



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>

Artículo

Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León

Description of the urban trees of *Montemorelos* city, *Nuevo León*

Pamela A. Canizales Velázquez¹, Eduardo Alanís Rodríguez¹, Víctor A. Holguín Estrada¹, Samuel García García¹ y Alejandro Collantes Chávez Costa²

Abstract

In the present study, the structure and diversity of the trees in the urban area of the city of *Montemorelos, Nuevo León*, (northeast of Mexico) were characterized. The trees of all the ridges and urban parks were enumerated. Total height (h), normal diameter ($d_{1.30\text{ m}}$) and crown diameter (k) of the tree vegetation were evaluated and its abundance (A_r), dominance (D_r) and frequency (F_r) were calculated. In addition, the importance value index (IVI) of the tree species was estimated, and their diversity was evaluated with the Margalef (D_{Mg}), Shannon (H'), Real Diversity (1D) indexes as well as the green area per inhabitant. A total of 918 trees of 13 species, belonging to 11 genera, were registered, of which seven were exotic. The green area per habitant was 0.87. The *Fraxinus americana* had the highest IVI (53.82 %), followed by *Quercus virginiana* (21.37 %). The urban trees had a higher proportion of tall organisms (between 4 and 6 m), and a normal diameter of medium size (between 20 and 30 cm); likewise, the community registered a Margalef index (D_{Mg}) of 1.9, a Shannon diversity (H') of 1.17 and a Real Diversity index of 3.22. The urban green area per habitant is less than that recommended in previous studies, and with low diversity compared to other green areas in different locations.

Key words: Abundance, diversity, horizontal structure, *Fraxinus americana* L., urban parks, *Quercus virginiana* Mill.

Resumen

En el presente estudio se hizo una caracterización de la estructura y diversidad del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León, al noreste de México. Se censaron los árboles de todos los camellones y parques urbanos y se les midió la altura total (h), el diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}}$) y el diámetro de copa (k). Se calculó su abundancia (A_r), dominancia (D_r) y frecuencia (F_r), así como el Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies arbóreas presentes; se evaluó su diversidad con los índices de Margalef (D_{Mg}), Shannon (H'), Diversidad Real (1D) y el área verde por habitante. Se registraron un total 918 árboles de 13 especies, pertenecientes a 11 géneros, de las cuales siete son introducidas. El área verde por habitante fue de 0.87. *Fraxinus americana* fue el taxón con mayor IVI (53.82 %), seguido de *Quercus virginiana* (21.37 %). El arbolado urbano reúne una mayor proporción de organismos de porte alto (entre 4 y 6 m), y un diámetro normal de tamaño medio (entre 20 y 30 cm); asimismo la comunidad registró un índice de Margalef (D_{Mg}) de 1.9, una diversidad de Shannon (H') de 1.17 y un Índice de Diversidad Real de 3.22. El área verde urbana por habitante es inferior a lo recomendado en estudios previos, y presenta una baja diversidad, con respecto a otras de este tipo en distintas localidades.

Palabras clave: Abundancia, diversidad, estructura horizontal, *Fraxinus americana* L., parques urbanos, *Quercus virginiana* Mill.

Fecha de recepción/Reception date: 18 de mayo de 2020

Fecha de aceptación/Acceptance date: 22 de septiembre de 2020

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México

²División de Desarrollo Sustentable, Universidad de Quintana Roo. México

*Autor para correspondencia; correo-e: eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx

Introducción

En los últimos años, las zonas urbanas han experimentado un aumento tanto en extensión como en su población, lo que a su vez ha incrementado la demanda y la importancia de las áreas verdes (CAF, 2018). Toda vez que estos espacios proporcionan a las ciudades y a sus habitantes servicios ambientales como regulación del clima, control de la erosión, recreación, turismo, polinización, estética, hábitat para fauna silvestre, captura de carbono, conservación de la biodiversidad, entre otros (Mora-Olivo y Martínez, 2012; Gómez-Baggethun *et al.*, 2013). Por ello resulta relevante el conocimiento de las mismas en lo referente a su estructura, composición y diversidad para fortalecer la planificación y la gestión de los ámbitos verdes urbanos para las presentes y futuras generaciones (Flores-Xolocotzi y González-Guillén, 2010).

La literatura que describe la diversidad y composición del arbolado urbano es diversa en diferentes partes del mundo (Nagendra y Gopal, 2010; Fahey *et al.*, 2012; Ortiz y Luna, 2019; Moussa *et al.*, 2020). En México es más escasa, pero la mayoría procede de la Ciudad de México (Checa-Artasu, 2016; Maldonado-Bernabé *et al.*, 2019).

Las investigaciones en el noreste del país en las que se evalúan las áreas verdes y los bosques urbanos se centran en los municipios del área metropolitana de Monterrey y Linares, en el estado de Nuevo León (Zamudio, 2001; Alanís-Flores, 2005; Alanís *et al.*, 2014; Leal *et al.*, 2018); así como en Ciudad Victoria, Tamaulipas (Mora-Olivo y Martínez, 2012). La ciudad de Montemorelos, situada en el municipio del mismo nombre, es la tercera más poblada de Nuevo León, con 45 108 habitantes (INEGI, 2010) y aún no se han realizado estudios en este sentido.

Con base en lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue conocer la estructura (abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia), composición florística, clases diamétricas y de altura, patrón de abundancia relativa, metros cuadrados de área verde por habitante y la diversidad del arbolado de los diferentes parques y camellones del área urbana de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la ciudad de Montemorelos, municipio del mismo nombre, en el estado de Nuevo León, al noreste de México. Está ubicada entre los 24°54' y 25°25' norte y 99°36' y 100°11' oeste, en un intervalo altitudinal de 500 a 2 700 m (Figura 1). El clima predominante es semicálido subhúmedo con lluvias en verano, de menor humedad. La temperatura media anual es de 16 a 24 °C, con un intervalo de precipitación de 500 – 1 100 mm. Los suelos dominantes son Leptosol y Vertisol. La zona urbana está establecida sobre terrenos previamente ocupados por agricultura y de matorral (INEGI, 2009).



