

Cambios en la composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León

Changes in the composition and diversity of urban trees in Linares, Nuevo León

Eduardo Alanís-Rodríguez¹, Arturo Mora-Olivo^{2,*}, Víctor Manuel Molina-Guerra^{1,3}, Ana María Patiño-Flores¹, José Ángel Sigala-Rodríguez⁴, Eréndira Zamudio-Castillo⁵, Ernesto Rubio-Camacho⁶

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Carretera Nacional km 147, 67700, Linares, Nuevo León, México.

²Instituto de Ecología Aplicada, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Autónoma de Tamaulipas, División del Golfo 356, Col., Libertad, Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

³RENAC, S.A. de C.V. Perlitás 127, Fraccionamiento Las Glorias, Linares, Nuevo León, C.P. 67710, México.

⁴Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (INIFAP), Campo Experimental Valle del Guadiana. Km 4.5 Carretera Durango-El Mezquital, C.P. 34170, Durango, México.

⁵Museo Regional de Historia de Tamaulipas, Gobierno del Estado de Tamaulipas, Venustiano Carranza SN, esq. Allende, Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

⁶Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Centro de Investigación Regional Pacífico Centro (CIRPAC), Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, México.

*E-mail: amora@docentes.uat.edu.mx

RESUMEN

El arbolado urbano ofrece importantes servicios ambientales en las ciudades, razón por la cual su establecimiento y estudio se ha incrementado en los últimos años. En este trabajo se evaluó el cambio de la composición y diversidad del arbolado urbano en la ciudad de Linares, Nuevo León, México en un período de 26 años (1995-2021). Para esto se midió la altura y cobertura de copa, así como los índices de diversidad de Shannon y de similitud de Morisita-Horn. Se registraron 62 especies (22 nativas y 40 introducidas) pertenecientes a 56 géneros y 29 familias de árboles en todo el periodo evaluado. Las familias mejor representadas fueron Fabaceae con nueve especies, Fagaceae, Oleaceae y Rutaceae con cuatro y Apocynaceae y Moraceae con tres. Se observó un incremento en la densidad de árboles introducidos de 1995 a 1999, mientras que, en las últimas dos décadas, la densidad de especies nativas aumentó significativamente, como el caso de *Quercus fusiformis* y *Fraxinus udhei*. La mayor similitud de especies se registró en el periodo 1995-1999 (69,2 %) con especies compartidas como las exóticas *Ficus benjamina* y *Ligustrum japonicum*. La flora arbórea actual en las áreas públicas de Linares, es probablemente el resultado de un mayor conocimiento de la ecología de las especies tanto nativas como introducidas por parte de la sociedad, así como de las instituciones académicas y gubernamentales de Linares, Nuevo León.

Palabras clave: árboles urbanos, especies introducidas, especies nativas, noreste de México.

ABSTRACT

Urban trees offer important environmental services in cities, which is why their establishment and study has increased in recent years. In this work, the change in the composition and diversity of urban trees was evaluated in the small city of Linares, Nuevo León in a period of 26 years (1995-2021). For this, crown coverage was measured, and the Shannon diversity and Morisita-Horn similarity indices were obtained. As results, 62 species (22 native and 40 introduced) belonging to 56 genera and 29 tree families were recorded throughout the evaluated period. The best represented families were Fabaceae with 9

species, Fagaceae, Oleaceae and Rutaceae with 4 and Apocynaceae and Moraceae with 3. An increase in the density of introduced trees was observed from 1995 to 1999, while by 2021 those of native origin increased significantly as was the case with *Quercus fusiformis* and *Fraxinus udhei*. The highest species similarity was recorded in the 1995-1999 period (69,2 %) with shared species such as the exotic *Ficus benjamina* and *Ligustrum japonicum*. The current arboreal flora in the public areas of Linares is probably the result of a greater knowledge of the ecology of both native and introduced species by society, as well as the academic and governmental institutions of Linares, Nuevo León.

Keywords: introduced species, native species, northeastern Mexico, urban trees.

INTRODUCCIÓN

Al igual que en áreas naturales, los árboles brindan numerosos servicios ambientales en las zonas urbanas (Nyelele *et al.* 2019). En este sentido, las sociedades humanas reciben múltiples beneficios de los árboles urbanos como la mejora de la calidad del aire, ya que proporcionan oxígeno y capturan cantidades importantes de bióxido de carbono (Livesley *et al.* 2016). Asimismo, la cobertura arbórea contribuye a disminuir las altas temperaturas en las ciudades, a mejorar la calidad del paisaje y a brindar espacios para la recreación de los habitantes (Zhang & Jim 2014).

Dada la importancia del arbolado urbano, el interés por su estudio se ha incrementado substancialmente en todo el mundo. Los diversos trabajos han abordado temas desde fisiología de las especies (Calfapietra *et al.* 2015), interacciones ecológicas (Rigacci *et al.* 2021) y hasta aspectos sociales sobre la percepción humana (Camacho-Cervantes 2014). También, aspectos como la diversidad de especies (Morgenroth *et al.* 2016, Paquette *et al.* 2021) y la estructura del arbolado (Chocholoušková & Pyšek 2003, Ma *et al.* 2020) han recibido un mayor interés para la evaluación de estos ecosistemas a través del tiempo. Sin embargo, hasta el momento no existen muchos estudios que comparen en el tiempo los cambios de la composición y la diversidad del arbolado urbano a pesar de que frecuentemente los bosques urbanos se van modificando con el paso de los años (Sena *et al.* 2021, Wang & Zhang 2022). Los motivos para que se lleve a cabo un cambio en las especies son variables. En algunos casos, obedecen a la economía disponible en la que suelen seleccionarse especies exóticas más vistosas que requieren de mayores insumos y cuidados (Avolio *et al.* 2015, Hernández & Villaseñor 2018). Aunque también influyen las nuevas tendencias más amigables con el ambiente por parte de la población o las autoridades al preferir especies nativas (Cruz-Salazar *et al.* 2020).

