44 ± 22.59 d	15.69 ± 7.9 d
The hacienda/ Hacienda	1.98	288	570 ± 219	11247.44	2.23 ± 0.41	46.31 ± 35.10 d	12.57 ± 6.9 cd
Population estimator/ Estimador poblacional	49.27	163	7 983 ± 806	4819.88	23.75 ± 2.08	26.56 ± 2.33	10.52 ± 0.6

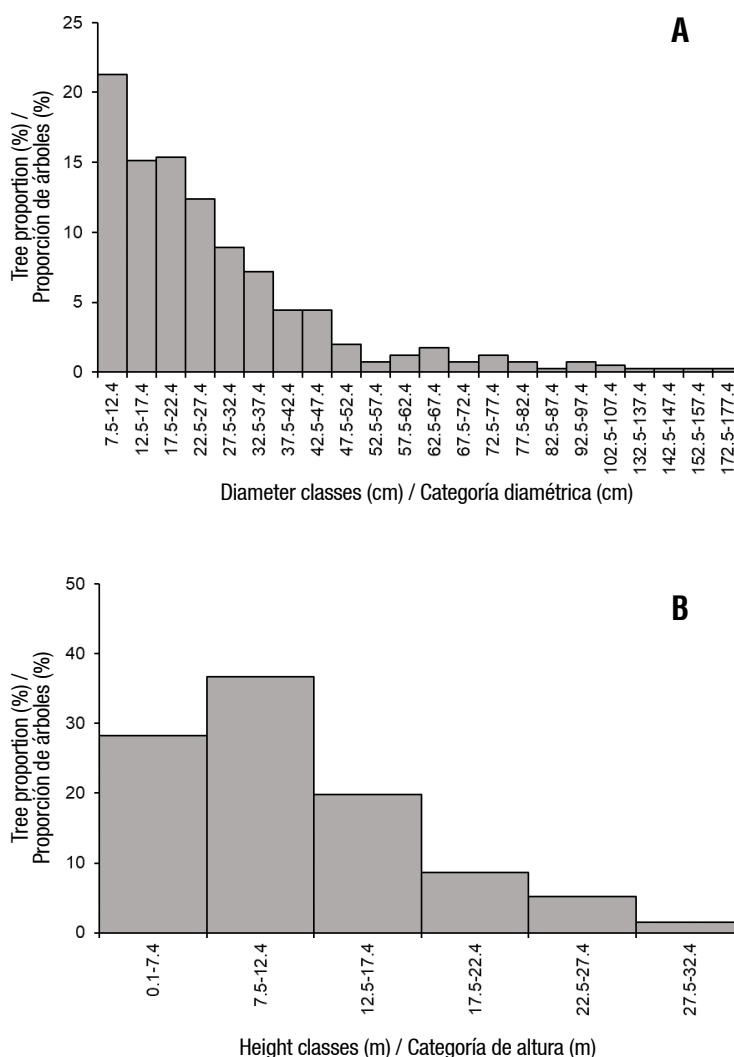
± Standard deviation of the mean. CC = Crown cover. Diameter at breast height at 1.3 m. Different letters indicate statistically significant difference in the average intervals of the Kruskal-Wallis analysis ( $P < 0.001$ ).

± Desviación estándar de la media. CC = cobertura de copa. Diámetro normal a 1.3 m de altura. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa en el promedio de rangos del análisis de Kruskal-Wallis ( $P < 0.001$ ).

Wallis analysis indicates that these variables differ significantly between management zones ( $P < 0.001$ ; Table 2). Diameter at breast height is mainly distributed between 7.5 and 22.4 cm, measurements that indicate a population of slender trunks with a typical inverted “J” distribution (Figure 3A). This distribution is common in several urban forests; for example, there is evidence that, in 32 U.S. cities, the diameter distribution of the tree stand is mainly of the juvenile type, where more than 40 % of the tree population is concentrated in diameters <15 cm (Morgenroth et al., 2020). The inverted J structure indicates that the population is growing and productive towards more advanced stages (Imaña et al., 2011). This condition can be explained by the use of small trees in the reforestation programs of the park.

Maya et al., 2019). Se tiene conocimiento que los visitantes de áreas verdes urbanas perciben negativamente densidades arbóreas muy bajas o muy altas (Campagnaro et al., 2019). No obstante, aunque es complejo determinar una densidad arbórea óptima, algunos visitantes de parques en Estados Unidos prefieren lugares con densidades entre 150 y 160 árboles·ha<sup>-1</sup> (Schroeder & Green, 1985); mientras que personas de Suecia prefieren visitar bosques de recreación con densidad de 300 árboles·ha<sup>-1</sup> (Pettuco et al., 2018). Aunque las preferencias de densidad arbórea pueden variar y cambiar a través del tiempo, los valores anteriores pueden ser tomados como referencia en el establecimiento de objetivos iniciales de reforestación en zonas del PNMFN con baja densidad arbórea como El Paraje, Vivero y Jardín (Cuadro 2).