Figura 1. a) Estado de Nuevo León, b) Municipio Montemorelos, c) Áreas verdes urbanas evaluadas en la ciudad de Montemorelos.

Análisis de la vegetación

Se definió como área verde urbana a todo espacio público delimitado con presencia de vegetación, el cual puede o no destinarse para la realización de actividades recreativas o deportivas al aire libre (parques públicos y camellones). En agosto y septiembre de 2016 se censaron las ejemplares en pie de las especies vegetales arbóreas presentes en todas las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos.

Se midieron los individuos de porte arbóreo con un diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}} \geq 8\text{ cm}$) presentes en cada uno de los espacios verdes. Las variables dendrométricas evaluadas fueron: altura total (h), la cual se midió con un hipsómetro *Vertez III*[®]; diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}}$), con una cinta diamétrica *Forestry Suppliers Inc*[®]; y diámetro de copa (k), con una cinta métrica de 50 m de fibra de vidrio *Truper*[®]. Para verificar la nomenclatura correcta de las especies se utilizó la plataforma *Tropicos*[®] (Tropicos, 2020).

Análisis de la información

Para evaluar la estructura horizontal de cada especie, se determinó su abundancia de acuerdo con el número de individuos; su dominancia, en función de su área de copa; y su frecuencia, con base en su presencia en los sitios de muestreo. Con estos valores se calculó el Índice de Valor de Importancia (*IVI*), que adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). La riqueza y diversidad se estimaron con el índice de *Margalef* (D_{Mg}) que se basa en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica); el índice de entropía de *Shannon* (H'), el cual se fundamenta en la distribución proporcional de la abundancia de cada taxón (Magurran, 2004); y el índice de Diversidad Verdadera de *Shannon* (1D) (Jost, 2006). Las fórmulas utilizadas para determinar los índices de diversidad y los parámetros ecológicos se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Fórmulas utilizadas para determinar los índices de diversidad e indicadores ecológicos de las especies.

Fórmula	Donde
$A_i = \frac{N_i}{S}$ $AR_i = \left[A_i / \sum_{i=1}^n A_i \right] \times 100$	<p>A_i = Abundancia absoluta</p> <p>AR_i = Abundancia relativa por especie</p> <p>N_i = Número de individuos de la especie i</p> <p>S = Superficie de muestreo (ha)</p>
$D_i = \frac{G_i}{S}$ $DR_i = \left[D_i / \sum_{i=1}^n D_i \right] \times 100$	<p>D_i = Dominancia absoluta</p> <p>DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total</p> <p>G_i = Área basal de la especie i</p> <p>S = Superficie (ha)</p>
$F_i = \frac{P_i}{NS}$ $FR_i = \left[F_i / \sum_{i=1}^n F_i \right] \times 100$	<p>F_i = Frecuencia absoluta</p> <p>FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total</p> <p>P_i = Número de sitios en los que está presente la especie i</p> <p>NS = Número total de sitios de muestreo</p>
$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i, DR_i, FR_i)}{3}$	<p>AR_i = Abundancia relativa por especie respecto a la densidad total</p> <p>DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total</p> <p>FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total</p>

	$H' = \text{Índice de Shannon-Weiner}$
$H' = - \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$	$S = \text{Número de especies presentes}$
$p_i = n_i/N$	$N = \text{Número total de individuos}$
	$n_i = \text{Número de individuos de la especie}$
	$\ln = \text{Logaritmo natural}$
	$D_{Mg} = \text{Índice de Margalef}$
$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln(N)}$	$S = \text{Número de especies presentes}$
	$N = \text{Número total de individuos}$
	$\ln = \text{Logaritmo natural}$
${}^1D = \exp(H')$	${}^1D = \text{Índice de Diversidad Verdadera de Shannon}$
	$H' = \text{Índice de Shannon-Weiner}$

Para caracterizar de manera vertical y horizontal a la comunidad vegetal, se generaron gráficos de clases diamétricas y clases de altura. El volumen se estimó mediante la fórmula (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020):

$$V = g * h * CM$$

Donde:

$V = \text{Volumen}$

$g = \text{Superficie supuesta circular del diámetro } (d_{1.30 \text{ m}})$

$h = \text{Altura total del individuo}$

$CM = \text{Coeficiente mórfico, que para este caso} = 0.5$

La estructura de la comunidad se analizó mediante una gráfica de dominancia-diversidad (Brower *et al.*, 1998), que describe la relación de la abundancia absoluta de las especies en función de un arreglo secuencial, de la más a la menos abundante (Martella *et al.*, 2012). Para calcular los metros cuadrados (m²) de área verde por habitante, se empleó la siguiente ecuación (Mejía y Gómez, 2015):

$$m^2 \text{ por habitante} = \frac{m^2 \text{ de zonas verdes y áreas de esparcimiento}}{\text{Número de habitantes de Montemorelos, N.L.}}$$

Resultados

En la ciudad de Montemorelos existen 21 camellones y seis parques, en los cuales se censaron todas las especies vegetales arbóreas, que en conjunto sumaron 47 173 m². Se registraron 918 individuos, 497 en camellones y 421 en parques. Se identificaron 13 especies distribuidas en 11 géneros y nueve familias. Siete son introducidas y seis nativas. Las familias más representativas fueron Fagaceae y Fabaceae, con tres taxa cada una (Cuadro 2). La superficie de área verde por habitante se estimó en 0.87 m².



