

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD ARBÓREA DE UN BOSQUE DE GALERÍA URBANO EN EL RÍO CAMACHITO, NORESTE DE MÉXICO

TREE STRUCTURE AND DIVERSITY OF AN URBAN GALLERY FOREST IN THE CAMACHITO RIVER, NORTHEAST MÉXICO

Canizales-Velázquez, P.A.; E. Alanís-Rodríguez, S. A. García-García, V. A. Holguín-Estrada y A. Collantes-Chávez-Costa.

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD ARBÓREA DE UN BOSQUE DE GALERÍA URBANO EN EL RÍO CAMACHITO, NORESTE DE MÉXICO.

TREE STRUCTURE AND DIVERSITY OF AN URBAN GALLERY FOREST IN THE CAMACHITO RIVER, NORTHEAST MÉXICO.

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD ARBÓREA DE UN BOSQUE DE GALERÍA URBANO EN EL RÍO CAMACHITO, NORESTE DE MÉXICO.

TREE STRUCTURE AND DIVERSITY OF AN URBAN GALLERY FOREST IN THE CAMACHITO RIVER, NORTHEAST MÉXICO.

Canizales-Velázquez, P.A.;
E. Alanís-Rodríguez,
S. A. García-García,
V. A. Holguín-Estrada y
A. Collantes-Chávez-Costa.

ESTRUCTURA Y
DIVERSIDAD ARBÓREA DE
UN BOSQUE DE GALERÍA
URBANO EN EL RÍO
CAMACHITO, NORESTE DE
MÉXICO

TREE STRUCTURE AND
DIVERSITY OF AN URBAN
GALLERY FOREST IN THE
CAMACHITO RIVER,
NORTHEAST MÉXICO

POLIBOTÁNICA

Instituto Politécnico Nacional

Núm. 51: 91-105. Enero 2021

DOI:
10.18387/polibotanica.51.6

P. A. Canizales-Velázquez

E. Alanís-Rodríguez / eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx

S. A. García-García

V. A. Holguín-Estrada

*Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales,
Carretera Linares-Cd. Victoria km 145, Apdo. postal 41, C. P. 67700 Linares,
Nuevo León, México, (821) 2124895, ext. 232*

A. Collantes-Chávez-Costa

*Universidad de Quintana Roo, División de Desarrollo Sustentable,
Avenida Andrés Quintana Roo con calle 110 Sur s/n, CP 77600
Cozumel, Quintana Roo, México.*

RESUMEN: Los bosques de galería son comunidades forestales ubicadas en las orillas de los ríos y arroyos. Estas comunidades vegetales son heterogéneas entre ellas, y la variación en su estructura y diversidad está influida por distintos factores como la altura, tipo de suelo y clima de la zona donde se desarrollan. Protegen de la erosión los márgenes de los ríos, representan el hábitat de distintas especies de plantas y animales, y proporcionan otros importantes servicios ecosistémicos. Por su ubicación, estos bosques son susceptibles de impactos antropogénicos, por lo que su conservación y uso requiere de estrategias de manejo propias de la estructura de la comunidad vegetal que la caracteriza. En el presente estudio se caracterizó la estructura y diversidad de la comunidad arbórea de un bosque de galería en el río Camachito, en el área urbana de Linares, Nuevo León, México. En 15 sitios de muestreo rectangulares de 250 m² (25 x 10 m) cada uno, ubicados a lo largo de la ribera del río Camachito, se evaluó la estructura vertical (altura, h) y horizontal (diámetro normal, $d_{1.30\text{ m}}$), así como la abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e índices de valor de importancia (IVI), de diversidad específica de Margalef (D_{Mg}), de Shannon (H') y de diversidad real (lD). Se registraron 21 especies arbóreas, pertenecientes a 19 géneros, de las cuáles seis fueron consideradas como especies introducidas. *Taxodium mucronatum* Ten. presentó el mayor IVI (35.2%). La comunidad se caracterizó por presentar una mayor proporción de individuos de una altura máxima de 26 m, y un diámetro normal menor de 20 cm; asimismo, la comunidad registró un índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}) de 3.87, una diversidad de Shannon (H') de 2.35 y un índice de diversidad verdadera de Shannon (lD) de 10.48. La distribución de las clases diamétricas y alturas es característica de las poblaciones en crecimiento, presentando en su mayoría árboles jóvenes, y la riqueza y diversidad fueron altas en comparación con otros bosques de galería en México.

