



Revista mexicana de ciencias forestales

ISSN: 2007-1132

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Leal Elizondo, Carlos Eduardo; Leal Elizondo, Nelly; Alanís Rodríguez, Eduardo; Pequeño Ledezma, Miguel Ángel; Mora-Olivo, Arturo; Buendía Rodríguez, Enrique
Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León
Revista mexicana de ciencias forestales, vol. 9, núm. 48, Julio-Agosto, 2018, pp. 252-270
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias

DOI: 10.29298/rmcf.v8i48.129

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63458187012>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEM redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



Artículo

Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León

Carlos Eduardo Leal Elizondo¹
Nelly Leal Elizondo¹
Eduardo Alanís Rodríguez¹
Miguel Ángel Pequeño Ledezma^{2*}
Arturo Mora-Olivo³
Enrique Buendía Rodríguez⁴

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

²Escuela Técnica Superior de Ingenieros en Montes, Universidad Politécnica de Madrid. España.

³Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas, México.

⁴Campo Experimental Valle de México, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.

*Autor por correspondencia; correo-e: mikepequeno@hotmail.com

Resumen

Los bosques urbanos y áreas verdes de las ciudades proveen beneficios directos a la población, como mejorar la temperatura y la calidad del aire, protegen el suelo y permiten la permeabilidad de agua al subsuelo. El objetivo del trabajo fue determinar la estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. Se recabó información dasométrica de áreas verdes urbanas y parques públicos; se trabajó con seis camellones, 14 parques y 25 plazas con una superficie de 273 904 m². Se registró el diámetro normal ($d_{1.30}$), la altura total (h) y el diámetro de copa (d_{copa}). Se calculó la densidad de especies vegetales por área verde urbana y su número total. La diversidad fue evaluada mediante los índices de *Shannon-Weiner* y de *Margalef*. El total de individuos fue de 2 066, pertenecientes a 41 especies, 34 géneros y 25 familias. La más representativa fue Fabaceae con seis taxones; *Fraxinus americana* (fresno) es sobresaliente desde el punto de vista ecológico, con 25.67 N ha⁻¹, que representa 34.03 % de la abundancia total, 1 225.38 m² ha⁻¹ que equivale a 46.93 % de dominancia y 30.91 % de IVI; seguida de *Quercus virginiana* con 22.46 % y *Washingtonia robusta* con 11.56 %. El índice de Shannon-Weiner registró un valor de $H' = 1.99$ y $H'_{max} = 3.17$, y el índice de Margalef $D_{Mg} = 5.24$. Se concluye que el arbolado urbano estudiado está compuesto, principalmente, por especies introducidas, de las cuales la más importante es el fresno.

Palabras clave: Abundancia, áreas verdes, bosque urbano, dominancia, índice de Margalef, índice de Shannon.

Fecha de recepción/Reception date: 21 de marzo de 2018

Fecha de aceptación/Acceptance date: 18 de junio de 2018

Introducción

Las ciudades albergan una proporción cada vez mayor de la población mundial, y ante el crecimiento de la mancha urbana, las áreas verdes desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento del bienestar social, económico y ecológico (McDonnell y Hahs, 2009; Acharya, 2011; Ramalho y Hobbs, 2012). Los parques urbanos constituyen áreas verdes manejadas, principalmente, con fines de convivencia y esparcimiento, a diferencia de los bosques o parques protegidos, constituyen los espacios verdes de mayor accesibilidad para los habitantes de las zonas urbanizadas (Oleyar *et al.*, 2008; Nagendra y Gopal, 2011; Niemelä *et al.*, 2011).

Los parques urbanos aportan también múltiples servicios ambientales: mitigan la contaminación del aire, reducen el ruido, otorgan belleza paisajística, son espacios para la recreación, brindan oportunidad de contacto con la naturaleza (Dobbs *et al.*, 2011; Escobedo *et al.*, 2011; Zhang y Jim, 2014); y favorecen la conservación de la diversidad biológica, al proveer a la fauna local de hábitat y alimento (Chace y Walsh, 2006; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011).

Existe un número considerable de literatura que describe la composición y diversidad del arbolado en parques urbanos de varias partes del mundo, y es en Estados Unidos de América, Europa y Asia donde más se han desarrollado (Lososová *et al.*, 2011; Nagendra y Gopal, 2011; Jim y Zhang, 2013; Pesola *et al.*, 2017; Riley *et al.*, 2017). En México no es mucha la información sobre las áreas verdes dentro de las zonas urbanas de varias ciudades. De ellas, las más evaluadas son las grandes metrópolis como la Ciudad de México, en la que se han realizado estudios generales que abarcan toda el área urbana (Benavides, 1992; Checa-

Artasu, 2016) o sobre una zona en particular como el Bosque de Chapultepec (Benavides y Young, 2012).