Cuadro 2. Especies arbóreas registradas en las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Origen
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Casuarina	Casuarinaceae	Introducida
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Nativa
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Ciprés	Cupressaceae	Introducida
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Framboyán	Fabaceae	Introducida
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Nativa
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Fabaceae	Nativa
<i>Fraxinus americana</i> L.	Fresno	Oleaceae	Introducida
<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch.	Jabonero	Sapindaceae	Introducida
<i>Populus mexicana</i> Wesm. ex DC.	Álamo	Salicaceae	Nativa
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	Encino laurelillo	Fagaceae	Nativa
<i>Quercus rubra</i> L.	Encino rojo	Fagaceae	Introducida
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	Encino blanco	Fagaceae	Nativa
<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.	Palma blanca	Arecaceae	Introducida

La densidad total de individuos fue de 194.6 N ha⁻¹ y la dominancia absoluta de 7 425.23 m² ha⁻¹ (cuadros 3 y 4). La suma del área basal del total del arbolado urbano fue de 54.80 m², con un área de copa de 35 044.88 m² y un volumen de 187.73 m³. Las especies que presentaron mayor altura promedio fueron *Washingtonia filifera* (Linden ex André) H.Wendl., *Quercus laurina* Bonpl., *Casuarina equisetifolia* L. y *Quercus rubra* L.

Cuadro 3. Área basal (m²), área de copa (m²), volumen (m³) y altura promedio de las especies.

Especies	Área basal (m²)	Área de copa (m²)	Volumen (m³)	Altura promedio (m)
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	0.68	376.89	3.15	7.87
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	0.01	19.48	0.03	4.80
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	0.01	104.00	0.02	4.63
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	0.06	28.04	0.20	6.40
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	3.33	1745.07	11.55	6.26
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst	0.03	14.86	0.10	6.80
<i>Fraxinus americana</i> L.	36.45	24989.92	114.80	5.86
<i>Koelretueria bipinnata</i> Franch.	0.46	529.45	1.26	5.45
<i>Populus mexicana</i> Wesm. ex DC.	1.24	317.62	4.58	7.30
<i>Quercus lauriana</i> Bonpl.	0.79	631.61	3.49	8.97
<i>Quercus rubra</i> L.	0.21	189.23	0.81	7.70
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	6.91	5598.26	25.79	5.09
<i>Washingtonia filifera</i> (Linden ex André) H.Wendl.	4.60	500.47	21.95	9.41
Suma	54.80	35044.88	187.73	

La abundancia relativa de *Fraxinus americana* L. fue la más sobresaliente (62.75 %), así como la portadora de la mayor área de copa, con 71.31 % de la dominancia relativa. *Quercus virginiana* Mill. fue la segunda más abundante (22.11 %) y con una dominancia relativa de 15.97 %. *Q. virginiana* y *F. americana*, con 26.03 % y 27.40 %, respectivamente fueron las más frecuentes. En el Cuadro 4, se les ordenó de acuerdo con su Índice de Valor de Importancia (IVI); así, las más altas fueron *F. americana* (53.82 %), *Q. virginiana* (21.37 %) y *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J.W. Grimes (9.72 %).

Cuadro 4. Parámetros ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia de las especies arbóreas registradas en las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos.

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	N ha ⁻¹	%	m ² ha ⁻¹	%	N/sitio	%	
<i>Fraxinus americana</i> L.	122.10	62.75	5294.81	71.31	74.07	27.40	53.82
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	43.03	22.11	1186.15	15.97	70.37	26.03	21.37
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	9.75	5.01	369.74	4.98	51.85	19.18	9.72
<i>Washingtonia robusta</i> H. Wendl.	9.96	5.12	106.04	1.43	14.81	5.48	4.01
<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch.	2.54	1.31	112.18	1.51	11.11	4.11	2.31
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	1.91	0.98	79.85	1.08	11.11	4.11	2.06
<i>Populus mexicana</i> Wesm. ex DC.	1.70	0.87	67.30	0.91	11.11	4.11	1.96
<i>Quercus laurina</i> Bonpl.	1.91	0.98	133.82	1.80	7.41	2.74	1.84
<i>Quercus rubra</i> L.	0.42	0.22	40.09	0.54	3.70	1.37	0.71
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	0.64	0.33	22.03	0.30	3.70	1.37	0.66
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf	0.21	0.11	5.94	0.08	3.70	1.37	0.52
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	0.21	0.11	4.13	0.06	3.70	1.37	0.51
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst	0.21	0.11	3.15	0.04	3.70	1.37	0.51
Suma	194.60	100.00	7425.23	100.00	270.37	100.00	100.00

En las clases diamétricas, los individuos siguieron una distribución normal con una ligera asimetría positiva (Figura 2). La mayor abundancia se registró en los diámetros de 20.01 - 30 cm (74 N ha⁻¹), mientras que las categorías de 10.01 – 20 cm y de 30.01 – 40 cm concentraron 41 y 40 N ha⁻¹, respectivamente. Bajo el supuesto de que el diámetro puede ser indicativo del estado de desarrollo del arbolado, la mayoría del arbolado urbano de la ciudad está conformado por ejemplares jóvenes y pocos individuos maduros y longevos (Cuadro 5).