**Figure 3. Diameter distribution (A) and total height classes (B) of the trees sampled in Molino de Flores Netzahualcóyotl National Park, Estado de México.**

**Figura 3. Distribución diamétrica (A) y de altura total (B) del arbolado muestreado en el Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcóyotl, Estado de México.**

Regarding total height, the Shopping and Recreation area had the highest average values with  $15.69 \pm 7.9$  and  $14.77 \pm 6.8$  m, respectively. These areas have a significant difference with the Spot (Table 2), where the lowest tree height was reported with  $6.67 \pm 4.2$  m and where *S. molle*, the most abundant species, reaches heights of 4 to 15 m. In contrast, *E. camaldulensis*, *F. uhdei* (Wenz.) Lingelsh. and *Hesperocyparis lusitanica* (Mill.) Bartel, large species that reach up to 30 m in height, are found in the Shopping area (Hirsch et al., 2020). In general terms, total tree height had a positive asymmetric distribution with an asymmetry coefficient of 1.08; values were mainly concentrated between 7.5 and 12.4 m (Figure 3B). This distribution is similar to the urban tree stand in the city of Linares, Nuevo León, where the total height is mainly distributed between 6.4 and 9.6 m (Leal et al., 2018).

Las variables estructurales de la población corresponden a un diámetro normal promedio de  $26.56 \pm 2.33$  cm y altura total promedio de  $10.52 \pm 0.6$  m. El análisis de Kruskal-Wallis indica que estas variables difieren significativamente entre zonas de manejo ( $P < 0.001$ ; Cuadro 2). El diámetro normal se distribuye principalmente entre 7.5 y 22.4 cm, medidas que indican una población de troncos esbeltos con una distribución típica de “J” invertida (Figura 3A). Esta distribución es común en varios bosques urbanos; por ejemplo, se tiene evidencia que, en 32 ciudades de Estados Unidos, la distribución diamétrica del arbolado es principalmente de tipo juvenil, donde más del 40 % de la población arbórea se concentra en diámetros  $<15$  cm (Morgenroth et al., 2020). La estructura de J invertida indica que la población se encuentra en proceso de crecimiento y productividad hacia etapas

Another indicator of tree structure is canopy cover (CC). The MFNNP has an average CC of  $4819.88 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ , which is equivalent to 48.2 % of the park's total area (Table 2). Compared to urban and peri-urban forests, the total CC of the MFNNP is lower; for example, the gallery forest cover within the urban area of the city of Linares is  $25307.3 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$  (Canizales-Velázquez et al., 2021). However, there are areas of the MFNNP with high values, such as the Recreation area, the Hacienda, and the Forest path with covers of  $14746.9$ ,  $11247.44$  and  $10621.88 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ , respectively. This cover is related to a higher density of trees (Table 2); in addition, the presence of larger species contributes to the development of a larger crown diameter and, therefore, increases the cover that in these areas is higher than that reported for the 2nd section of Bosque de Chapultepec with  $8482.7 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$  (Benavides & Fernández, 2012). In contrast to the previous areas, the Garden, the Nursery and the Spot have low CC (Table 2). This is important because these areas are the largest within the park and the CC barely represents 12.7 %, 17.8 % and 28.9 %, respectively. The Garden area has areas with compacted soil and is classified as moderately conserved; in the Nursery area there is little organic matter in the soil, and the Spot is a deteriorated area concerning natural resources, since pest problems have been reported in most of the tree species in this area (Herrera-Llampallas et al., 2018). Increasing CC in these areas can provide protection and recovery to the soil, due to reduced erosion from rainfall effects and increased organic matter content.

#### Diversity and Urban Importance Value Index (UIVI)

Table 3 reports the richness and diversity indices per MFNNP management area. According to the Margalef index, species richness by management zone ranges from 0.06 to 1.67 and varies significantly among management zones according to the Kruskal-Wallis analysis ( $P = 0.0154$ ). The highest richness was recorded in the Recreation area with 11 species and 69 trees measured. Alanís et al. (2020) indicate that values lower than 2 suggest low richness. Regarding Simpson's index, the Kruskal-Wallis test detected significant differences between management areas ( $P = 0.0164$ ) (Table 3). The lowest value corresponds to the Garden area with three tree species and 16 trees; on the contrary, the area with the highest diversity is the Recreation area with a value of  $0.61 \pm 0.34$ . Although Simpson's index and other diversity indices are sensitive to sample size (He & Hu, 2005; Xu et al., 2020), which limits the comparison with other areas, there is evidence that it is common to find high tree diversity in urban areas, which can vary according to location and is generally higher than in peri-urban areas (Blood et al., 2016) such as MFNNP. For example, in the city of Santiago, Chile, urban forest tree diversity has remained stable for 12 years with Simpson's index

más avanzadas (Imaña et al., 2011). Esta condición puede ser explicada debido al uso de árboles pequeños en las actividades de reforestación del parque.

Respecto a la altura total, la Zona Comercial y Recreación registraron los valores promedio más altos con  $15.69 \pm 7.9$  y  $14.77 \pm 6.8$  m, respectivamente. Estas zonas tienen diferencia significativa con la zona El Paraje (Cuadro 2), donde se obtuvo la menor altura del arbolado con  $6.67 \pm 4.2$  m y en la que *S. molle*, la especie más abundante, alcanza alturas de 4 a 15 m. En contraste, en la Zona Comercial y Recreación se distribuyen *E. camaldulensis*, *F. uhdei* (Wenz.) Lingelsh. y *Hesperocyparis lusitanica* (Mill.) Bartel, especies de gran porte que alcanzan hasta 30 m de altura (Hirsch et al., 2020). De manera general, la altura total del arbolado tuvo una distribución asimétrica positiva con un coeficiente de asimetría de 1.08; los valores se concentraron principalmente entre 7.5 y 12.4 m (Figura 3B). Esta distribución es similar al arbolado urbano de la ciudad de Linares, Nuevo León, donde la altura total se distribuye principalmente entre 6.4 y 9.6 m (Leal et al., 2018).