Palabras clave: estructura vertical, riqueza, *Taxodium mucronatum*

ABSTRACT: Gallery forests are vegetation communities located on the banks of rivers and streams. These plant communities are heterogeneous among them, and the

variation in their structure and diversity is influenced by different factors such as the height, type of soil and climate of the area where they grow. They protect riverbanks from erosion, represent the habitat of different species of plants and animals, and provide other important ecosystem services. Due to their location, these forests are susceptible to anthropogenic impacts, so their conservation and use requires management strategies specific to the structure of the plant community that characterizes it. In this study, we assessed the structure and diversity of tree community of a gallery forest on the Camachito River, in the urban area of Linares, Nuevo León, México. Fifteen rectangular sampling sites of 250 m² (25 x 10 m) each, located along the banks of the Camachito River, were set up to evaluate the vertical (height, h) and horizontal (normal diameter, $d_{1.30\text{ m}}$) structure, as well as the abundance (AR_i), dominance (DR_i), frequency (FR_i) and importance value indices (IVI), of specific diversity of Margalef (D_{Mg}), of Shannon (H') and of real diversity (1D). 21 tree species were registered, belonging to 19 genera, from which six are considered as introduced species. *Taxodium mucronatum* Ten. showed the highest IVI (35.2 %). The community is characterized by a greater proportion of individuals with a maximum height of 26 m, and an average diameter of less than 20 cm; the community also recorded a Margalef diversity index (D_{Mg}) of 3.87, a Shannon diversity (H') of 2.35 and a true diversity index (1D) of 10.48. The diameter and height distribution are characteristic of growing populations, mostly presenting young trees, whereas both richness and diversity were higher compared to other gallery forests in Mexico.

Key words: richness, *Taxodium mucronatum*, vertical structure.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de galería son comunidades vegetales características de las orillas o riberas de los ríos y arroyos (Rzedowski, 2006). Estos bosques proporcionan importantes servicios ecosistémicos (Núñez-Avellaneda *et al.*, 2019); constituyen un ecotono entre las comunidades acuáticas y terrestres, y proveen de hábitat a la fauna silvestre lo que promueve el mantenimiento de la biodiversidad, y protegen a los ríos al disminuir el proceso de erosión de las márgenes (Naiman y Décamps, 1997). Además, influyen favorablemente en la calidad del agua y en el mantenimiento del ciclo hidrológico, pues reducen azolvamiento del lecho de los ríos (Croke *et al.*, 2017; Granados-Sánchez *et al.*, 2006).

Estas comunidades vegetales presentan una estructura heterogénea y composición florística diversa, en comparación con otros tipos de vegetación circundantes (Rzedowski, 1978; Bozóki *et al.*, 2018; Dahmer *et al.*, 2018). En los bosques de galería, los patrones de distribución de las especies están relacionados con la micro topografía y las variables edáficas (Cortés e Islebe, 2005), mientras que los cambios en las características de la vegetación ribereña, que influyen en su diversidad y en sus propiedades estructurales y funcionales, están asociados con los gradientes altitudinales (Acosta *et al.*, 2008; Ward *et al.*, 2002).