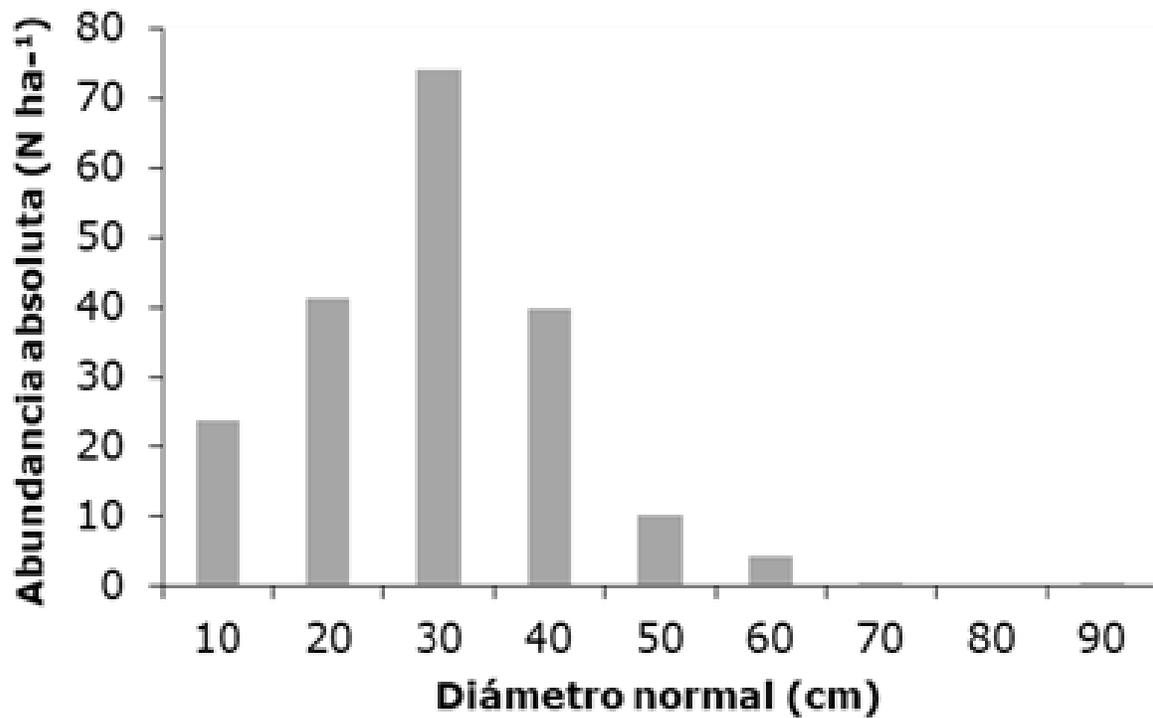


Figura 2. Abundancia absoluta (N ha⁻¹) de los individuos en las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos de acuerdo con el diámetro normal (cm).



Cuadro 5. Número de individuos, riqueza de especies, área basal (m²), área de copa (m²) y volumen (m³) de las especies.

Nombre de la plaza o camellón	Número de individuos	Riqueza de especies	Área de copa (m²)	Área basal (m²)	Volumen (m³)
Camellón 1 Almazán	18	1	201.85	1.77	8.96
Camellón 2 Almazan	16	1	159.18	1.45	7.35
Camellón 1 La Estación	13	1	90.54	0.06	0.14
Camellón 2 La Estación	7	1	41.75	0.05	0.10
Camellón 1 José M. Parás Ballesteros	34	2	672.38	1.68	5.04
Camellón 2 José M. Parás Ballesteros	40	2	749.14	1.80	5.26
Camellón 3 José M. Parás Ballesteros	34	3	627.69	1.02	2.87
Camellón 4 José M. Parás Ballesteros	16	5	412.79	1.22	4.20
Camellón 5 José M. Parás Ballesteros	27	3	847.87	1.23	3.54
Camellón 6 José M. Parás Ballesteros	10	3	185.35	0.32	0.85
Camellón 7 José M. Parás Ballesteros	28	2	628.01	1.15	3.27
Camellón 8 José M. Parás Ballesteros	31	2	776.53	1.00	2.77
Camellón 9 José M. Parás Ballesteros	18	3	409.97	0.65	1.89
Camellón 10 José M. Parás Ballesteros	14	1	390.54	1.52	6.55
Camellón 11 José M. Parás Ballesteros	36	2	944.23	2.16	6.60
Camellón 12 José M. Parás Ballesteros	20	3	540.92	1.12	3.37
Camellón 13 José M. Parás Ballesteros	25	5	620.06	1.08	3.15
Camellón 14 José M. Parás Ballesteros	33	4	858.39	1.94	5.94
Camellón 15 José M. Parás Ballesteros	29	3	806.33	2.12	6.54
Camellón 16 José M. Parás Ballesteros	33	3	878.87	1.80	5.37
Camellón La Central	15	1	127.19	0.12	0.27
Plaza Gil de Leyva	146	7	6389.74	8.47	26.86
Plaza Infonavit	41	5	4418.55	0.99	2.33
Plaza Las Palmas	53	3	2559.90	3.43	10.99
Plaza Matamoros	111	6	5792.83	9.97	35.11
Plaza Principal	39	4	3177.61	4.11	16.87
Plaza Zaragoza	31	2	1736.67	2.56	11.55
Total general	918		35044.88	54.80	187.73

El gráfico de clases de altura muestra una escasa presencia de árboles de porte bajo (categoría 2 - 4 m; 19 N ha⁻¹) y la más alta en la categoría de 4.01 a 6 m (91 N ha⁻¹). La distribución de individuos en categorías de altura tuvo una distribución asimétrica positiva (Figura 3).