Otro de los indicadores de la estructura arbórea es la cobertura de copa (CC). En este aspecto, el PNMFN presenta una CC de  $4819.88 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ , lo que equivale al 48.2 % de la superficie total del parque (Cuadro 2). Comparado con bosques urbanos y periurbanos, la CC total del PNMFN es inferior; por ejemplo, la cobertura de un bosque de galería dentro del área urbana de la ciudad de Linares es de  $25307.3 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$  (Canizales-Velázquez et al., 2021). No obstante, existen zonas del PNMFN con valores altos, tal es el caso de la zona de Recreación, Hacienda y Sendero con coberturas de  $14746.9$ ,  $11247.44$  y  $10621.88 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$ , respectivamente. Esta cobertura está relacionada con una mayor densidad de árboles (Cuadro 2); además, la presencia de especies de porte más grande contribuye a desarrollar un diámetro mayor de copa y, por tanto, incrementa la cobertura que en estas zonas es superior a lo reportado para la 2.ª sección del Bosque de Chapultepec con  $8482.7 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$  (Benavides & Fernández, 2012). En contraste con las zonas anteriores, Jardín, Vivero y El Paraje tienen una CC baja (Cuadro 2). Esto es importante debido a que estas zonas son las más grandes dentro del parque y la CC apenas representa 12.7 %, 17.8 % y 28.9 %, respectivamente. La zona de Jardín presenta áreas con suelo compactado y está catalogada como moderadamente conservada; en Vivero se reporta poca cantidad de materia orgánica en el suelo y El Paraje es una zona deteriorada en cuanto a los recursos naturales, ya que se han reportado problemas de plagas en la mayoría de las especies arbóreas de la zona (Herrera-Llampallas et al., 2018). El aumento de la CC en estas zonas puede brindar protección y recuperación al suelo, debido a que se reduce la erosión por efectos de la lluvia y aumenta el contenido de materia orgánica.

**Table 3. Margalef Richness Index ( $D_{MG}$ ) and Simpson's Diversity Index (1-D) per management area of Molino de Flores Netzahualcōyotl National Park, Estado de México.****Cuadro 3. Índice de riqueza de Margalef ( $D_{MG}$ ) e Índice de diversidad de Simpson (1-D) por zona de manejo del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl, Estado de México.**

Management areas/ Zona de manejo	Species recorded/ Especies registradas	Number of trees/ Número de individuos	$D_{MG}$	1-D
Garden/Jardín	3	16	0.06 ± 0.2 a	0.03 ± 0.1 a
The spot/El Paraje	4	35	0.38 ± 0.46 ab	0.23 ± 0.27 ab
Restoration area 1/ Recuperación 1	4	41	0.46 ± 0.53 ab	0.22 ± 0.24 ab
Restoration area 3/ Recuperación 3	4	15	0.63 ± 0.88 abc	0.32 ± 0.46 abc
Restoration area 2/ Recuperación 2	5	28	0.59 ± 0.62 abc	0.33 ± 0.31 abc
Nursery/ Vivero	6	35	0.67 ± 0.65 abc	0.31 ± 0.29 abc
Forest path/ Sendero	6	57	0.91 ± 0.59 abc	0.53 ± 0.15 bc
Shopping area/ Zona comercial	4	12	0.84 ± 0.17 abc	0.45 ± 0.11 abc
The hacienda/ Hacienda	6	21	1.16 ± 0.11 bc	0.58 ± 0.03 bc
Chapel/ Capilla	8	31	1.28 ± 0.70 bc	0.53 ± 0.27 bc
Recreation area/ Recreación	11	69	1.67 ± 1.08 c	0.61 ± 0.34 c

± Standard deviation of the mean. Different letters indicate statistically significant difference in the average ranks of the Kruskal-Wallis analysis with  $P < 0.0154$  for  $D_{MG}$  and  $P = 0.0164$  for 1-D.

±Desviación estándar de la media. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa en el promedio de rangos del análisis de Kruskal-Wallis con  $P = 0.0154$  para  $D_{MG}$  y  $P = 0.0164$  para 1-D.

(1-D) values above 0.9 (Hernández & Villaseñor, 2018). In Mexico, the tree diversity of four forest parks in the city of Texcoco has a Simpson index equal to 0.73 (Martínez-Trinidad et al., 2021), which is higher than any of the MFNNP management areas.