Si bien, en otras regiones como Estados Unidos o Europa (Nyelele *et al.* 2019), los estudios florístico-ecológicos de los árboles urbanos son comunes, en México aún son escasos (Martínez-Trinidad *et al.* 2021, Saavedra-Romero *et al.* 2019). Recientemente, en el noreste del país, se han realizado algunas investigaciones sobre bosques urbanos de ciudades importantes en los estados de Tamaulipas (Mora-Olivo & Martínez-Ávalos 2012) y Nuevo León (Alanís *et al.* 2004, Canizales Velázquez *et al.* 2020, Alanís-Rodríguez *et al.* 2022). En otras zonas urbanas más pequeñas, como Linares, N.L., también se ha estudiado su flora arbórea en su composición y estructura (Zamudio 2001, Alanís *et al.* 2014). Sin embargo, no existe un estudio que evalúe los cambios en la diversidad de especies y estructura del arbolado a través del tiempo. Comprender dicha dinámica temporal ayudaría a la toma de decisiones para una adecuada planificación y manejo de las áreas verdes urbanas en beneficio de la sociedad, especialmente si se desea cambiar el uso de especies introducidas por nativas.

De hecho, los estudios del arbolado urbano realizados en el noreste de México y regiones de Europa, Estados Unidos y Sudamérica indican que las especies introducidas presentan mayores valores en número de individuos, especies, diversidad y área de copa (Sjöman *et al.* 2016, Talal & Santelmann 2019, Silva *et al.* 2020, Alanís-Rodríguez *et al.* 2022). Particularmente en el noreste de México se realizó una campaña de uso de especies nativas en el año 2000, donde participaron los académicos, funcionarios, gestores y viveristas (Alanís-Rodríguez *et al.* 2023). Se cree que esta campaña modificó la paleta de especies utilizadas en las áreas urbanas de la ciudad de Linares y el efecto de esta decisión en los patrones de diversidad de especies. La ciudad de Linares en la actualidad tiene la categoría de pueblo mágico debido a sus características históricas, culturales y gastronómicas (SECTUR 2021). Asimismo, como parte de la contribución al conocimiento de su flora urbana, desde mediados de los

años noventa, algunos investigadores tuvieron el interés en realizar los primeros inventarios de árboles (López & Flores 1997). Un estudio más reciente en la misma área reveló que las especies arbóreas se han incrementado, especialmente las que son introducidas (Leal Elizondo *et al.* 2018). En este sentido, en el presente trabajo se planteó como objetivo evaluar el cambio de la composición, la diversidad alfa y beta y la cobertura del arbolado urbano del centro de Linares, Nuevo León durante un periodo de 26 años (1995-2021). De acuerdo con los antecedentes entregados, las hipótesis son (i) que el arbolado urbano de Linares está conformado principalmente por especies introducidas, tanto en número de individuos, especies, diversidad y área de copa y (ii) que la diversidad de especies entre los tres periodos evaluados presenta una alta similitud.

MATERIALES Y MÉTODOS

UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se desarrolló en el primer cuadro de la ciudad de Linares, Nuevo León, México, entre las calles General Treviño, Pablo Salce, Avenida Dr. Carlos García y Jesús Ramal Garza, ocupando una superficie 126,5 ha. La ciudad se encuentra situada a los 24°51' de latitud Norte y a los 99°34' de longitud Oeste a una altitud de 360 m s.n.m. Según la clasificación de Köppen, modificada por E. García para la República Mexicana (1988), el clima del área es del tipo (A) C (Wo), que corresponde a un semicálido subhúmedo con lluvias principalmente en verano. La precipitación media anual es de 749 mm y temperatura media anual de 22,3 °C (INEGI 1986).

ANÁLISIS DE LA VEGETACIÓN

Se realizó un censo de todos los árboles, arbustos y palmas de las 3 plazas, 2 parques y 64 banquetas que se encuentran en la parte central de la ciudad de Linares, en tres periodos de tiempo diferentes. Las banquetas, también llamadas aceras o andenes, son vías públicas ubicadas a los costados de las calles, conformando el límite entre el terreno privado y la vialidad. El primer censo se realizó en el año 1995 por López & Flores (1997), el segundo por Zamudio (2001) en 1999 y el tercero por los autores de este trabajo en el año 2021. Los tres censos tuvieron las mismas características, se identificaron los ejemplares a nivel especie, se incluyeron todos los individuos, se les midió a cada ejemplar dos diámetros de copa (d), en dirección norte-sur (d_{n-s}) y este-oeste (d_{e-o}) (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020). La nomenclatura de las especies fue unificada de acuerdo con la plataforma Tropicos® (Tropicos 2020).

En los resultados se presentan gráficos diferenciando

las especies nativas de las introducidas. Se considera como especie nativa la que tiene una distribución natural en el Noreste de México, particularmente las asociadas a las comunidades vegetales del matorral espinoso tamaulipeco y matorral submontano. Las especies introducidas son las que no presentan una distribución original, aun cuando se cultivan en esta región de México. Para la variable de área de copa no se tuvo diferenciado las especies nativas e introducidas en los años 1995 y 1999, solo para el 2021.

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Para cumplir los objetivos de determinar el cambio de la composición y diversidad de las especies se contabilizó el número total de individuos y especies de cada censo. Para estimar la diversidad alfa verdadera de orden 1 (1D) se utilizó el exponencial del índice de Shannon (Jost 2006):

$${}^1D = \exp(H') = \exp \left[\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \right]$$

Donde p_i es abundancia relativa de la i -ésima especie. $p_i = n_i/N$, donde n_i = número de individuos de la especie i y N = número total de individuos y S es el número de especies.

Para cumplir con el objetivo de determinar el cambio de la cobertura de copa a través del tiempo se utilizó el área de copa. Para ello se calculó el diámetro promedio de copa de cada individuo se utilizó la fórmula $= (d_{n-s} + d_{e-o}) / 2$, donde d es el diámetro promedio, d_{n-s} el diámetro medido en dirección norte-sur y d_{e-o} el diámetro medido en dirección este-oeste. La cobertura de copa de cada individuo se calculó mediante la fórmula $A = \pi/4 \times d^2$, donde A es el área de copa, π un valor constante de 3,14 y d el diámetro de copa (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020).