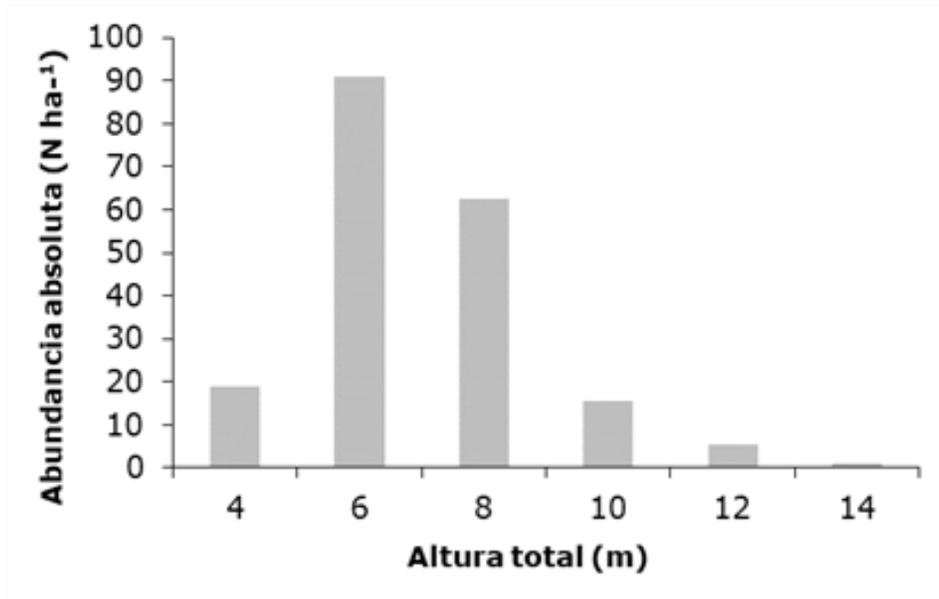
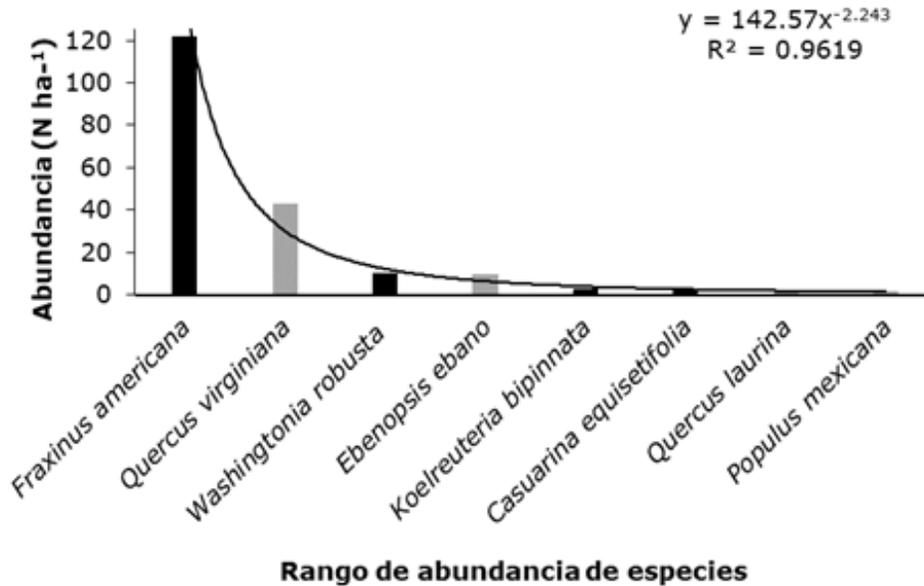


Figura 3. Abundancia absoluta (N ha⁻¹) de individuos de las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos de acuerdo con la altura total (m).

El listado de los camellones y plazas de Montemorelos (Cuadro 5) indica el número de individuos, riqueza de especies, área basal (m²), área de copa (m²) y volumen (m³) de los taxa identificados. De manera general, se advierte que en las plazas siempre se registraron los valores superiores para todas las variables, en comparación con las de los camellones.

La curva de rango/abundancia evidenció una tendencia exponencial negativa, en la que *F. americana* exhibe una clara dominancia en la comunidad arbórea de las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos (Figura 4). El área evaluada presentó

un índice de *Margalef* de $D_{Mg} = 1.9$, mientras que el índice de entropía de *Shannon* fue de $H' = 1.17$. El índice de Diversidad Verdadera de *Shannon* fue de 3.22.



Las barras grises indican especies nativas, las negras corresponden a las introducidas.

Figura 4. Curva rango de especies/abundancia de las especies de las áreas verdes urbanas de la ciudad de Montemorelos.

Discusión

El número de taxa identificados en el estudio (13 especies, 11 géneros y nueve familias) fue inferior a los resultados de trabajos semejantes realizados en el noreste de México, como los de Zamudio (2001) y Leal *et al.* (2018), ambos en el municipio Linares, quienes consignaron 41 y 39 especies respectivamente; mientras que, Alanís *et al.* (2014) contabilizaron 39 especies en 16 familias para las áreas verdes de un *campus* universitario, también en dicha localidad. En terrenos urbanos más extensos, como el Área Metropolitana de Monterrey (AMM) Nuevo León, Rocha *et al.* (1998) documentaron 137 especies arbóreas pertenecientes a 68 familias. En la misma área metropolitana, Alanís-Flores (2005) determinaron que la diversidad arbórea fue de

115 especies, agrupadas en 37 familias. La diferencia en el número de taxa observados puede explicarse por la disimilitud en superficie; pues la ciudad de Montemorelos representa aproximadamente 50 % de la superficie del AMM. No obstante, algunos estudios señalan que no solo se explica por las distintas extensiones, sino que también responde, en buena medida, a las acciones de manejo que se realizan en las áreas, como sucede con el alto número de especies vasculares en parques urbanos (Cornelis y Hermy, 2004).

En el presente estudio las familias Fabaceae y Fagaceae fueron las más representativas, con un total de tres especies cada una. Leal *et al.* (2018) consideraron a la primera como la más importante con seis especies en áreas verdes del municipio Linares, lo que coincide con los resultados de Alanís-Flores (2005) y Alanís *et al.* (2014).

A pesar de que los taxones nativos tienen la ventaja de su adaptación natural al medio y por lo tanto, a un mejor crecimiento con un menor costo de mantenimiento (Alanís-Flores, 2005), las especies introducidas conforman un alto porcentaje de los árboles dentro de las áreas urbanas, hecho que se considera una buena práctica, ya que se incrementa fácil y rápidamente la diversidad (McKinney, 2006). Esto se relaciona con la correcta aplicación de las medidas de manejo (Cornelis y Hermy, 2004).

En el caso de Montemorelos, siete (54 %) tienen esa condición. Resultados similares se han descrito en distintos lugares del mundo. Así, Alanís-Flores (2005) determinó 53 % de especies introducidas para el AMM; Ortiz y Luna (2019) para la ciudad de Resistencia, Argentina, 69 %; en el distrito Chennai en India, Muthulingam y Thangavel (2012) registraron 33 % de especies no nativas.