En el noreste de México, se tienen consignados pocos antecedentes sobre el tema de áreas verdes y bosques urbanos. Alanís (2005) y Jiménez *et al.* (2013) evaluaron las del municipio Monterrey, Nuevo León, mediante sistemas de información geográfica e inventarios forestales *in situ*. En Tamaulipas, Mora y Martínez (2012) elaboraron un trabajo sobre las plantas silvestres de un bosque urbano ubicado en Ciudad Victoria. En el caso del municipio Linares, Nuevo León, la información es escasa y se limita a estudios realizados puntualmente en el cuadro principal de la ciudad sobre los árboles en las banquetas (Zamudio, 2001) y en un *campus* estudiantil (Alanís *et al.*, 2014). Con base en lo anterior, el objetivo del presente estudio fue determinar la estructura, composición y diversidad del arbolado urbano en las diferentes plazas, parques y camellones del área urbana de Linares, Nuevo León.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El municipio Linares (Figura 1) está ubicado al sureste del estado de Nuevo León. Geográficamente, limita hacia el norte con los municipios Hualahuises y Montemorelos; tanto al sur como al este con el estado de Tamaulipas y al oeste con los municipios Galeana e Iturbide. Sus coordenadas geográficas corresponden a 24°51' N y 99°24' Oeste (Municipios Mx, 2018).

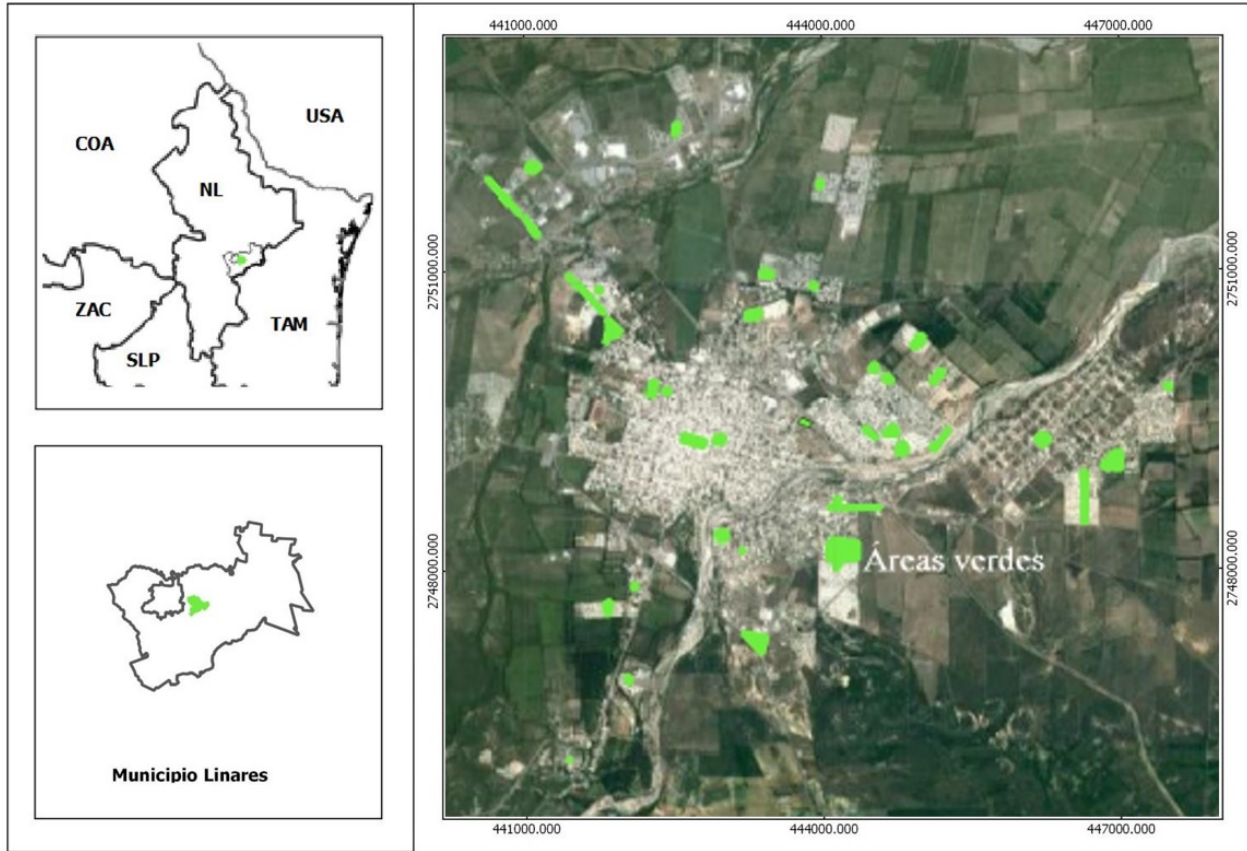


Figura superior izquierda = NE de México y SE de Estados Unidos de América; Figura inferior izquierda = Municipio Linares, Nuevo León; Figura derecha = Área urbana de Linares con sus áreas verdes. USA = Estados Unidos de América; COA = Coahuila; NL = Nuevo León; ZAC = Zacatecas; SLP = San Luis Potosí; TAM = Tamaulipas.

Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Inventario florístico

Se realizó un censo de todas las especies vegetales presentes en las áreas públicas como plazas, parques y camellones de la ciudad de Linares. Para esto, se consideró que las plazas y parques son espacios públicos claramente delimitados, dominados por vegetación y destinados como áreas verdes públicas para la realización de

actividades recreativas o deportivas al aire libre. Dicha información se recabó durante los meses de marzo y abril del año 2016.

Se midieron las variables dendrométricas de diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}}$), con una forcípula *Haglöf Mantax Blue* 1270 mm; altura total (h), con un hipsómetro *Suunto* PM-5; y el diámetro de copa (d_{copa}), con una cinta métrica 100 M fibra de vidrio cruceta *Truper*®, de acuerdo a los cuatro puntos cardinales norte-sur y este-oeste. Se registraron las coordenadas de cada plaza, parque y camellón con un GPS de travesía de montaña *eTrex 20x Garmin*®.

Análisis de la información

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles; su cobertura, en función del área de copa; y su frecuencia con base en su presencia en los sitios de muestreo. Las variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_{i=N_i/S} \quad AR_{i=\left(\frac{A_i}{\sum_{i=1...n} A_i}\right)*100} \quad (1)$$

Donde:

AR_i = Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total

A_i = Abundancia absoluta de la especie i ($N\text{ ha}^{-1}$)

La dominancia se evaluó mediante la ecuación:

$$D_{i=Ab_i/S(ha)} \quad DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1...n} D_i} \right) * 100 \quad (2)$$

Donde:

DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total

D = Dominancia absoluta de la especie i ($m^2 \text{ ha}^{-1}$)

Las frecuencias absoluta y relativa se obtuvieron con las ecuaciones:

$$F_{i=P_i/NS} \quad FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1...n} F_i} \right) * 100 \quad (3)$$

Donde:

F_i = Frecuencia absoluta (porcentaje de presencia en los sitios de muestreo)

f_i = Número de sitios en la que está presente la especie i

N = Número de sitios de muestreo

FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

El Índice de Valor de Importancia (IVI) se define a través de la ecuación:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para estimar la diversidad alfa se utilizó el índice de *Margalef* (D_{Mg}) y el índice de *Shannon-Weiner* (H') [18], mediante las ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln(N)} \quad (5)$$

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad p_i = n_i/N \quad (6)$$

Donde:

S = Número de especies presentes

N = Número total de individuos

n_i = Número de individuos de la especie i

Mediante un análisis de correlación se exploró la relación existente entre los parámetros de riqueza y diversidad, y la distancia de edades de los parques urbanos.

Resultados

Se registraron 41 especies pertenecientes a 34 géneros y 25 familias de plantas vasculares (Cuadro 1). La familia más representativa fue Fabaceae con seis taxones, Fagaceae con cuatro, seguidas por Moraceae y Arecaceae con tres cada una; y, por último Bignoniaceae, Oleaceae, Pinaceae y Rutaceae con dos. De los 41 taxa registrados en el estudio, 14 fueron nativos y 27 introducidos (Cuadro 2).

Cuadro 1. Distribución de especies y número de individuos por área evaluada.

	Áreas	Especies	Individuos
Plazas	21	37	1 071
Parques	14	21	835
Camellones	6	9	160
Total	41	41	2 066

Cuadro 2. Nombre científico y común, familia y origen de las especies arbóreas registradas en el área de estudio.

Nombre Científico	Nombre Común	Familia	Origen
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	Neem	Meliaceae	Introducida
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Pata de vaca	Fabaceae	Introducida
<i>Caesalpinia mexicana</i> A.Gray	Árbol del potro	Caesalpinaceae	Nativa
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K.Koch	Nogal	Juglandaceae	Nativa
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Palo blanco	Fabaceae	Nativa
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Naranja	Rutaceae	Introducida
<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Nativa
<i>Delonix regia</i> (Bojer) Raf.	Flamboyán	Fabaceae	Introducida
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote prieto	Ebenaceae	Nativa
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W.Grimes.	Ébano	Fabaceae	Nativa
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eucalipto	Myrtaceae	Introducida
<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus	Moraceae	Introducida
<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	Laurel de la India	Moraceae	Introducida
<i>Fraxinus americana</i> L.	Fresno	Oleaceae	Introducida
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	Barreta	Rutaceae	Nativa
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Don	Jacaranda	Bignoniaceae	Introducida
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucaena	Fabaceae	Introducida
<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	Trueno	Oleaceae	Introducida
<i>Melia azedarach</i> L.	Canelón	Meliaceae	Introducida
<i>Phoenix dactylifera</i> L.	Palma datilera	Arecaceae	Introducida
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pino halapensis	Pinaceae	Introducida
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	Pino real	Pinaceae	Nativa
<i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J.M.Poole	Sicomoro	Moraceae	Nativa
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Nativa
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Durazno	Rosaceae	Introducida
<i>Punica granatum</i> L.	Granado	Lythraceae	Introducida
<i>Quercus macrocarpa</i> Michx.	Encino macrocarpa	Fagaceae	Introducida
<i>Quercus rubra</i> L.	Encino Rojo	Fagaceae	Introducida
<i>Quercus texana</i> Buckley	Encino <i>Cartamus</i>	Fagaceae	Introducida