Para comparar la diversidad verdadera por año entre las especies nativas vs introducidas, se utilizaron simulaciones BOOTSTRAP, generando así los intervalos de confianza de las diferencias (Chernick & LaBudde 2014). De esta forma, en este estudio se generaron 9999 remuestreos de las diferencias en diversidad verdadera entre especies nativas e introducidas, por año, para generar los intervalos de confianza basado en percentiles (0,025 y 0,975) de la distribución. En este sentido, los intervalos utilizados para comprobar diferencias estadísticas fueron del 95 % de confianza. Para probar la hipótesis nula (H_0) de no diferencia en cuanto al número de individuos, especies por año y área de copa se utilizó la prueba de proporciones con un nivel de confianza de 0,95 mediante el comando `prop.test` en R (R Core Team 2021).

Para abordar el objetivo de determinar la diversidad beta se evaluó la similitud de las especies presentes en los tres censos realizados. Se estimó el índice de similitud de Morisista-Horn (Magurran 1988), el cual considera los valores de abundancia de las especies que se comparten o no entre los censos. Este índice está influido por la riqueza especies y es altamente sensible a la abundancia de éstas. Presenta valores que van de 0 a 1 siendo los más cercanos a 1 los de mayor similitud. El análisis se realizó en el programa MVSP 3.12c (Kovach 2004).

RESULTADOS

Considerando los tres periodos de evaluación se registraron en total 62 especies pertenecientes a 56 géneros y 29 familias de árboles, de las cuales 22 son nativas y 40 son introducidas.

Las familias con mayor número de especies fueron Fabaceae con nueve, Fagaceae, Oleaceae y Rutaceae con cuatro y Apocynaceae y Moraceae con tres (Anexo 1).

De 1995 a 1999, el arbolado urbano en la ciudad de Linares aumentó de 507 a 917 individuos respectivamente. No obstante, este aumento se debió principalmente a la plantación de árboles de especies introducidas, mientras que el número de árboles de especies nativas se mantuvo constante (Fig. 1A). Por el contrario, de 1999 a 2021, el número de árboles de especies nativas aumentó, mientras que la cantidad de árboles de especies introducidas se redujo (de 659 en 1999 a 349 en 2021). Asimismo, de 1995 a 1999 el número de especies aumentó para luego mantenerse casi constante hasta el 2021. La tendencia fue similar tanto para árboles introducidos como nativos; no obstante, a lo largo del tiempo, el número de especies introducidas ha sido mayor que las nativas (Fig. 1B).

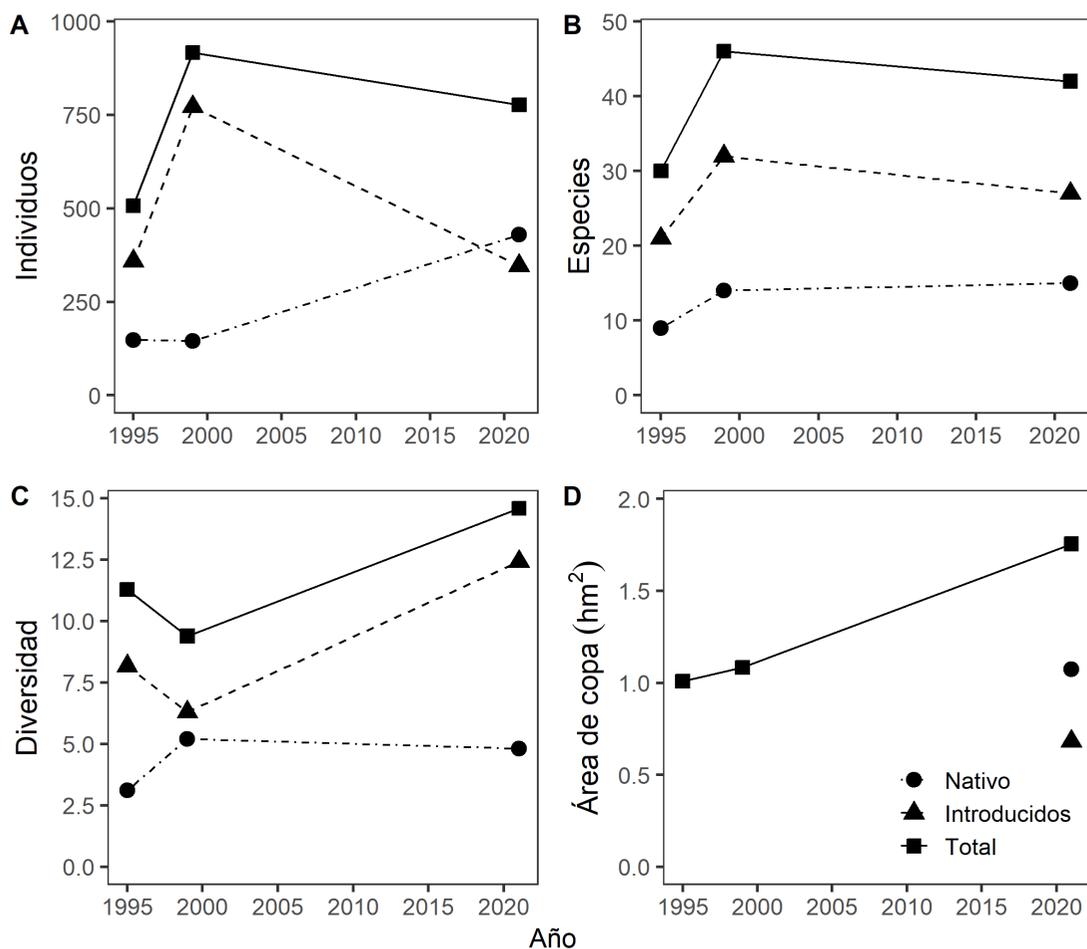


FIGURA 1. A) individuos, B) especies, C) diversidad y D) área de copa del arbolado público en los años 1995, 1999 y 2021 en la ciudad de Linares, N.L., México. / A) individuals, B) species, C) diversity and D) canopy area of public trees in the years 1995, 1999 and 2021 in the city of Linares, N.L., Mexico.