En el presente estudio, el área verde por habitante (0.87 m²) fue inferior tanto a la observada por Mejía y Gómez (2015) para Tepic, Nayarit (1.2 m²), como a la calculada por Alanís-Flores (2005) para Monterrey (4.6 m²). Todos estos valores, incluso el de este estudio, son inferiores a la dotación de áreas verdes urbanas

sugeridas por diversos autores, lo que supone un déficit en el municipio Montemorelos y en otras ciudades de México (Palomo, 2003; Wang, 2009; Molinar, 2015).

Con respecto a la abundancia, la registrada en el área de interés (194.6 N ha^{-1}) fue menor a la estimada por Alanís *et al.* (2014) para el arbolado de un *campus* universitario en Linares (207 N ha^{-1}) y a la de Benavides y Fernández (2012) para una sección del Bosque de Chapultepec (295 N ha^{-1}), pero mayor a la documentada por Leal *et al.* (2018) para el arbolado urbano de Linares (75.43 N ha^{-1}). El valor de abundancia en este estudio (194.6 N ha^{-1}) comparado a las otras investigaciones se considera aceptable.

Respecto a la dominancia, tanto Alanís *et al.* (2014) como Leal *et al.* (2018) consignaron valores menores de cobertura a los de la presente investigación ($7\,359.99 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y $2\,611.31 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente vs $7\,425.23 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Estos últimos y los de Alanís *et al.* (2014) son muy similares, con 74 % de cobertura del dosel. Por lo que se refiere a la cobertura del arbolado urbano ($35\,044.88 \text{ m}^2$), solo 0.25 % del área urbana cuenta con ella.

Fraxinus americana es el taxon con la máxima importancia ecológica (IVI de 53.82 %); es decir, tiene la mayor representatividad en el área de estudio de acuerdo con sus valores de abundancia, dominancia y frecuencia. Alanís *et al.* (2014) y Leal *et al.* (2018) lo citan como el más relevante ecológicamente en las áreas verdes urbanas del noreste de México; en lo que coinciden otros autores (Rocha *et al.*, 1998; Zamudio, 2001), y que es extensivo a espacios de esta índole de Argentina, por ejemplo, (Ortíz y Luna, 2019).

Alanís-Flores (2005) refiere que dicha especie se utilizó con frecuencia en reforestaciones urbanas del noreste de México, en la década de los años 80; a pesar de que, en algunas ciudades fue sustituida por especies nativas de encinos y por otras de porte alto como *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J.W. Grimes y *Ehretia anacua* (Terán & Berland.) I.M. Johnst., entre otras; aún existen localidades como Montemorelos en las que *F. americana* es la más común en sus áreas verdes.

Quercus virginiana fue la segunda especie en abundancia, de acuerdo con el Índice de Valor de Importancia Ecológica (21.37 %), lo que coincide con lo registrado por Leal *et al.* (2018) (IVI de 22.46 %) en Linares, Nuevo León. Esta observación puede deberse a que el género *Quercus* se ha tornado relevante en la arborización de las áreas verdes de las ciudades. Al respecto, Alanís-Flores (2005) señala que en el municipio San Pedro Garza García, en la década de los 80, se fomentó el uso de especies nativas (principalmente de encinos), para después, en la década de los 90 generalizarse dicha práctica en el AMM, con plantaciones masivas.

Por otro lado, bajo el objetivo de protección y conservación contra plagas y enfermedades exóticas o nativas, Santamour (1990) planteó la regla 10-20-30 para los bosques urbanos (que incluye parques, camellones y otros espacios verdes metropolitanos). El propósito de esa regla es lograr la diversidad en plantaciones urbanas y mantener una gama de edades para planear la remoción y sustitución de ejemplares muertos (Flores *et al.*, 2018). Dicha estrategia asume que, en términos de la diversidad arbórea de estos espacios, es correcto que la presencia de un taxón arbóreo no exceda de 10 % a 20 % de un mismo género, ni 30 % de una familia taxonómica (Kendal *et al.*, 2014); para el caso de Montemorelos, *Fraxinus americana* y *Quercus virginiana* rebasan 10 % de presencia, respecto a la especie y *Quercus*, 20 % en términos del género, pero ninguna familia superó 30 % según lo recomendado.

Resultados similares ocurren en otras áreas verdes urbanas evaluadas como un bosque urbano de la Ciudad de México, donde se determinó una frecuencia mayor a 10 % para cuatro especies, una que rebasó 20 % por género y ninguna familia superior a 30 % (Saavedra-Romero *et al.*, 2019). Para el arbolado de un *campus* universitario en el Valle de México, Islas-Rodríguez *et al.* (2012) refirieron que tres de los taxones más abundantes no cumplían con la regla 10-20-30; sin embargo, en el área de estudio las prácticas de manejo y diseño no se han enfocado en la diversificación y maximización del potencial de las especies, ya que no cumplen con la también conocida regla de 10 % (Flores *et al.*, 2018).

De acuerdo con los resultados de densidad ($N\ ha^{-1}$) - Diámetro normal (cm), se observa que la distribución es normal, con un alto número de árboles maduros, ya que la mayoría de los individuos ($74\ N\ ha^{-1}$) se agrupan en la categoría de 30 cm y 40 cm ($40\ N\ ha^{-1}$). Estos datos difieren de los documentados por Alanís *et al.* (2014) quienes evaluaron las áreas verdes de un *campus* universitario, con una antigüedad de 30 años donde se han realizado plantaciones constantes y tienen un alto número de árboles de clase diamétrica baja y uno reducido de clases altas, ello ha resultado en una línea de tendencia exponencial negativa en la densidad de individuos conforme aumenta el diámetro.