In addition to the low richness and diversity values, the species composition of the MFNNP fails to meet Santamour's (1990) 10-20-30 rule, because three species (*E. camaldulensis*, *S. molle* and *C. equisetifolia*) each represents more than 10 % of the total number of trees sampled and the genus *Eucalyptus* represents more than 20 % (Table 1); however, no family exceeded 30 % of the total sampled trees. This indicates the existence of closely related and similar species that respond to the same stress factors and, therefore, susceptibility to pest and disease attack could increase (Paquette et al., 2021). Considering this scenario, it is necessary to increase tree diversity, mainly in the Garden, Restoration area 1 and the Spot in order to reduce the risks of pest and disease attack (Herrera-Llampallas et al., 2018). In addition, the increase in diversity and species composition provides greater resistance and resilience

### Diversidad e índice de valor de importancia urbano (IVIU)

El Cuadro 3 presenta los índices de riqueza y diversidad por zona de manejo PNMFN. De acuerdo con el índice de Margalef, la riqueza de especies por zona de manejo va de 0.06 a 1.67 y varía significativamente entre zonas de manejo de acuerdo con el análisis de Kruskal-Wallis ( $P = 0.0154$ ). La mayor riqueza se registró en la zona de Recreación con 11 especies y 69 árboles medidos. Alanís et al. (2020) indican que valores menores de 2 sugieren riqueza baja. Respecto al índice de Simpson, la prueba de Kruskal-Wallis detectó diferencias significativas entre zonas de manejo ( $P = 0.0164$ ) (Cuadro 3). El valor más bajo corresponde a la zona de Jardín con tres especies arbóreas y 16 árboles; por el contrario, la zona con mayor diversidad es Recreación con valor de  $0.61 \pm 0.34$ . Aunque el índice de Simpson y otros índices de diversidad son sensibles al tamaño de muestra (He & Hu, 2005; Xu et al., 2020), lo que limita la comparación con otras áreas, existe evidencia que es común encontrar diversidad arbórea alta en zonas urbanas, la cual puede variar de acuerdo con

that allows to obtain greater benefits by trying to ensure the supply of ecosystem services (Morgenroth et al., 2016).

Regarding the Urban Importance Value Index (UIVI), Table 4 shows that *E. camaldulensis* is the dominant species with 38.53 %, followed by *S. molle* (UIVI = 13.89 %) and *F. uhdei* (UIVI = 10.62 %). These three species have the highest ecological importance within the MFNNP calculated from dominance, frequency, height, crown volume and surface area; however, this does not necessarily mean that they should be used or promoted in future reforestation programs, because they only reflect the current dominance in the urban forest structure (Koricho et al., 2020). The UIVI is an index that considers horizontal, vertical and three-dimensional parameters that allow the identification of tree species with high biomass levels that can provide greater benefits to the population (Saavedra-Romero et al., 2019). However, there is a few research

la ubicación y, generalmente, es mayor que en áreas periurbanas (Blood et al., 2016) como el PNMFN. Por ejemplo, en la ciudad de Santiago, Chile, la diversidad arbórea del bosque urbano se ha mantenido estable por 12 años con valores del índice de Simpson (1-D) superiores a 0.9 (Hernández & Villaseñor, 2018). En México, la diversidad del arbolado de cuatro parques de la ciudad de Texcoco presenta índice de Simpson igual a 0.73 (Martínez-Trinidad et al., 2021), el cual es mayor que cualquiera de las zonas de manejo del PNMFN.

Sumado a la baja riqueza y diversidad, la composición de especies del PNMFN no cumple la regla 10-20-30 de Santamour (1990), debido a que tres especies (*E. camaldulensis*, *S. molle* y *C. equisetifolia*) representan, cada una, más de 10 % del número total de árboles muestreados y el género *Eucalyptus* representa más de 20 % (Cuadro 1); sin embargo, ninguna familia superó 30 % del total de árboles muestreados. Lo anterior implica la existencia de especies estrechamente relacionadas

**Table 4. Urban Importance Value Index (UIVI) of tree species in Molino de Flores Netzahualcōyotl National Park, Estado de México.**

**Cuadro 4. Índice de valor de importancia urbano (IVIU) de las especies arbóreas del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl, Estado de México.**

Species/Especie	Rd/Dr	Rf/Fr	Rh/Ar	RCCv/VCCr	ASCr	UIVI (%) / IVIU (%)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	40.56	22.39	40.75	47.60	41.34	38.53
<i>Schinus molle</i>	11.44	23.13	12.64	9.29	12.93	13.89
<i>Fraxinus uhdei</i>	6.99	7.46	7.10	17.53	14.03	10.62
<i>Hesperocyparis lusitanica</i>	12.35	8.21	10.17	7.21	8.17	9.22
<i>Casuarina equisetifolia</i>	3.32	8.96	10.81	4.00	6.50	6.72
<i>Pinus greggii</i>	3.32	2.99	5.85	4.40	5.52	4.41
<i>Taxodium mucronatum</i>	12.38	2.24	1.54	3.06	2.70	4.38
<i>Salix babylonica</i>	3.98	4.48	2.04	1.56	1.84	2.78
<i>Acacia melanoxylon</i>	0.86	3.73	2.17	1.37	2.03	2.03
<i>Buddleja cordata</i>	0.74	3.73	1.31	0.28	0.55	1.32
<i>Ligustrum lucidum</i>	0.55	2.99	1.03	0.54	0.77	1.17
<i>Celtis australis</i>	1.19	0.75	0.44	1.89	1.47	1.15
<i>Quercus sp.</i>	0.96	0.75	0.26	0.61	0.61	0.64
<i>Crataegus mexicanus</i>	0.27	0.75	1.44	0.14	0.39	0.60
<i>Pinus halepensis</i>	0.39	1.49	0.46	0.09	0.16	0.52
<i>Casimiroa edulis</i>	0.17	1.49	0.34	0.07	0.14	0.44
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	0.06	1.49	0.38	0.03	0.12	0.42
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	0.14	0.75	0.38	0.08	0.20	0.31
<i>Grevillea robusta</i>	0.04	0.75	0.37	0.07	0.21	0.29
<i>Pinus cembroides</i>	0.11	0.75	0.33	0.08	0.16	0.29
<i>Erythrina coralloides</i>	0.18	0.75	0.20	0.10	0.17	0.28