Por otra parte, la diversidad de especies introducidas disminuyó de 1995 a 1999, mientras que de 1999 a 2021 aumentó. Por el contrario, la diversidad especies nativas aumentó de 1995 a 1999, luego se mantuvo constante hasta el 2021 (Fig. 1C). Finalmente, se encontró que la cobertura de copa manifestó un aumento constante durante el periodo de estudio. En la evaluación de 2021, se observó que la cobertura de copa es mayor en especies nativas, en comparación con las especies introducidas (Fig. 1D).

El número de individuos por especie presentó diferencias estadísticas entre nativas e introducidas por año. La proporción de individuos en el año 1995 fue del 70 % para las especies introducidas ($\chi^2 = 173,96$; $p < 0,001$). Para el año de 1999 esta diferencia fue aún mayor, en este año la proporción de especies introducidas fue de un 84 % ($\chi^2 = 854,69$; $p < 0,001$). Sin embargo, para el año 2021 la proporción de especies nativas fue más alta, con un 55 %, dicha diferencia fue estadísticamente significativa ($\chi^2 = 17,308$; $p < 0,001$). Por otro lado, las diferencias en cuanto al número de especies no tuvieron mayores cambios, esto es, la proporción de especies introducidas fue mayor en todos los años (1995: $\chi^2 = 8,07$; $p < 0,01$; 1999: $\chi^2 = 12,57$; $p < 0,001$; 2021: $\chi^2 = 5,77$; $p = 0,01$).

La diversidad verdadera mostró diferencias entre especies nativas e introducidas en los distintos años evaluados. Para 1995, el índice registró una diferencia de 5,06, la cual fue

estadísticamente significativa con un intervalo de confianza IC[3,85; 5,98]. Algo similar fue lo registrado para el año 2021, en el que las especies introducidas presentaron una mayor diversidad, con una diferencia de 7,7 y un IC[5,80; 8,89]. Para el año de 1999 la diferencia no fue estadísticamente significativa. Para el caso del área de copa, únicamente se analizó el año 2021, donde se comprobó que el área fue cubierta en su mayoría por las especies nativas con el 71 % ($\chi^2 = 8699,3$; $p < 0,001$).

De acuerdo con el índice de Morisita-Horn los años evaluados que presentaron una mayor afinidad fueron 1995 - 1999 con un 69,2 % de similitud (Fig. 2), esto al compartir un elevado número de especies y algunas de ellas con altas densidades como *Cnidoscolus chayamansa*, *Ficus benjamina*, *Ficus retusa*, *Koelreuteria paniculata*, *Ligustrum japonicum*, *Olea europea*, *Psidium guajava* y *Schinus molle*. La comunidad vegetal evaluada en el año 2021 tiene una similitud del 25,9 % con el resto, ya que la especie de mayor abundancia (*Quercus fusiformis*) no estaba presente en 1995 y 1999.

A nivel especie, las introducidas *Ficus benjamina*, *Sapium sebiferum* y *Ligustrum japonicum* tuvieron una alta abundancia en los periodos 1995 y 1999, pero incipiente en 2021. La abundancia de individuos de *Fraxinus uhdei* se han mantenido en los años 1995, 1999 y 2021. La especie con mayor número de individuos en el año 2021 fue la nativa *Quercus fusiformis* con 222 (Anexo 1).

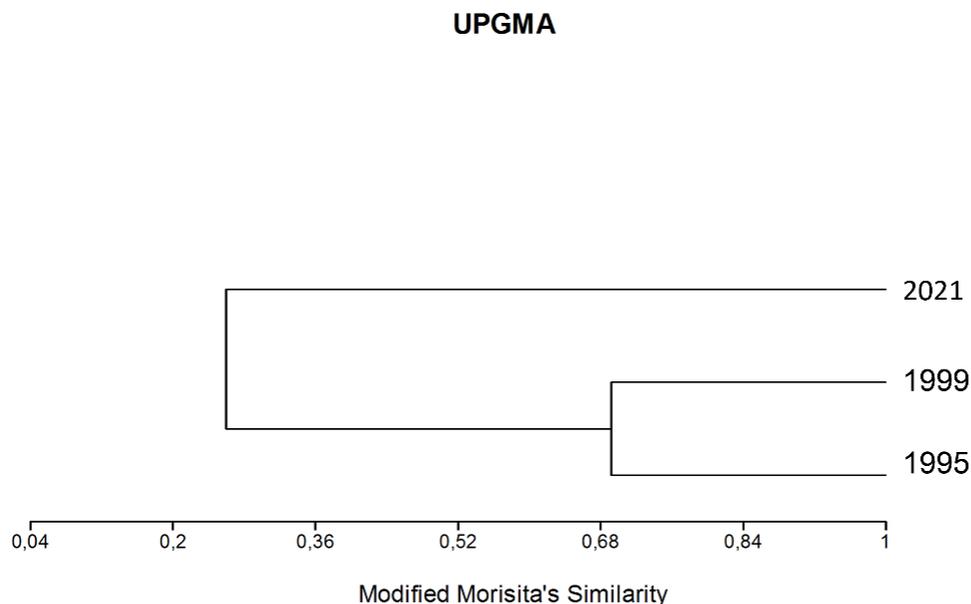


FIGURA 2. Dendrograma de similitud de Morisita-Horn de las comunidades vegetales evaluadas en los años 1995, 1999 y 2021 en la ciudad de Linares, N.L., México. / Morisita-Horn similarity dendrogram of the plant communities evaluated in the years 1995, 1999 and 2021 in the city of Linares, N.L., Mexico.

DISCUSIÓN

El arbolado urbano evaluado en este estudio es parte fundamental de la infraestructura verde de la ciudad y ofrece diversos beneficios ecosistémicos como ambiental, social, económico, físico, estético, así como de influencia positiva sobre el comportamiento social (Sullivan *et al.* 1996). De las familias botánicas registradas la de mayor número de especies fue Fabaceae, mostrando similitud con las comunidades vegetales evaluadas por Alanís *et al.* (2004) para el área metropolitana de Monterrey, de Canizales *et al.* (2020) en la ciudad de Morelos N.L. y Alanís *et al.* (2014) en un campus universitario de Linares, N.L. La alta presencia de especies de la familia Fabaceae puede ser explicado por la tolerancia que presentan ante las condiciones de sequía, característica del área de estudio (planicie costera del golfo), ya que esta familia presenta valores más altos en el potencial hídrico del xilema al pre-amanecer y al mediodía, respecto a otras especies (González & Cantú 2001; Domínguez *et al.* 2013).