<i>Quercus virginiana</i> Mill.	Encino siempre verde	Fagaceae	Nativa
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Sauce	Salicaceae	Introducida
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Jaboncillo	Sapindaceae	Nativa
<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb.	Chainis	Euphorbiaceae	Introducida
<i>Schinus molle</i> L.	Pirul	Anacardiaceae	Introducida
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palma coco plumoso	Arecaceae	Introducida
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Palo de rosa	Bignoniaceae	Introducida
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	Sabino	Taxodiaceae	Nativa
<i>Thuja occidentalis</i> L.	Tuya	Cupressaceae	Introducida
<i>Vitex agnus-castus</i> L.	Árbol casto	Lamiaceae	Introducida
<i>Washingtonia robusta</i> var. <i>gracilis</i> (Parish) Parish ex Becc.	Palma Washingtonia	Arecaceae	Introducida
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Palma pita	Asparagaceae	Nativa

Se registró una abundancia total de 75.43 N ha⁻¹. La especie más destacada fue *Fraxinus americana* L. con 25.67 N ha⁻¹, que representa 34.03 % del total. Le siguen *Quercus virginiana* Mill. con 28.61 % y *Washingtonia robusta* var. *gracilis* (Parish) Parish ex Becc. con 15.15 %; el conjunto de las restantes suma 22.21 %.

La cobertura de copa de las áreas verdes urbanas (parques, plazas y camellones) fue de 2 611.31 m² ha⁻¹. *Fraxinus americana* registró mayor dominancia con 1 225.38 m² ha⁻¹, seguida por *Quercus virginiana* con 552.04 m² ha⁻¹; y *Carya illinoensis* (Wangenh.) K.Koch, con 255.63 m² ha⁻¹; las especies restantes representaron 22.14 %.

Quercus virginiana sobresale como la especie principal en las áreas verdes urbanas de Linares, pues se le reconoció en 33 de las 41 áreas verdes analizadas (17.65 %). *Washingtonia robusta* var. *gracilis* estuvo en 25 de ellas, lo que equivale a 13.37 %, seguida por *Fraxinus americana* en 22 (11.76 %).

El valor calculado más alto para el Índice de Valor de Importancia fue para *Fraxinus americana* con 30.91 %, *Quercus virginiana* con 22.46 % y *Washingtonia robusta* var. *gracilis* con 11.56 %, que en conjunto suman 64.93

% (Cuadro 3). En contraste, *Citrus sinensis* (L.) Osbeck, *Punica granatum* L., *Prunus persica* (L.) Batsch y *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC.registraron 0.20 % cada una, que fue el valor más bajo.

Cuadro 3. Abundancia ($N\ ha^{-1}$), dominancia ($m^2\ ha^{-1}$), frecuencia, índice de valor de importancia de las especies registradas en las áreas verdes urbanas en Linares, N. L.

Nombre Científico*	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	$N\ ha^{-1}$	%	$m^2\ ha^{-1}$	%	N/Sitio	%	IVI	IVI rel
<i>Fraxinus americana</i> L.	25.67	34.03	1 225.38	46.93	22.00	11.76	92.72	30.91
<i>Quercus virginiana</i> Mill.	21.58	28.61	552.04	21.14	33.00	17.65	67.39	22.46
<i>Washingtonia robusta</i> var. <i>gracilis</i> (Parish) Parish ex Becc.	11.43	15.15	161.23	6.17	25.00	13.37	34.69	11.56
<i>Carya illionensis</i> (Wangenh.) K.Koch	2.15	2.86	255.63	9.79	10.00	5.35	17.99	6.00
<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	3.50	4.65	75.96	2.91	5.00	2.67	10.23	3.41
<i>Quercus rubra</i> L.	1.50	1.98	32.97	1.26	8.00	4.28	7.53	2.51
<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	0.51	0.68	12.64	0.48	8.00	4.28	5.44	1.81
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0.69	0.92	10.41	0.40	6.00	3.21	4.53	1.51
<i>Quercus macrocarpa</i> Michx.	0.47	0.63	11.32	0.43	6.00	3.21	4.27	1.42
<i>Thuja occidentalis</i> L.	1.02	1.36	21.77	0.83	3.00	1.60	3.79	1.26
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W.Grimes.	0.22	0.29	13.98	0.54	5.00	2.67	3.50	1.17
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	0.47	0.63	13.11	0.50	4.00	2.14	3.27	1.09
<i>Phoenix dactylifera</i> L.	0.91	1.21	38.38	1.47	1.00	0.53	3.21	1.07
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	0.80	1.06	23.45	0.90	2.00	1.07	3.03	1.01
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D.Don.	0.44	0.58	21.13	0.81	3.00	1.60	2.99	1.00
<i>Melia azedarach</i> L.	0.26	0.34	10.99	0.42	4.00	2.14	2.90	0.97
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	0.18	0.24	13.44	0.51	4.00	2.14	2.90	0.97
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	0.18	0.24	9.53	0.36	4.00	2.14	2.75	0.92
<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb.	0.69	0.92	18.11	0.69	2.00	1.07	2.68	0.89
<i>Bauhinia variegata</i> L.	0.40	0.53	13.60	0.52	3.00	1.60	2.66	0.89
<i>Ficus benjamina</i> L.	0.29	0.39	12.64	0.48	3.00	1.60	2.48	0.83
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	0.15	0.19	2.15	0.08	3.00	1.60	1.88	0.63
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	0.11	0.15	9.84	0.38	2.00	1.07	1.59	0.53
<i>Quercus texana</i> Buckley	0.33	0.44	13.19	0.51	1.00	0.53	1.48	0.49