Rd = relative dominance, Rf = relative frequency, Rh = relative height, RCCv = relative composite crown volume, RCSa = relative crown surface area, UIVI = urban importance value index.

Dr = dominancia relativa, Fr = frecuencia relativa, Ar = altura relativa, VCCr = volumen compuesto de copa relativo, ASCr = área superficial de copa relativa, IVIU = índice de valor de importancia urbano.

of their use in other urban green areas. The UIVI results within the MFNNP are similar to those reported for the Bosque San Juan de Aragón in Mexico City, where *C. equisetifolia* is the dominant species and *E. camaldulensis* is the co-dominant one with values of 31.98 % and 19.96 %, respectively (Saavedra-Romero et al., 2019). In the MFNNP, although the greatest importance is represented by two exotic species, the presence of *F. uhdei*, a species native to Mexico, is noteworthy, possibly due to the sensitivity of the UIVI to high biomass levels.

In urban and peri-urban areas, it is common that the most important species, as measured by conventional importance value indices, are exotic species. For example, in an area in Guadalajara, Jalisco, the species with the greatest ecological importance is *F. benjamina* with an importance value index (IVI) of 19.34 % (Hernández et al., 2022). In another case, for the cities of Linares and Montemorelos, Nuevo León, the species with the highest ecological importance was *Fraxinus americana* L., an introduced taxon with IVI of 30.91 % and 53.82 % for each city, respectively (Canizales et al., 2020; Leal et al., 2018). These results evidence the importance of exotic species within urban and peri-urban forests because they can generate important ecosystem and economically valuable benefits (Riley et al., 2018), whether measured with conventional IVI or the new UIVI. While the use of native species is recommended as having greater adaptive and growth advantages, exotic species cannot be completely excluded from the urban forest since this action may jeopardize the resilience of urban and peri-urban ecosystems (Sjöman et al., 2016).

## Conclusions

Molino de Flores Netzahualcoyotl National Park (MFNNP) has a tree composition similar to that of an urban forest, a situation that contrasts with other natural protected areas in central Mexico. The forest of the MFNNP is in a growing process with a mainly juvenile population; however, there are management areas with very low densities, which could be the object of reforestation programs to increase the canopy cover and provide greater protection to the soil. Tree richness and diversity in the areas of the MFNNP can be considered low, which could increase the risk of pest and disease attack. Although the most ecologically important species are exotic, their conservation should be considered along with new plantings of native species to increase the diversity and protection of the park's trees.

## Acknowledgments

The authors thank the Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías for the scholarship granted to the first author for graduate

y similares que responden a los mismos factores de estrés y, por tanto, la susceptibilidad al ataque de plagas y enfermedades podría incrementar (Paquette et al., 2021). Ante este panorama es necesario incrementar la diversidad arbórea, principalmente en las zonas de Jardín, Recuperación 1 y El Paraje con el fin de reducir los riesgos de ataque de plagas y enfermedades (Herrera-Llampallas et al., 2018). Además, el incremento de la diversidad y la composición de especies proporciona mayor resistencia y resiliencia que permite obtener mayor beneficio al tratar de asegurar la provisión de servicios ecosistémicos (Morgenroth et al., 2016).

Respecto al índice de valor de importancia urbano (IVIU), el Cuadro 4 muestra que *E. camaldulensis* es la especie dominante con 38.53 %, seguida de *S. molle* (IVIU = 13.89 %) y *F. uhdei* (IVIU = 10.62 %). Estas tres especies tienen la mayor importancia ecológica dentro del PNMFN calculada a partir de la dominancia, frecuencia, altura, volumen de copa y área superficial; sin embargo, esto no significa necesariamente que deban ser utilizadas o promovidas en programas de reforestación futuros, debido a que únicamente reflejan la dominancia actual en la estructura del bosque urbano (Koricho et al., 2020). El IVIU es un índice que toma en cuenta parámetros horizontales, verticales y tridimensionales que permiten la identificación de las especies arbóreas con niveles altos de biomasa que pueden proveer beneficios mayores a la población (Saavedra-Romero et al., 2019). No obstante, se tienen pocos antecedentes de su uso en otras áreas verdes urbanas. Los resultados del IVIU dentro del PNMFN son similares a los reportados para el Bosque San Juan de Aragón en la Ciudad de México, donde *C. equisetifolia* es la especie dominante y *E. camaldulensis* es la codominante con valores de 31.98 % y 19.96 %, respectivamente (Saavedra-Romero et al., 2019). En el PNMFN, si bien la mayor importancia está representada por dos especies exóticas, es de resaltar la presencia de *F. uhdei*, especie nativa de México, debido posiblemente a la sensibilidad del IVIU a los niveles altos de biomasa.