El uso de especies nativas para uso público inició en países como Estados Unidos, Australia, así como varios países europeos a finales del siglo XX (Ozguner & Kendle 2006). Con los resultados obtenidos se aprecia cómo aumentó el número de especies nativas en el año 2021 (Fig. 1A). Alanís *et al.* (2004) mencionan que la década de los noventa fue importante para el logro de la arborización de las ciudades del noreste de México con especies nativas; la plantación masiva de *Quercus* favoreció, tanto al aprendizaje de la población, como a la concientización de las autoridades respecto a los beneficios del uso de dichas especies. Por esta razón, *Quercus fusiformis*, especie nativa, fue poco abundante en 1995 y 1999, pero altamente abundante en 2021.

La disminución del número de individuos introducidos disminuyó del año 1999 al 2021. Esta disminución se debió a que *Ficus benjamina* fue la especie con mayor abundancia en 1999 con 399 individuos y en 2021 únicamente había 6 individuos. *F. benjamina* se hizo popular en la década de los noventa por su rápido crecimiento y presentar un follaje denso, abundante y lustroso (Alanís *et al.* 2004; Vargas-Garzón & Molina 2012). De acuerdo con García-Núñez & Uribe-Bernal (2017) es una especie medianamente tolerante a las heladas. Alanís (2011) documentó que la helada de febrero de 2011, que duró tres días con temperaturas menores a cero grados centígrados en Monterrey (Noreste de México), provocó la muerte de los individuos de esta especie. Esta misma helada y la del año 2020 provocaron que los individuos de *Ficus benjamina* murieran en Linares.

Respecto al número de individuos nativos versus introducidos, en la evaluación de 2021 se aprecia que hay

más nativos (Fig. 1A), este resultado difiere de lo reportado por otros autores. Criollo *et al.* (2016) evaluaron el arbolado urbano de seis comunas en Chile encontrando muy por encima mayor número de individuos exóticos que nativos (un promedio de 3164 individuos nativos y 38229 individuos exóticos). Silva *et al.* (2020) evaluaron 17 espacios verdes urbanos en el atlántico brasileño, registrando un 37 % de individuos nativos y un 63 % de individuos exóticos.

De acuerdo con la proporción de especies nativas vs introducidas en este estudio fue mayor para las introducidas. Este resultado concuerda con el de Bayón *et al.* (2021) quienes evaluaron la proporción de especies nativas vs introducidas en 64 parques de España, registrando que había $39,2 \pm 4,15$ especies introducidas y $14,2 \pm 1,27$ especies nativas por parque. También son similares a dos trabajos realizados en Santiago de Chile (Correa & Barrera 2014, Figueroa *et al.* 2016) en los que al evaluar el arbolado urbano, registraron proporciones de especies exóticas de 64 % y 85,1 % respectivamente. Esta proporción del número de especies se debe a que existe una alta preferencia de especies introducidas, ya que las habitantes buscan características como color y tamaño de la flor, altura potencial del árboles y color y tamaño de las hojas (Camacho-Cervantes *et al.* 2014).

De acuerdo con el número de especies (Fig. 1B) se aprecia que de 1995 a 1999 el número de especies aumentó. Este aumento se debió a la incorporación de diferentes especies tanto nativas como introducidas (Anexo 1). Del año 1999 al 2021 existe una disminución de las especies introducidas y una estabilidad de las nativas. Esta disminución de especies introducidas se debió helada de febrero de 2011 (Alanís 2011) y a que en la década del 2000 se promovió el uso de especies nativas en las ciudades del noreste de México y los viveros de la localidad iniciaron a producir y comercializar especies nativas (Zurita 2009, Alanís 2011, Cavazos & Cavazos 2021).

En esta investigación se aprecia que la diversidad de las especies en general y de las introducidas aumentó para el año 2021, mientras que para las nativas disminuyó (Fig. 1C). Esto se debe a que los índices de diversidad son sensibles a la abundancia de las especies. Cuando existe una o unas pocas especies altamente abundantes los valores de diversidad disminuyen (Alanís-Rodríguez *et al.* 2020). Para el año 2021 *Quercus fusiformis* presentó 222 individuos, lo que representa el 52 % de los individuos que son nativos y si se suma *Quercus fusiformis* y *Fraxinus uhdei* se tiene el 74 % de los individuos son nativos. Esta alta abundancia de pocas especies hace que el valor de diversidad sea bajo. Si bien, la presencia de especies nativas es una gestión adecuada, el que pocas especies tengan altos valores de abundancia no es recomendado. De hecho, en los bosques urbanos se indica que las especies no deben tener más del 10 % de la abundancia de la comunidad,

para poder tener mayor diversidad y resiliencia (Kendal *et al.* 2014).

Las ciudades se centran cada vez más en expandir la cubierta de copas de los árboles como un medio para mejorar el entorno urbano, por ejemplo, reduciendo los efectos de isla de calor, promoviendo una mejor calidad del aire y protegiendo el hábitat local (Pregitzer *et al.* 2019). De acuerdo a los resultados, el área de copa presentó un aumento importante del año 1999 al 2021 (Fig. 1D). Para los años 1995 y 1999 no se tenía diferenciado por especies nativas e introducidas, pero sí para el año 2021. En el año 2021 la mayor cubierta de copa es de las especies nativas, principalmente de las *Fraxinus uhdei* (4,416 m²) y *Quercus fusiformis* (4,269 m²). Estos resultados concuerdan con los de Pregitzer *et al.* (2019), quienes también registraron mayor cobertura de copa de especies nativas en los parques urbanos de Nuevo York.