<i>Yucca filifera</i> Chabaud	0.15	0.19	4.41	0.17	2.00	1.07	1.43	0.48
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	0.11	0.15	3.09	0.12	2.00	1.07	1.33	0.44
<i>Delonix regia</i> (Bojer) Raf.	0.11	0.15	2.13	0.08	2.00	1.07	1.30	0.43
<i>Schinus molle</i> L.	0.29	0.39	8.92	0.34	1.00	0.53	1.26	0.42
<i>Diospyros texana</i> Scheele	0.22	0.29	2.62	0.10	1.00	0.53	0.93	0.31
<i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J.M.Poole	0.11	0.15	3.06	0.12	1.00	0.53	0.80	0.27
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	0.04	0.05	5.00	0.19	1.00	0.53	0.77	0.26
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	0.11	0.15	0.58	0.02	1.00	0.53	0.70	0.23
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	0.04	0.05	2.35	0.09	1.00	0.53	0.67	0.22
<i>Vitex agnus-castus</i> L.	0.04	0.05	1.40	0.05	1.00	0.53	0.64	0.21
<i>Sapindus saponaria</i> L.	0.04	0.05	1.27	0.05	1.00	0.53	0.63	0.21
<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	0.04	0.05	0.93	0.04	1.00	0.53	0.62	0.21
<i>Caesalpinia mexicana</i> A.Gray	0.04	0.05	0.86	0.03	1.00	0.53	0.62	0.21
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	0.04	0.05	0.66	0.03	1.00	0.53	0.61	0.20
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	0.04	0.05	0.59	0.02	1.00	0.53	0.61	0.20
<i>Punica granatum</i> L.	0.04	0.05	0.29	0.01	1.00	0.53	0.59	0.20
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	0.04	0.05	0.26	0.01	1.00	0.53	0.59	0.20
	75.43	100.00	2 611.31	100.00	187.00	100.0	300.0	100.00

* Las especies siguen un orden decreciente de acuerdo a su valor de importancia.

La densidad de individuos por hectárea de acuerdo con las clases diamétricas registradas en el estudio evidenció que la mayoría de los individuos evaluados se concentran en la categoría número II (14.5 – 29 cm) con un total de 1 011 N ha⁻¹ (Figura 2).