La curva rango de especies/abundancia indica una dominancia de *F. americana* (Figura 4). Lo anterior puede deberse a la preferencia por ese árbol para uso ornamental en la región noreste del país (Alanís-Flores, 2005; Alanís *et al.*, 2014; Leal *et al.*, 2018). Sin embargo, esta dominancia no es recomendada en comunidades establecidas en ambientes urbanos (Santamour, 1990), donde por cuestión de control de plagas se busca tener mayor diversidad de especies.

Ortíz y Luna (2019) consideraron en Barcelona como criterio mínimo en una zona urbana el valor de 1.5 para el índice de diversidad de *Shannon*, por lo que sus valores indican baja diversidad total, con un índice de entropía de $H' = 1.17$ y un Índice de Diversidad Verdadera de 3.22 para el área de interés. Los valores registrados en el presente estudio también son inferiores a los de otros de este tipo estimados del noreste de México; Leal *et al.* (2018) obtuvieron un índice de entropía de $H' = 1.99$ para el arbolado urbano de la ciudad de Linares, Nuevo León; para el año 1995, Zamudio (2001) calculó un valor de entropía de $H' = 2.54$ y para 1999, de $H' = 2.27$ para el entorno urbano de Linares, N L; y Alanís *et al.* (2014) de 3.05 para el arbolado del *campus* universitario en Linares. Ortíz y Luna (2019) citaron un índice de diversidad de *Shannon* de 3.60 para la ciudad de Resistencia, Argentina.

Finalmente, la riqueza de especies es bajo (1.9) con respecto al de otras áreas evaluadas, como el *campus* universitario de Linares, de 7.62 (Alanís *et al.*, 2014) y que se clasifica como alto, así como el registrado por Leal *et al.* (2014) de 5.24. En

el área urbana de la ciudad de Resistencia, Argentina, Ortíz y Luna (2019) determinaron 10.55 para el índice de *Margalef*, que supone una riqueza de especies destacada. Lo anterior sugiere que las acciones de manejo y diseño de las distintas ciudades promueven una mayor mezcla de especies en las áreas verdes urbanas.

Otro argumento que pudiese explicar dicho contraste es que la ciudad de Montemorelos tiene menor superficie de áreas verdes urbanas, en comparación con Linares y el Área Metropolitana de Monterrey. Asimismo, la diversidad de especies es un factor relevante para la permanencia de la vegetación, ya que controla la reproducción de organismos patógenos y una baja diversidad vegetal conlleva a la reducción de áreas verdes (Flores *et al.*, 2018).

Conclusiones

La curva de clases diamétricas indica la existencia de una mayor proporción de individuos de tamaño intermedio ($DN = 30$ cm). La curva de dominancia-diversidad caracteriza una comunidad arbórea con alta dominancia de pocas especies. El área verde por habitante (0.87 m²) es inferior a la recomendado en estudios previos. Se presentan valores bajos de riqueza y diversidad de especies comparado con otras áreas verdes urbanas del noreste de México. Más de la mitad de las especies son introducidas, entre las cuales *Fraxinus americana* sobresale por su índice de Valor de Importancia. En esta investigación se evalúa y cuantifica variables importantes del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León, la cual aporta información básica para su buen manejo.

Agradecimientos

Se agradece a Karina Lizbeth González Díaz por el apoyo en la colecta de datos. A la Facultad de Ciencias Forestales por las facilidades otorgadas para la realización de esta investigación.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Pamela A. Canizales Velázquez: elaboración del manuscrito y edición del manuscrito; Eduardo Alanís Rodríguez: análisis de datos y redacción del manuscrito; Víctor A. Holguín Estrada: revisión del manuscrito y edición del manuscrito; Samuel García García: análisis estadístico y revisión del manuscrito; Alejandro Collantes Chávez Costa: revisión, corrección y edición del manuscrito.

Referencias

Alanís-Flores, G. J. 2005. El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL* 8(1):20-32. <https://www.redalyc.org/pdf/402/40280104.pdf> (6 de enero de 2020).

Alanís, E., J. Jiménez, A. Mora O., P. Canizales y L. Rocha. 2014. Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1(7):93-101. https://www.researchgate.net/publication/271271778_Estructura_y_composicion_d_el_arbolado_urbano_de_un_campus_universitario_del_noreste_de_Mexico (19 de enero de 2020).

Alanís-Rodríguez, E., A. Mora O. y J. S. Marroquín de la F. 2020. Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. 245 p. https://www.researchgate.net/publication/343137042_Muestreo_Ecologico_de_la_vegetacion (19 de abril de 2020).

Benavides, H. M. y D. Y. Fernández. 2012. Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y bosques* 18(2): 51-71. Doi:10.21829/myb.2012.182352.

Brower, J. E.; J. H. Zar and C. N. Von Ende. 1998. *General Ecology*. McGraw-Hill. Boston, MA, USA. 273 p.

Checa-Artasu, M. 2016. Las áreas verdes en la Ciudad de México. Las diversas escalas de una geografía urbana. *Biblio3W Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales* 21(1.159):1-22. <http://www.ub.es/geocrit/b3w-1159.pdf> (23 de junio de 2020).

Corporación Andina de Fomento (CAF). 2018. *Bosques urbanos y espacios verdes. Recursos arbóreos para ciudades sostenibles y resilientes*. Caracas, Venezuela. 15 p. <http://scioteca.caf.com/handle/123456789/1346> (17 de abril de 2020).

Cornelis, J. and M. Hermy. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69(4): 385–401. Doi:10.1016/j.landurbplan.2003.10.038.

Fahey, R. T., M. L. Bowles and J. L. McBride. 2012. Origins of the Chicago urban forest: composition and structure in relation to presettlement vegetation and modern land use. *Arboriculture & Urban Forestry* 38(5): 181–193.

Flores, A., M. V. Velasco G., L. Muñoz G., T. Martínez T, M. Gómez C. y C. Román C. 2018. Especies arbóreas para conservar la biodiversidad en zonas urbanas. *Mitigación del Daño Ambiental Agroalimentario y Forestal de México* 4(5): 136-151.