En áreas urbanas y periurbanas es común que las especies más importantes, medidas a través de índices de valor de importancia convencionales, sean de origen exótico. Por ejemplo, en una colonia de Guadalajara, Jalisco, la especie con mayor importancia ecológica es *F. benjamina* con un índice de valor de importancia (IVI) de 19.34 % (Hernández et al., 2022). En otro caso, para las ciudades de Linares y Montemorelos, Nuevo León, la especie con mayor importancia ecológica fue *Fraxinus americana* L., taxón introducido con IVI de 30.91 % y 53.82 % para cada ciudad, respectivamente (Canizales et al., 2020; Leal et al., 2018). Estos resultados evidencian la importancia de las especies exóticas dentro de los bosques urbanos y periurbanos, debido a que son capaces de generar importantes beneficios ecosistémicos y económicamente valiosos (Riley et al.,

studies; also, thanks to the Dirección del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl for the facilities provided for data collection; and the Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento (LGAC) “Mejoramiento estructural y funcional de los ecosistemas forestales” for partial funding.

#### End of English version

#### References / Referencias

- Alanís, R. E., Mora, O. A., & Marroquín de la F., J. S. (2020). *Muestreo ecológico de la vegetación*. Editorial Universitaria UANL. [https://www.researchgate.net/publication/343137042\\_Muestreo\\_Ecologico\\_de\\_la\\_vegetacion](https://www.researchgate.net/publication/343137042_Muestreo_Ecologico_de_la_vegetacion)
- Arroyave-Maya, M. D. P., Posada-Posada, M. I., Nowak, D. J., & Hoehn, R. E. (2019). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. *Colombia Forestal*, 22(1), 5–16. <https://doi.org/10.14483/2256201X.13695>
- Avendaño-González, M., Badano, E. I., Ramírez-Albores, J. E., Flores, J., & Flores-Cano, J. A. (2016). Differential allelopathy between genders of an invasive dioecious tree on desert plants. *Botanical Sciences*, 94(2), 253–262. <https://doi.org/10.17129/botsci.522>
- Bartoli, F., Savo, V., & Caneva, G. (2021). Biodiversity of urban street trees in Italian cities: A comparative analysis. *Plant Biosystems*, 156(3), 649–662. <https://doi.org/10.1080/11263504.2021.1906347>
- Benavides, M. H. M., & Fernández, G. D. Y. (2012). Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y Bosques*, 18(2), 51–71. <https://doi.org/10.21829/myb.2012.182352>
- Blood, A., Starr, G., Escobedo, F., Chappelka, A., & Staudhammer, C. (2016). How do urban forests compare? Tree diversity in urban and periurban forests of the southeastern US. *Forests*, 7(6), 120. <https://doi.org/10.3390/f7060120>
- Calaza, P., Cariñanos, P., Escobedo, F. J., Schwab, J., & Tovar, G. (2018). Crear paisajes urbanos e infraestructura verde. *Unasylva*, 69, 11–21. <https://www.fao.org/3/I8707ES/i8707es.pdf>
- Campagnaro, T., Sitzia, T., Cambria, V. E., & Semenzato, P. (2019). Indicators for the planning and management of urban green spaces: A focus on public areas in Padua, Italy. *Sustainability*, 11(24), 7071. <https://doi.org/10.3390/su11247071>
- Canizales, V. P. A., Alanís, R. E., Holguín, E. V. A., García, G. S., & Collantes, C. C. A. (2020). Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(62), 111–135. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
- Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., García-García, S. A., Holguín-Estrada, V. A., & Collantes-Chávez-Costa, A. (2021). Estructura y diversidad de un bosque de galería urbano en el río Camachito, noreste de México. *Polibotánica*, 51, 91–105. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.6>
- Cervantes Bautista, M., Ortiz Barrios, R., & Reséndiz Martínez, J. F. (2019). Condición fitosanitaria del arbolado de la tercera sección del bosque de Chapultepec. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 6(1), 122–135. <https://rmae.voaxaca.tecnm.mx/>

2018), ya sea que estén medidos con IVI convencional o con el nuevo IVIU. Si bien el uso de especies nativas es recomendado por tener ventajas mayores de adaptación y crecimiento, no se puede excluir completamente a las especies exóticas del bosque urbano, ya que esta acción puede poner en riesgo la resiliencia de los ecosistemas urbanos y periurbanos (Sjöman et al., 2016).

#### Conclusiones

El Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl (PNMNFN) presenta composición arbórea similar a la de un bosque urbano, situación que contrasta con otras áreas naturales protegidas del centro de México. El bosque del PNMNFN se encuentra en proceso de crecimiento con una población principalmente juvenil; sin embargo, existen zonas de manejo con densidades muy bajas, las cuales pueden ser objeto de trabajos de reforestación para incrementar la cobertura de copa que brinde mayor protección al suelo. La riqueza y diversidad arbórea de las zonas del PNMNFN pueden considerarse bajas, lo cual podría incrementar el riesgo de ataque de plagas y enfermedades. A pesar de que las especies con mayor importancia ecológica son de origen exótico, se debe considerar su conservación junto con nuevas plantaciones de especies nativas que permitan incrementar la diversidad y protección del arbolado del parque.

#### Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías por la beca otorgada al primer autor para realizar estudios de posgrado; a la dirección del Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcōyotl por las facilidades brindadas en la toma de datos; y a la Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento (LGAC) “Mejoramiento estructural y funcional de los ecosistemas forestales” por el financiamiento parcial.

#### Fin de la versión en español

- wp-content/uploads/2020/11/12-RMAE\_2019-10-Arbolado-To-edit.pdf
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2017). *Inventario nacional forestal y de suelos. Procedimientos de muestreo versión 17.3*. [https://www.snieg.mx/DocAcervoINN/documentacion/inf\\_nvo\\_acervo/SNIGMA/Inv\\_Nac\\_For\\_Suelos/INFyS\\_2017\\_Procedimientos\\_de\\_muestreo\\_V\\_17\\_3.pdf](https://www.snieg.mx/DocAcervoINN/documentacion/inf_nvo_acervo/SNIGMA/Inv_Nac_For_Suelos/INFyS_2017_Procedimientos_de_muestreo_V_17_3.pdf)
- Cornejo-Tenorio, G., & Ibarra-Manríquez, G. (2017). Flora of the core zones of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico: composition, geographical affinities and beta diversity. *Botanical Sciences*, 95(1), 103–129. <https://doi.org/10.17129/botsci.803>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo C. W. (2020). *InfoStat versión 2020e*. Universidad

- Nacional de Córdoba, Argentina. <https://www.infostat.com.ar>
- Flores, A., Velasco-García, M. V., Muñoz-Gutiérrez, L., Martínez-Trinidad, T., Gómez-Cárdenas, M., & Román-Castillo, C. (2018). Especies arbóreas para conservar la biodiversidad en zonas urbanas. *Mitigación del Daño Ambiental Agroalimentario y Forestal de México*, 4(5), 136–151. [https://www.researchgate.net/publication/329859297\\_TREE\\_SPECIES\\_FOR\\_BIODIVERSITY\\_CONSERVATION\\_IN\\_URBAN\\_ZONES](https://www.researchgate.net/publication/329859297_TREE_SPECIES_FOR_BIODIVERSITY_CONSERVATION_IN_URBAN_ZONES)
- He, F., & Hu, X. S. (2005). Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. *Ecology Letters*, 8(4), 386–390. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00729.x>
- Hernández, H. J., & Villaseñor, N. R. (2018). Twelve-year change in tree diversity and spatial segregation in the Mediterranean city of Santiago, Chile. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.017>
- Hernández, T. M. A., Hernández-Álvarez, E., Gallegos, R. A., Guzmán, P. C. M., & Bertolin, V. (2022). Modelo de inventario para el manejo del arbolado urbano empleando un sistema de información geográfica. *E-CUCBA*, 9(17), 211–221. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi17.228>
- Herrera-Llampallas, A., Luque-Delgadillo, A., Ramírez-García, G., Espejel-García, A., Vázquez-Alarcón, A., Gómez-Díaz, J. D., & Monterroso-Rivas, A. I. (2018). Estado de los recursos naturales en el Parque Nacional Molino de Flores Netzahualcóyotl. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 16(2), 46–57. <https://doi.org/10.18684/bsaa.v16n2.1165>
- Hirsch, H., Allsopp, M. H., Canavan, S., Cheek, M., Geerts, S., Geldenhuys, C. J., Harding, G., Hurley, B. P., Jones, W., Keet, J. H., Klein, H., Ruwanza, S., Wilgen, B. W., Wingfield, M. J., & Richardson, D. M. (2020). *Eucalyptus camaldulensis* in South Africa—past, present, future. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 75(1), 1–22. <https://doi.org/10.1080/0035919X.2019.1669732>
- Imaña, E. J., Antunes, S. O., & Rainier, I. C. (2011). Estructura diamétrica de un fragmento del bosque tropical seco de la región del Eco-museo del Cerrado, Brasil. *Colombia Forestal*, 14(1), 23–30. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2011.1.a02>
- Korhonen, L., Korhonen, K. T., Rautiainen, M., & Stenberg, P. (2006). Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. *Silva Fennica*, 40(4), 577–588. <https://doi.org/10.14214/sf.315>
- Koricho, H. H., Seboka, A. D., & Song, S. (2020). Assessment of the structure, diversity, and composition of woody species of urban forests of Adama city, Central Ethiopia. *Arboricultural Journal*, 1–12. <https://doi.org/10.1080/03071375.2020.1798702>
- Leal, E. C. E., Leal, E. N., Alanís, R. E., Pequeño, L. M. A., Mora, O. A., & Buendía, R. E. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48), 252–270. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.129>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. <https://www.wiley.com/en-us/Measuring+Biological+Diversity-p-9781118687925>
- 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*, 12(67), 202–223. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.880>
- Montesinos, L. O., Luna, E. I., Hernández, S. C. M., & Tinoco, Z. M. Á. (2009). *Muestreo estadístico. Tamaño de muestra y estimación de parámetros*. Universidad de Colima.
- Morgenroth, J., Nowak, D., & Koeser, A. (2020). DBH Distributions in America's urban forests—an overview of structural diversity. *Forests*, 11(2), 135. <https://doi.org/10.3390/f11020135>
- Morgenroth, J., Östberg, J., Konijnendijk, C., Nielsen, A. B., Hauer, R., Sjöman, H., Chen, W., & Jansson, M. (2016). Urban tree diversity—Taking stock and looking ahead. *Urban Forestry & Urban Greening*, 15, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.11.003>
- Nowak, D. J. (2018). Mejorar los bosques urbanos a través de la evaluación, la modelización y el seguimiento. *Unasylva*, 69, 30–36. <https://www.fao.org/3/l8707ES/l8707es.pdf>
- Nowak, D. J., & Greenfield, E. J. (2018). US urban forest statistics, values, and projections. *Journal of Forestry*, 116(2), 164–177. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvx004>
- Paquette, A., Sousa-Silva, R., Maure, F., Cameron, E., Belluau, M., & Messier, C. (2021). Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127–157. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157>
- Petucco, C., Jensen, F. S., Meilby, H., & Skovsgaard, J. P. (2018). Visitor preferences of thinning practice in young even-aged stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.): comparing the opinion of forestry professionals in six European countries. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33(1), 81–90. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1329455>
- Pincetl, S., Gillespie, T., Pataki, D. E., Saatchi, S., & Saphores, J. D. (2013). Urban tree planting programs, function or fashion? Los Angeles and urban tree planting campaigns. *Geojournal*, 78, 475–493. <https://doi.org/10.1007/s10708-012-9446-x>
- Pregitzer, C. C., Ashton, M. S., Charlop-Powers, S., D'Amato, A. W., Frey, B. R., Gunther, B., Hallett, R. A., Pregitzer, K. S., Woodall, C. W., & Bradford, M. A. (2019). Defining and assessing urban forests to inform management and policy. *Environmental Research Letters*, 14(8), 085002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2552>
- Riley, C. B., Herms, D. A., & Gardiner, M. M. (2018). Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.004>
- Román-Guillén, L. M., Orantes-García, C., del Carpio-Penagos, C. U., Sánchez-Cortés, M. S., Ballinas-Aquino, M. L., & Farrera S. Ó. (2019). Diagnóstico del arbolado de alineación de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Madera y Bosques*, 25(1), e2511559. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511559>
- Saavedra-Romero, L. de L., Hernández-de la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T., & Villa-Castillo, J. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, 47, 25–37. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3>
- Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., & Chen, Y. (2017). *Directrices para la silvicultura urbana y periurbana*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- Santamour, F. S. (1990). Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense. Proceedings of the Seventh Conference