La vegetación ribereña ha sido sometida a intensas presiones provocadas por actividades antropogénicas, tales como la ganadería, la agricultura, el turismo y la extracción de madera, las cuales han provocado la disminución de su cobertura y de su diversidad y riqueza de especies, además de que han contribuido a la entrada de especies introducidas y ruderales, potencialmente invasoras (Aronson *et al.*, 2017; Canizales *et al.*, 2010; Grella *et al.*, 2018; Mata-Balderas *et al.*, 2020; Richardson *et al.*, 2007). En este contexto, para garantizar la provisión de los servicios ambientales proveídos por estos bosques, es necesario generar estrategias de manejo y conservación, las cuales requieren de la evaluación de su estructura y composición (Eskelson *et al.*, 2013; Meli *et al.*, 2017; Méndez Osorio *et al.*, 2014).

Se han realizado diversas investigaciones acerca de la estructura y composición de los bosques de galería sin impacto aparente en el Noreste de México, en las inmediaciones de la Sierra Madre Oriental, en el municipio de Allende, Nuevo León (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020b) y en los ríos Cabezones y Ramos en Nuevo León (Treviño *et al.*, 2001); también, se han desarrollado

estudios que evalúan el efecto de la actividad turística sobre estas comunidades como en el río Ramos, Nuevo León (Canizales *et al.*, 2010), así como la riqueza y composición de la vegetación ribereña en el río Santa Catarina en la zona metropolitana de Monterrey (Mata-Balderas *et al.*, 2020). A pesar de estos esfuerzos, los estudios de los bosques de galería en áreas urbanas son pocos, por lo que desconoce el estado actual de los mismos, este es el caso del bosque de galería del río Camachito en el área urbana de Linares. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue caracterizar la estructura y diversidad de la comunidad vegetal arbórea de bosque de galería en el río Camachito, dentro del área urbana de Linares, Nuevo León, México.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en una comunidad vegetal arbórea de bosque de galería en el río Camachito en el municipio de Linares, Nuevo León (Noreste de México), perteneciente a la región hidrológica San Fernando-Soto la Marina. La comunidad estudiada se encuentra dentro de las coordenadas geográficas UTM 14441296 E 2751082 N y las coordenadas 14440636 E y 2748618 N (fig. 1), dentro del área urbana del municipio de Linares, por lo cual presenta impactos asociados a la actividad recreativa de la población. El clima predominante es semicálido subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media anual es de 16 a 24 °C. El tipo de suelo predominante es vertisol (INEGI, 2009).



Fig. 1. Mapa de ubicación del área de estudio. A) Mapa de México indicando el estado Nuevo León, B) Mapa de Nuevo León indicando el municipio de Linares y C) Mapa del área urbana de Linares ubicando el río Camachito en color azul.

Análisis de la vegetación arbórea

En septiembre de 2016 se establecieron de manera aleatoria 15 sitios de muestreo rectangulares de 250 m² (25 x 10 m) cada uno a lo largo de la ribera del río Camachito (superficie muestral total de 3750 m²). Con la información se elaboró una curva especie-área (Alanís Rodríguez *et al.*, 2020a), donde se observó que se estabiliza la curva y no hay acumulación de especies, por lo tanto, hay representatividad de las especies en la localidad. En cada sitio se midieron todos los individuos de porte arbóreo con un diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}} \geq 7.5$ cm, como se indica en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR, 2012). Las variables dasométricas evaluadas fueron altura total (h), diámetro normal ($d_{1.30\text{ m}}$) y diámetro de copa (d_{copa}). Los sitios se establecieron en forma paralela de acuerdo con la dirección del cauce del río, el cual fluye de sur a norte (Canizales *et al.*, 2010). Para verificar la nomenclatura correcta de las especies se utilizó la plataforma Tropicos[®] (Tropicos, 2020).

Análisis de la información

Para caracterizar de manera vertical y horizontal a la comunidad vegetal arbórea se generaron gráficos de clases diamétricas y clases de altura. Para describir la estructura de la comunidad se generó una gráfica de dominancia-diversidad (Brower *et al.*, 1998), la cual describe la relación de la abundancia absoluta de las especies en función de un arreglo secuencial, esto es, de la de mayor a la de menor abundancia (Martella *et al.*, 2012).