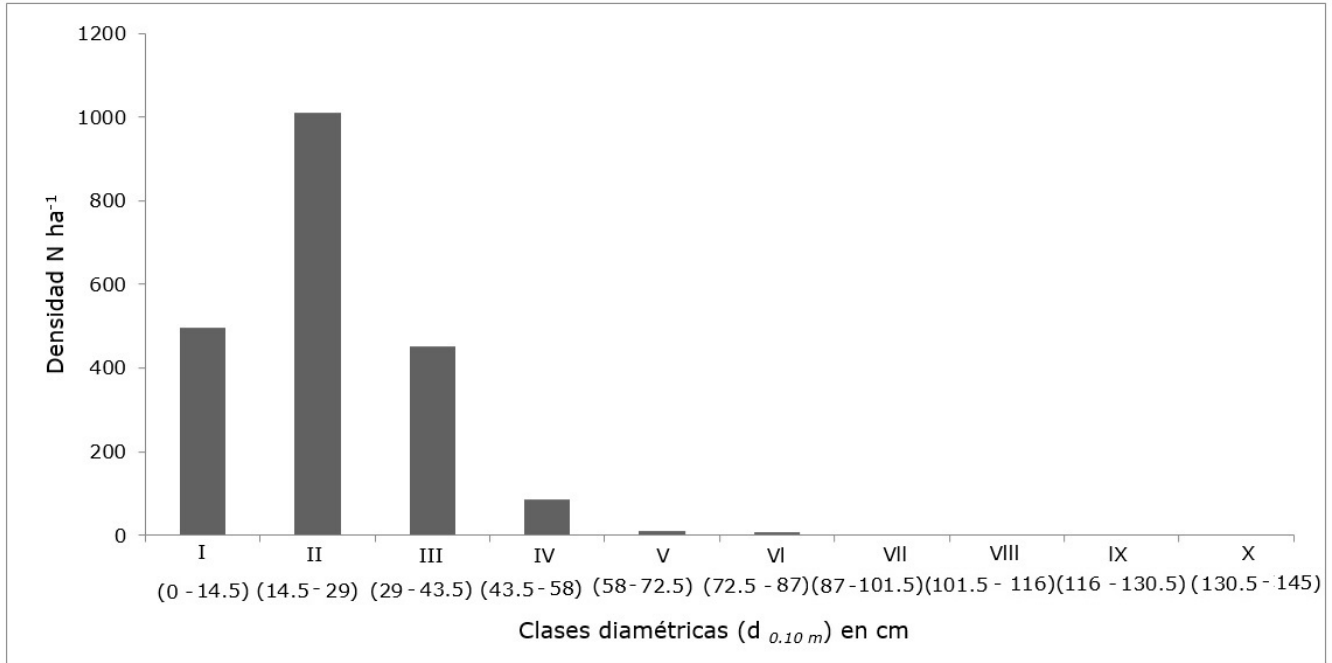


Figura 2. Densidad de individuos de acuerdo a clases diamétricas en las áreas de estudio.

La variable dasométrica de altura total se generó con la densidad de individuos por categoría de altura. La categoría III (6.4 – 9.6 m) fue la que predominó con un total de 998 individuos por hectárea, lo que representó 48.3 % de la totalidad de los individuos registrados, mientras que la categoría VI (16 – 19.2 m) fue la categoría con el menor número de individuos con solo 19; es decir, 0.91 % de la población (Figura 3).



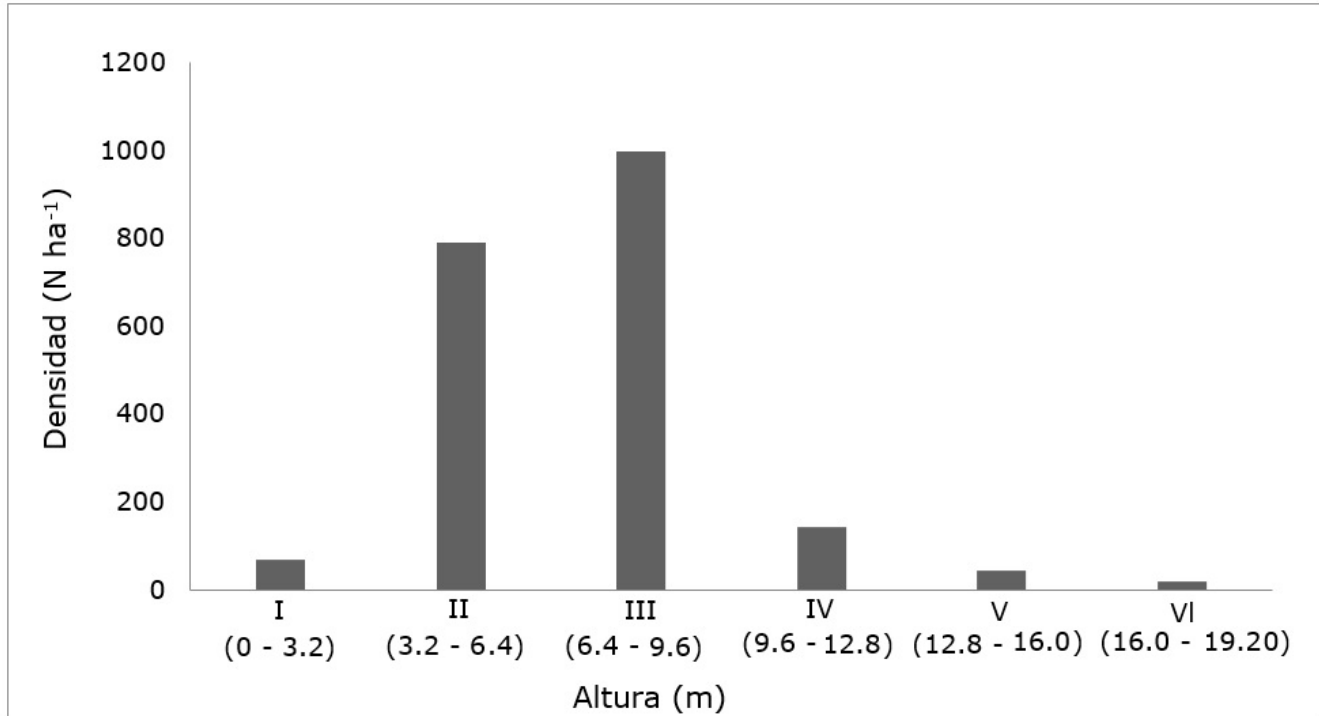


Figura 3. Densidad de individuos por altura en el área de estudio.