- of The Metropolitan Tree Improvement Alliance, 7, 57–65. <https://es.scribd.com/document/506012515/Estudio-30-20-10-Trees-for-urban-planting-por-Frank-Santamour#>
- Santilli, L., Castro, S. A., Figueroa, J. A., Guerrero, N., Ray, C., Romero-Mieres, M., Rojas, G., & Lavandero, N. (2018). Exotic species predominates in the urban woody flora of central Chile. *Gayana Botánica*, 75(2), 568–588. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000200568>
- Savard, J.-P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48(3–4), 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)
- Schroeder, H. W., & Green, T. L. (1985). Public preference for tree density in municipal parks. *Journal of Arboriculture*, 11(9), 272–277. <https://doi.org/10.48044/jauf.1985.061>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) & Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2017). Áreas Naturales Protegidas Federales de México. Noviembre 2017. Catálogo de *metadatos geográficos*. <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/anpnov17gw.html>
- Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J. D., Sæbø, A., & Kowarik, I. (2016). Diversification of the urban forest – Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 237–241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>
- Stereńczak, K., Kraszewski, B., Mielcarek, M., & Piasecka, Ż. (2017). Inventory of standing dead trees in the surroundings of communication routes – The contribution of remote sensing to potential risk assessments. *Forest Ecology and Management*, 402, 76–91. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.018>
- Templeton, L. K., Neel, M. C., Groffman, P. M., Cadenasso, M. L., & Sullivan, J. H. (2019). Changes in vegetation structure and composition of urban and rural forest patches in Baltimore from 1998 to 2015. *Forest Ecology and Management*, 454, 117665. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117665>
- Tlapa, A. M., Bustamante, G. A., Vargas, L. S., Ramírez, V. B., Cervantes, G. V., & Cruz, B. G. (2020). Factores del deterioro de las áreas naturales protegidas periurbanas del Valle de Puebla, México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 35(1), 51–82. <https://doi.org/10.24201/edu.v35i1.1828>
- Xu, S., Böttcher, L., & Chou, T. (2020). Diversity in biology: definitions, quantification and models. *Physical Biology*, 17(3), 031001. <https://doi.org/10.1088/1478-3975/ab6754>
- Zambrano, A. Y., Demey, J. R., Fuenmayor, F., Segovia, V., & Gutiérrez, Z. (2003). Diversidad genética de una colección de yuca a través de marcadores moleculares RAPDs. *Agronomía Tropical*, 53(2), 155–174. [https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0002-192X2003000200004](https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2003000200004)