De acuerdo con la similitud de las comunidades vegetales en los tres periodos evaluados, resulta interesante la baja similitud que presenta la comunidad evaluada en el año 2021 con respecto a los otros dos periodos. Eso es debido a que especies altamente abundantes en los periodos de 1995 y 1999 como *Ficus benjamina* y *Ligustrum japonicum* no se encuentran presentes en el año 2021 y la especie con mayor abundancia en el 2021 (*Quercus fusiformis*) no se presentaba en 1995 y 1999. Esta disimilitud en la composición de especies está asociada a la muerte de los ejemplares introducidos por las heladas y a la incorporación de arbolado nativo a inicios del año 2000 (Zurita 2009, Alanís 2011, Cavazos & Cavazos 2021).

A nivel especie, es importante mencionar las que tuvieron mayor cambio en la abundancia a través del tiempo. *Sapium sebiferum* tuvo una alta abundancia en los periodos 1995 y 1999, pero incipiente en 2021. Esta especie originaria de China ha sido introducida a diferentes países, entre ellos Estados Unidos y México. En Estados Unidos se ha documentado que es invasora en ecosistemas riparios y cercanos a la costa, donde existe alta disponibilidad de agua (Cameron *et al.* 2000, Burton *et al.* 2005). El municipio de Linares (México) tiene condiciones semiáridas, por lo que esta especie no se comporta como invasora, crece de manera lenta y no alcanza grandes dimensiones. Por lo tanto, se cree que los individuos de esta especie han sido sustituidos por otras especies de mayor crecimiento.

Thuja occidentalis presentó valores bajos de abundancia en los años 1995 y 1999, pero aumentó para el año 2021. Es un árbol de coníferas de hoja perenne, de la familia de los cipreses (Cupressaceae), que es nativo del este de Canadá y gran parte del centro norte y noreste de los Estados Unidos. Esta especie ha sido introducida a diversas ciudades de

México, como Sonora (MacGregor-Fors 2008), Monterrey (Rocha *et al.* 1998) y Linares (Leal *et al.* 2018) debido a su resistencia a las heladas (Alanís 2011).

De las especies nativas que destacaron por su alta abundancia está *Fraxinus uhdei*, la cual presenta una amplia distribución en México. Los individuos de esta especie se han mantenido en los años 1995, 1999 y 2021. Al ser nativa, tiene una mayor adaptabilidad a las condiciones climáticas de la zona y, por lo tanto, mejor supervivencia y desarrollo. El género ha sido documentado como el más común, abundante e importante de áreas urbanas de la planicie costera del estado de Nuevo León (Guzmán-Lucio *et al.* 2019). Leal *et al.* (2018) y Canizales *et al.* (2020) reportaron este género como el más abundante y dominante de las plazas, camellones y parques de Linares y Montemorelos, Nuevo León (noreste de México).

La especie con mayor número de individuos en el año 2021 fue la nativa *Quercus fusiformis* con 222. Alanís *et al.* (2004) y Alanís-Rodríguez *et al.* (2023) mencionan que la década de los noventa fue importante para el logro de la arborización de la ciudad con especies nativas; donde hubo plantaciones masivas de *Quercus* en ciudades del noreste de México. Es por eso por lo que *Quercus fusiformis* fue poco abundante en 1995 y 1999, pero muy abundante en 2021.

CONCLUSIONES

De acuerdo con las hipótesis, la primera se rechaza parcialmente, ya que en el año 2021 las especies nativas del arbolado urbano de Linares presentan mayor número de individuos y área de copa, pero no número de especies y diversidad alfa. La hipótesis (ii) se rechaza, ya que la diversidad comparada entre los tres periodos evaluados presenta una baja similitud (pocas especies compartidas), siendo la evaluación del año 2021 la que presenta mayor disimilitud con los otros dos periodos. De acuerdo con los resultados se recomienda aumentar el número de especies nativas y la equitatividad de las abundancias de las especies.

El incremento del número de árboles nativos probablemente está relacionado con una mejor adaptación a las condiciones climáticas de la zona, mientras que algunas especies introducidas (e.g., *Ficus benjamina*) han sido afectadas por eventos climáticos extremos. Por otra parte, la todavía elevada proporción de especies introducidas tiene una posible asociación con las preferencias sociales y los programas públicos de forestación, en su mayoría con especies introducidas, que se han implementado a lo largo de los años.

Finalmente, se puede concluir que la composición florística

y estructura arbórea actual en las áreas públicas del centro de Linares, Nuevo León, México, es probablemente el resultado de un mayor conocimiento de la ecología de las especies, tanto nativas como introducidas por parte de la sociedad, de instituciones académicas y gubernamentales de la ciudad.