En el área evaluada se registraron valores de índice de *Margalef* de $D_{Mg}=5.24$ y de *Shannon-Wiener* de $H' = 1.99$, y el val $H'_{max} = 3.17$.

Discusión

En el inventario del arbolado urbano quedaron registrados 2 066 ejemplares, que pertenecen a 24 familias y 41 especies. Este número de especies es cercano a los datos de Zamudio (2001) para el centro de Linares, quien identificó la existencia de 39 taxa, con 19 familias en 1995 y de 49 especies con 27 familias, en 1999. Resulta bajo comparado con el estudio realizado por Alanís (2005) quien en una investigación en el área metropolitana de Monterrey detectó 115 especies,

agrupadas en 37 familias, lo que seguramente responde a la diferencia en la superficie muestreada.

Alanís *et al.* (2014) observaron un número similar de especies (39) al registrado en este estudio, al restringir el área al *campus* universitario de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

La familia Fabaceae fue la mejor representada con seis especies (tres nativas y tres introducidas), seguida por Fagaceae con cuatro (tres introducidas), Moraceae con tres (dos introducidas) y Arecaceae con tres (todas introducidas). Esos datos coinciden con los de Alanís *et al.* (2014), quienes destacaron a Fabaceae con 10 taxa (nueve nativas). También concuerda con la información de Alanís (2005), en la que Fagaceae y Moraceae son las más representativas en el Área Metropolitana de Monterrey.

El taxón con mayor peso ecológico en la presente investigación fue *Fraxinus americana* que concentra 30.91 % del Índice de Valor de Importancia, seguida por *Quercus virginiana*, *Carya illinoensis*, *Whashingtonia robusta* var. *gracilis*, *Ligustrum japonicum* Thunb. Dicho porcentaje es mayor al calculado por Alanís *et al.* (2014) quienes registraron a *Fraxinus americana* con 18.21 % de IVI. Zamudio (2001) definió a esta última dentro de las cuatro especies con mayor peso ecológico (13.40 % de IVI).

En el estudio aquí descrito, fueron dominantes *Fraxinus americana* (46.93 %), *Quercus virginiana* (21.14 %), *Carya illinoensis* (9.79 %) y *Washingtonia robusta* var. *gracilis* (6.17 %). Para Carabias y Herrera (1986), los porcentajes anteriores no son satisfactorios, pues establecen que ninguna especie debe rebasar 5 % de la población total del arbolado público de una ciudad.

Solamente 13 especies son nativas (36.6 %) y 27 son introducidas (63.4 %) (Cuadro 2). Lo contrario es documentado por Alanís *et al.* (2014), pues de su número total (39), 12 son introducidas y 27 nativas; lo que equivale a un porcentaje mayor de especies del segundo origen en el arbolado urbano del *campus* de la Facultad de Ciencias Forestales. Para la Zona Metropolitana de Monterrey, Alanís (2005) contabilizó 61 especies introducidas (53 %) y 54 nativas (47 %).

La comunidad vegetal evaluada reúne una riqueza de especies $D_{Mg}=5.24$ y una diversidad de $H'=1.99$; valores que son inferiores a los de Alanís et al. (2014), de $D_{Mg}=7.62$ y $H'=3.05$. Al comparar los resultados observados con los de Zamudio (2001) para diversidad, para el año 1995 el valor obtenido fue de $H'=2.54$ y para el año 1999 fue de $H'=2.27$.

Si los resultados de diversidad y riqueza determinados en la presente investigación se contrastan solo con las especies nativas consignadas por Alanís et al. (2014), se puede observar que estos autores estimaron valores altos de $D_{Mg} = 5.80$ y $H' = 2.82$, con respecto a los aquí calculados de $D_{Mg} = 2.12$ y $H' = 0.8127$, que son más bajos.

Conclusiones

Los árboles urbanos de Linares incluyen un alto número de especies introducidas; son dominantes *Fraxinus americana*, *Quercus virginiana*, *Carya illinoensis* y *Washingtonia robusta* var. *Gracilis*; la primera de las cuales es la más representativa, con un total de 703 individuos que equivalen a más de 45 % de sus áreas verdes.