Flores-Xolocotzi, R. y M. de J. González-Guillén. 2010. Planificación de sistemas de áreas verdes y parques públicos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1):17-24. Doi: 10.29298/rmcf.v1i1.649.

Gómez–Baggethun, E., A. Gren., D. N. Barton., J. Langemeyer, T. Mcphearson, P. O’farrell, E. Andersson, Z. Hamstead and P. Kremer. 2013. Urban ecosystem services. urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 175-251. Doi:10.1007/978-94-007-7088-1_11.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Montemorelos, Nuevo León. Clave geoestadística 19038. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/19/19038.pdf (6 de abril de 2020).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2010. Censo de población y vivienda 2010. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/> (1 de agosto de 2020).

Islas-Rodríguez, L., T. Martínez T. and M. Hernández M. 2012. Principales especies arbóreas en el campus Montecillo del Colegio de Postgraduados. *Ciencias Agrícolas Informa* 21(2): 97-105.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 110–116. Doi:10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x.

Kendal, D., C. Dobbs and V. I. Lohr. 2014. Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule? *Urban Forestry and Urban Greening* 13(3):411–417. Doi:10.1016/j.ufug.2014.04.004.

Leal E., C. E, N. Leal E., E. Alanís R., M. A. Pequeño L., A. Mora O. y E. Buendia R. 2018. Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(48):254-270. Doi:10.29298/rmcf.v8i48.129.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 215 p.

Maldonado-Bernabé, G., A. Chacalo H., I. Nava B., R. M. Meza P. y A. Y. Zaragoza H. 2019. Cambios en la superficie de áreas verdes urbanas en dos alcaldías de la Ciudad de México entre 1990-2015. *Polibotánica* 48: 205-230. Doi: 10.18387/polibotanica.48.15.

Martella, M. B., E. V Trumper., L. M. Bellis., D. Renison., P. F. Giordano., G. Bazzano y R. M Gleiser. 2012. *Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad*. Reduca (Biología). Serie Ecología 5(1):71-115.

<http://www.revistareduca.es/index.php/biologia/article/viewFile/917/928>
(29 de abril de 2020).

McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3):247-260. Doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005.

Mejía S., G. y R. Gómez. 2015. Un análisis a la superficie de área verde por habitante en la ciudad de Tepic, Nayarit, México. *Investigación joven* 2(1):1-5. <http://dspace.uan.mx:8080/bitstream/123456789/126/1/1503-1-6228-1-10-20150608.pdf> (15 de abril de 2020).

Molinar, D. 2015. *Anatomy of a park: essentials of recreation area planning and design*. Waveland Press. Long Grove, IL, USA. 207 p.

Mora-Olivo, A. y J. G. Martínez Á. 2012. *Plantas silvestres del bosque urbano*, Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Editorial Dolores Quintanilla. Saltillo, Coah., México. 139 p. https://www.academia.edu/6982116/Plantas_Silvestres_del_Bosque_Urbano_Cd_Victoria_Tamaulipas_M%C3%A9xico (9 de abril de 2020).

- Moussa, S., S. Kuyah, B. Kyereh, A. Tougiani and S. Mahamane. 2020. Diversity and structure of urban forests of Sahel cities in Niger. *Urban Ecosystems* 23: 851–864. Doi: 10.1007/s11252-020-00984-6.
- Muthulingam, U. and S. Thangavel. 2012. Density, diversity, and richness of woody plants in urban green spaces: A case study in Chennai metropolitan city. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(4): 450–459. Doi:/10.1016/j.ufug.2012.08.003.
- Nagendra, H. and D. Gopal. 2010. Street tree in Bangalore: Density, diversity, composition, and distribution. *Urban Forestry & Urban Greening* 9: 129–137 Doi:10.1016/j.ufug.2009.12.005.
- Ortíz, N. L. y C. V. Luna. 2019. Diversidad e indicadores de vegetación del arbolado urbano en la ciudad de Resistencia, Chaco-Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía UBA* 39(2):54-68.
<http://agronomiayambiente.agro.uba.ar/index.php/AyA/article/viewFile/97/93>
(12 de marzo de 2020).
- Palomo, P. S. 2003. La planificación verde en las ciudades. Una forma de abordar el urbanismo con equipos multidisciplinares y una plataforma ética. *Arquitectura del Paisaje* 123: 12-20.
- Rocha E., A., T. E. Torres C., M. D. C. González de la R., S. J. Martínez L. y M. A. Alvarado V. 1998. Flora ornamental en plazas y jardines públicos del área metropolitana de Monterrey, México. *SIDA, Contributions to Botany* 18(2): 579-586.
<https://www.jstor.org/stable/41967647> (5 de enero de 2020).
- Saavedra-Romero, L. de L., P. Hernández-de la R., D. Alvarado R., T. Martínez T. y J. Villa C. 2019. Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la ciudad de México. *Polibotánica* 47: 25-37. Doi: 10.18387/polibotanica.47.3.
- Santamour, F. S. 1990. Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense. *In: Proceedings of the 7th Conference of The Metropolitan Tree Improvement Alliance*. Lisle, IL,

USA. pp. 57–65. <https://www.semanticscholar.org/paper/TREES-FOR-URBAN-PLANTING-%3A-DIVERSITY-UNIFORMITY-%2C->

Santamour/26a24c5361ce6d6e618a9fa307c4a34a3169e309 (19 de febrero de 2020).

Tropicos. 2020. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden <http://www.tropicos.org> (6 de abril de 2020).

Wang, X. J. 2009. Analysis of problems in urban green space system planning in China. *Journal of forestry Research* 20(1): 79-82. Doi: [h10.1007/s11676-009-0014-2](https://doi.org/10.1007/s11676-009-0014-2).

Zamudio C., E. 2001. Análisis del comportamiento del arbolado urbano público durante el período de 1995 a 1999 en la ciudad de Linares, NL. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N L, México. 117 p.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.