REFERENCIAS

- Alanís, E., Jiménez, J., Mora-Olivo, A., Canizales, P.A., Rocha, L. 2014. Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario en México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1(7): 93-102.
- Alanís, G. J. 2011. Los fenómenos meteorológicos extremos: Efecto de las bajas temperaturas en la vegetación arbórea del área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL* 14(2): 115-120.
- Alanís, G.J., Foroughbakhch, R., Alvarado, M.A., Rocha, A. 2004. El arbolado urbano en el Área Metropolitana de Monterrey. *Arbórea: Órgano Informativo de las Asociación Mexicana de Arboricultura* 6(11): 14-26.
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Molina-Guerra, V.M., Gárate-Escamilla, H., Sigala, J.A. 2022. Caracterización del arbolado urbano del centro de Hualahuises, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 13(73): 29-49.
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Jiménez-Pérez, J., Cuéllar-Rodríguez, G. 2023. Uso de árboles nativos en áreas verdes urbanas: tendencias en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 14(76): 4-21.
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Marroquín de la Fuente, J.S. 2020. Muestreo Ecológico de la Vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León, México. 245 pp.
- Avolio, M.L., Pataki, D.E., Gillsepie, T.W., Jenerette, G.D., McCarthy, H.R., Pincetl, S., Clarke, L.W. 2015. Tree diversity in southern California's urban forest: the interacting roles of social and environmental variables. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 73.
- Bayón, Á., Godoy, O., Maurel, N., van Kleunen, M., Vilà, M. 2021. Proportion of non-native plants in urban parks correlates with climate, socioeconomic factors and plant traits. *Urban Forestry & Urban Greening* 63: 127215.
- Burton, M.L., Samuelson, L.J., Pan, S. 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems* 8(1): 93-106.
- Calfapietra, C., Peñuelas, J., Niinemets, T. 2015. Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in Plant Science* 20: 72-75.
- Camacho-Cervantes, M., Schondube, J.E., Castillo, A., MacGregor-Fors, I. 2014. How do people perceive urban trees? Assessing likes and dislikes in relation to the trees of a city. *Urban Ecosystems* 17(3): 761-773.
- Cameron, G.N., Glumac, E.G., Eshelman, B.D. 2000. Germination and dormancy in seeds of *Sapium sebiferum* (Chinese tallow tree). *Journal of Coastal Research* 16(2): 391-395.
- Canizales, P.A., Alanís, E., Holguín, V.A., García, S. Collantes-Chávez-Costa, A. 2020. Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 11(62): 111-135.
- Cavazos, A. y Cavazos, A. 2021. Árboles nativos del norte y altiplano de México. *Viveros Regionales*. Allende, México. 64 pp.
- Chernick, M.R., LaBudde, R.A. 2014. An Introduction to Bootstrap methods with applications to R. John Wiley & Sons. <https://books.google.com.mx/books?id=P0xYBAAAQBAJ>
- Chocholoušková, Z., Pyšek, P. 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 198(5): 366-376.
- Correa, P., de la Barrera, F. 2014. Análisis de la estructura y de la composición del arbolado en parques del área metropolitana de Santiago. *Chloris Chilensis* 17(1): 1-14.
- Criollo C., C., Assar C., R., Cáceres L., D., Préndez B., M. 2016. Arbolado urbano, calidad del aire y afecciones respiratorias en seis comunas de la provincia de Santiago, Chile. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias* 32(2): 77-86.
- Cruz-Salazar, B., Ruiz-Montoya, L., Pérez-Gómez, M.T., García-Bautista, M., Ramírez-Marcial, N. 2020. Diversity and floristic enrichment with montane cloud forest species, in an urban forest in Chiapas, Mexico. *Madera y Bosques* 26(3): e2632100.
- Domínguez, G.T., González, H., Ramírez, R., Estrada, E, Cantú, I., Gómez, M., Villarreal, J., Alvarado, S., Alanís, G. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 4(17): 106-122.
- Silva, J.L.S., de Oliveira, M.T.P., Oliveira, W., Borges, L.A., Cruz-Neto, O., Lopes, A.V. 2020. High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. *Urban Forestry & Urban Greening* 50: 126659.
- Figueroa J.A., Teillier, S., Guerrero-Leiva, N., Ray-Bobadilla, C., Rivano, S., Saavedra, D., Castro, S.A. 2016. Vascular flora in public spaces of Santiago, Chile. *Gayana Botánica* 73(1): 85-103.
- García-Núñez, R.M., Uribe-Bernal, J. 2017. Preferencias, servicios ambientales y aptitud urbana de especies arbóreas. En: Pérez, F., Figueroa, E., Godínez, L., García, R. (Eds.)

- Ciencias de la Economía y Agronomía. Handbook T-II. ©ECORFAN, Texcoco de Mora, México.
- González Rodríguez, H., Cantú Silva, I. 2001. Adaptación a la sequía de plantas arbustivas de matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 4(4): 454-461.
- Guzmán-Lucio, M.A., Rocha-Estrada, A., Alvarado-Vázquez, M.A., Gallegos-López, J.A. 2019. El Fresno *Fraxinus berlandieriana* DC., una especie del noreste de México no reconocida como nativa en el estado de Nuevo León. *Planta* 15(26): 51.
- 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.
- Iguñiz-Agosta, G. 2008. Arbolado urbano. <http://www.arbolonline.org/>. Accedido: Septiembre 16, 2021.
- INEGI. 1986. Síntesis Geográfica de Nuevo León. Secretaría de Programación y Presupuesto. México, D.F., México. 170 pp.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375
- Kendal, D., Dobbs, C. Lohr, V.I. 2014. Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule? *Urban Forestry & Urban Greening* 13(3): 411-417.
- Kovach, W. 2004. Multivariate Statistical Package (MVSP) (Version 3.12c) Computer software. Kovach Computing Services, Anglesey, Wales.
- Leal, C.E., Leal, N., Alanís, E., Pequeño, M.Á., Mora-Olivo, A., Buendía, E. 2018. Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(48): 252-270.
- Livesley, S.J., McPherson, E.G., Calfapietra, C. 2016. The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality* 45:119-124.
- López, A.R., Flores, L., J. 1997. La santé des arbres urbains dans le systemes de control au NE au Mexique. Symposium Internationale sur la Santé de l'Arbre Urbain. Paris, Francia.
- Ma, B., Hauer, R.J., Wei, H., Koeser, A.K., Peterson, W., Simons, K., Timilsina, N., Werner, L.P., Xu, Ch. 2020. An assessment of street tree diversity: findings and implications in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 56: 126826.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* 84(1): 92-98.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. Princeton, NJ, EEUU. 179 pp.
- Martínez-Trinidad, T., Hernández López, P., López-López, S.F., Mohedano Caballero, L. Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12(67): 201-223.
- Mora-Olivo, A., Martínez-Ávalos, J.G. 2012. Plantas silvestres del bosque urbano, Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Editorial Dolores Quintanilla. Saltillo, Coah., México. 139 pp.
- Morgenroth, J., Östberg, J., van den Bosch, C. K., Nielsen, A. B., Hauer, R., Sjöman, H., ... Jansson, M. 2016. Urban tree diversity-Taking stock and looking ahead. *Urban Forestry & Urban Greening* 15: 1-5.
- Nyelele, C., Kroll, C.N., Nowak, D.J. 2019. Present and future ecosystem services of trees in the Bronx, NY. *Urban Forestry & Urban Greening* 42: 10-20.
- Ozguner, H., Kendle, A. 2006. Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the City of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning* 74: 139-157.
- Paquette, A., Sousa-Silva, R., Maure, F., Cameron, E., Belluau, M., Messier, Ch. 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62: 127157.
- Pregitzer, C.C., Charlop-Powers, S., Bibbo, S., Forgiione, H.M., Gunther, B., Hallett, R.A., Bradford, M.A. 2019. A city-scale assessment reveals that native forest types and overstory species dominate New York City forests. *Ecological Applications* 29(1): e01819.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org>. Accedido: Marzo 25, 2023.
- Rocha, A., Torres, T.E., Del Consuelo M., Martínez, S.J., Alvarado, M.A. 1998. Flora ornamental en plazas y jardines públicos del área metropolitana de Monterrey, México. *SIDA, Contributions to Botany* 18(2): 579-586.
- Saavedra-Romero, L. de L., Hernández-de la R., P., Alvarado R., D., Martínez T., T., Villa C., J. 2019. Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la ciudad de México. *Polibotánica* 47: 25-37.
- SECTUR. Secretaría de Turismo. Pueblos mágicos de México: Linares, Nuevo León. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/sectur/es/articulos/linares-nuevo-leon>. Accedido: Agosto 21, 2021.
- Sena, K.L., Hackworth, Z.J., Lhotka, J.M. 2021. Forest development over a twenty-year chronosequence of reforested urban sites. *Forests* 12(5): 614.
- 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.