El estudio actual reveló datos sobre el número y las superficies de las plazas, crestas y parques en la ciudad de interés, así como de las especies y familias de todos los árboles del bosque urbano. La información es útil en la detección de áreas prioritarias para la reforestación, ya que es un inventario confiable que contribuye a la gestión de los árboles públicos.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, así como al municipio Linares, Nuevo León por todas las facilidades otorgadas para el

establecimiento y desarrollo de la investigación; los autores además agradecen a todas las personas que participaron en las actividades de campo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Carlos Eduardo Leal Elizondo: trabajo de campo, elaboración del manuscrito en lo relativo al resumen, resultados y conclusiones; Nelly Leal Elizondo: trabajo de campo, elaboración del manuscrito en lo relativo al resumen, discusión y conclusiones, diseño de figuras y mapas; Eduardo Alanís Rodríguez: elaboración del manuscrito en lo relativo al resumen, introducción, resultados, discusión, conclusiones y revisión general; Miguel Ángel Pequeño Ledezma: elaboración del manuscrito en lo relativo al resumen, *abstract*, introducción, discusión, conclusiones revisión general y aplicación de correcciones; Arturo Mora-Olivo: elaboración del manuscrito en lo relativo al resumen, introducción, discusión, conclusiones, revisión general, aplicación de correcciones e identificación de especies; Enrique Buendía Rodríguez: elaboración del manuscrito en lo relativo a la introducción, discusión, revisión general.

Referencias

- Acharya, A. K. 2011. Urbanization and spatial changes in demographic characteristics in Monterrey Metropolitan Region. *Caminhos de Geografia* 12(39): 271-282.
- Alanís F., G. J. 2005. El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8(1):20-32.

- Alanís, E., J. Jiménez, A. Mora-Olivo, P. Canizalez 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.
- Benavides M., H. M. 1992. Current situation of the urban forest in Mexico City. *Journal of Arboriculture* 18(1): 33-36.
- Benavides M., H. M. y D. Young F. G. 2012. Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y Bosques* 18(2):51-71.
- Carabias, J. y A. Herrera. 1986. La ciudad y su ambiente. *Cuadernos Políticos* 45:56-60.
- Carbó-Ramírez, P. and I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100(3): 213-222.
- Chace, J. F. and J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74(1): 46-69.
- Checa-Artasu, M. M. 2016. Las áreas verdes en la Ciudad de México. Las diversas escalas de una geografía urbana. *Biblio 3W* 21 (1.159):1-21.
- Dobbs, C., F. Escobedo J. and W. Zipperer C. 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning* 99(3): 196-206.
- Escobedo, F. J., T. Kroeger and J. Wagner E. 2011. Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159(8): 2078-2087.
- Jim, C. Y. and H. Zhang. 2013. Species diversity and spatial differentiation of old-valuable trees in urban Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening* 12(2): 171-182.
- Jiménez J., P., G. Cuéllar R. y E. Treviño G. 2013. Áreas Verdes del Municipio de Monterrey. *In: Gobierno Municipal de Monterrey (ed.). Estudio de Áreas Verdes del Municipio de Monterrey. Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. Gobierno Municipal de Monterrey 2012-2015. Monterrey, N.L., México. 21 p.*

- Lososová, Z., M. Horsák, M. Chytrý, T. Čejka, J. Danihelka, K. Fajmon and Z. Otypková. 2011. Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography* 38(6): 1152-1163.
- McDonnell, M. J. and A. K. Hahs 2009. Comparative ecology of cities and towns: past, present and future. *In*: McDonnell, M. J., A. K. Hahs and J. H. Breuste (eds.). *Ecology of cities and towns: a comparative approach*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 736 p.
- Mora O., A. y J. G. Martínez-Á. 2012. Plantas silvestres del bosque urbano, Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Coordinación Editorial Dolores Quintanilla. Saltillo, Coah., México. 139 p.
- Mostacedo, B. y T. Fredericksen S. 2000. Manual de métodos básicos de muestro y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Municipios Mx. 2018. Nuevo León. Información sobre Linares. <http://www.municipios.mx/nuevo-leon/linares/> (1 de junio 2018).
- Nagendra, H. and D. Gopal D. 2011. Tree diversity, distribution, history and change in urban parks: studies in Bangalore, India. *Urban Ecosystems* 14(2): 211-223.
- Niemelä, J., J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James and N. E. McIntyre. 2011. *Urban ecology: patterns, processes and applications*. Oxford University Press. Oxford, UK. 376 p.
- Oleyar, M. D., A. I. Greve, J. C. Withey and A. M. Bjorn. 2008. An integrated approach to evaluating urban forest functionality. *Urban Ecosystems* 11(3): 289-308.
- Pesola, L., X. Cheng, G. Sanesi, G. Colangelo, M. Elia and R. Laforzezza. 2017. Linking above-ground biomass and biodiversity to stand development in urban forest areas: a case study in Northern Italy. *Landscape and Urban Planning* 157: 90-97.
- Ramalho, C. E. and R. J. Hobbs. 2012. Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 27(3): 179-188.
- Riley, C. B., D. Herms A. and M. Gardiner M. 2017. Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban Forestry & Urban Greening* 29:367-376. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.004> (15 de noviembre de 2017).

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.

Zhang, H. and C. Jim Y. 2014. Contributions of landscape trees in public housing estates to urban biodiversity in Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening* 13(2): 272–284.