- Talal, M.L., Santelmann, M.V. 2019. Plant community composition and biodiversity patterns in urban parks of Portland, Oregon. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 201.
- Vargas-Garzón, B., Molina, L. 2012. *Ficus benjamina* L. en las ciudades: altas poblaciones, daños severos a estructuras físicas y grandes pérdidas económicas. *Revista Nodo* 7(13): 93-101.
- Wang, S., Zhang, F. 2022. Tree composition and diversity in relation to urban park history in Hong Kong, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 67: 127430.
- Zamudio, E. 2001. Análisis del comportamiento del arbolado urbano público durante el período de 1995 a1999 en la ciudad de Linares, Nuevo León. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 117 pp.
- Zhang, H., Jim, C.Y. 2014. Contributions of landscape trees in public housing estates to urban biodiversity in Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening* 13(2): 272-284.
- Zurita, O. 2009. Guía de árboles y otras plantas nativas en la zona metropolitana de Monterrey. Fondo Editorial de Nuevo León. Monterrey, México. 318 pp.

Received: 22.04.2023

Accepted: 01.06.2023

Editor: Alfredo Saldaña

Anexo 1. Número de individuos de las especies registradas en los años 1995, 1999 y 2021. Las especies se ordenaron alfabéticamente de acuerdo a su familia. / Number of individuals of the species registered in the years 1995, 1999 and 2021. The species were ordered alphabetically according to their family.

Familia	Especie	Origen	Año		
			1995	1999	2021
Aceraceae	<i>Acer negundo</i> L.	Nativa	1		2
Araliaceae	<i>Hedera</i> sp.	Introducida		1	
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Introducida			1
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Introducida	1	3	
Apocynaceae	<i>Cascabela thevetia</i> (L.) Lippold	Introducida			8
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.	Introducida		6	2
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L.	Introducida		1	
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Introducida			32
Arecaceae	<i>Washingtonia filifera</i> (Linden ex André) H.Wendl. ex de Bary	Introducida		7	25
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Introducida	5	4	1
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss ex Kunth	Nativa	6	12	
Boraginaceae	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Nativa	3	5	7
Cannabaceae	<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Nativa			3
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	Introducida		1	
Casuarinaceae	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Introducida		1	2
Asteraceae	<i>Baccharis glutinosa</i> Pers.	Nativa		1	
Cordiaceae	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Nativa		1	34
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Introducida	2	23	10
Cupressaceae	<i>Thuja occidentalis</i> L.	Introducida	5	8	62
Ebenaceae	<i>Diospyros texana</i> Scheele	Nativa			2
Euphorbiaceae	<i>Cnidocolus chayamansa</i> McVaugh	Introducida	8	5	
Euphorbiaceae	<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb.	Introducida	79	96	4

Familia	Especie	Origen	Año		
			1995	1999	2021
Fabaceae	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Nativa		3	
Fabaceae	<i>Bauhinia purpurea</i> L.	Introducida	1	11	4
Fabaceae	<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray	Nativa		1	
Fabaceae	<i>Ceratonia siliqua</i> L.	Introducida		4	
Fabaceae	<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	Introducida	3	5	1
Fabaceae	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W.Grimes	Nativa		1	7
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Introducida	6	7	10
Fabaceae	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Nativa			1
Fabaceae	<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) M.C. Johnst.	Nativa		1	
Fagaceae	<i>Quercus fusiformis</i> Small	Nativa			222
Fagaceae	<i>Quercus rubra</i> L.	Introducida			20
Fagaceae	<i>Quercus polymorpha</i> Schltld. & Cham.	Nativa			25
Fagaceae	<i>Quercus pungens</i> Liebm.	Nativa		1	
Juglandaceae	<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Nativa	1	5	2
Lythraceae	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Introducida	5	7	16
Magnoliaceae	<i>Magnolia grandiflora</i> L.	Introducida			5
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	Introducida	5	20	20
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.	Introducida	75	399	6
Moraceae	<i>Ficus retusa</i> L.	Introducida	1	17	
Moraceae	<i>Morus alba</i> L.	Introducida	3	2	2
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i> Lam.	Introducida			2
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.	Introducida	2	2	1
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Introducida	3	1	
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Introducida	4	1	7
Oleaceae	<i>Fraxinus americana</i> L.	Introducida	71	93	89
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Nativa	97	82	95
Oleaceae	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	Introducida	65	45	10
Oleaceae	<i>Olea europea</i> L.	Introducida	1	3	
Piniaceae	<i>Punica granatum</i> L.	Introducida		2	
Platanaceae	<i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J.M.Poole	Nativa	24	6	4
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Introducida	1		4
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Introducida		1	4
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Introducida		2	2
Rutaceae	<i>Citrus medica</i> L.	Introducida		1	
Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Introducida			1
Rutaceae	<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray) Benth.	Nativa			12
Salicaceae	<i>Populus mexicana</i> Wesm. ex DC.	Nativa	14	11	10
Sapindaceae	<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.	Introducida	14	3	
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Nativa	1		
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Nativa		5	
Suma			507	917	777