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), el cual adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Alanís Rodríguez *et al.*, 2020a). La riqueza y diversidad se estimaron con el índice de Margalef (D_{Mg}) que está basado en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica), el índice de entropía de Shannon (H'), el cual está basado en la distribución proporcional de la abundancia de cada especie (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 la Tabla 1.

Tabla 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 AR_i = abundancia relativa por especie N_i = número de individuos de la especie i 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 DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total G_i = área basal de la especie i 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 FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total P_i = número de sitios en los que está presente la especie i NS = el 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 DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total</p>

$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$ $p_i = n_i / N$	<p>H' = índice de Shannon-Weiner S = número de especies presentes N = número total de individuos n_i = número de individuos de la especie ln = logaritmo natural</p>
$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln(N)}$	<p>D_{Mg} = índice de Margalef S = número de especies presentes N = número total de individuos ln = logaritmo natural</p>
${}^1D = \exp(H')$	<p>¹D = índice de diversidad verdadera de Shannon H' = índice de Shannon-Weiner</p>

RESULTADOS

Se registraron en total 13 familias, siendo Taxodiaceae la que presentó el índice de valor de importancia más alto de 35.9%, seguida de Fabaceae (14.99%) y Boraginaceae (11.35%). La familia con el mayor número de especies fue Fabaceae con siete, seguida por Salicaceae con dos.

Tabla 2. Abundancia, dominancia (cobertura de copa), frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las familias arbóreas registradas en el área de estudio. (Las especies están ordenadas en forma descendente según su valor de IVI).

Familia	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	Abs.	Rel.	Abs.	Rel.	Abs.	Rel.	
Taxodiaceae	168.00	36.21	13746.39	54.32	73.33	17.19	35.90
Fabaceae	85.33	18.39	2377.19	9.39	73.33	17.19	14.99
Boraginaceae	56.00	12.07	2397.68	9.47	53.33	12.50	11.35
Juglandaceae	37.33	8.05	1835.10	7.25	33.33	7.81	7.70
Polygonaceae	26.67	5.75	996.40	3.94	40.00	9.38	6.35
Platanaceae	24.00	5.17	1423.38	5.62	26.67	6.25	5.68
Meliaceae	21.33	4.60	494.52	1.95	40.00	9.38	5.31
Euphorbiaceae	16.00	3.45	296.02	1.17	33.33	7.81	4.14
Cannabaceae	10.67	2.30	1057.08	4.18	6.67	1.56	2.68
Salicaceae	8.00	1.72	354.82	1.40	20.00	4.69	2.60
Rutaceae	5.33	1.15	142.95	0.56	13.33	3.13	1.61
Oleaceae	2.67	0.57	117.75	0.47	6.67	1.56	0.87
Lauraceae	2.67	0.57	68.01	0.27	6.67	1.56	0.80
Suma	464	100	25307.29	100	426.67	100	100

Abs. = absoluta, Rel. = relativa, IVI = índice de valor de importancia

Se registraron 21 especies arbóreas pertenecientes a 19 géneros, de las cuales siete corresponden a especies nativas de bosque de galería, siete a especies nativas de matorral espinoso tamaulipeco, seis a especies introducidas y una especie asociada a bosque de galería (Anexo 1). La comunidad evaluada presentó una abundancia absoluta de 464 N ha⁻¹, y presentó

una cobertura de copa de 25307.3 m² ha⁻¹. *Taxodium mucronatum* fue la especie que presentó los mayores valores de abundancia relativa (36.21%), dominancia (54.32%) y frecuencia (15.07%), con un índice de valor de importancia de 35.2%, siguiendo en orden de importancia *Ehretia anacua* y *Carya illinoensis* con IVI de 10.83% y 7.38%, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies registradas en el área de estudio.

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	N ha ⁻¹	Rel.	m ² ha ⁻¹	Rel.	Abs.	Rel.	
<i>Taxodium mucronatum</i>	168	36.21	13746.4	54.32	73.33	15.07	35.2
<i>Ehretia anacua</i>	56.00	12.07	2397.7	9.47	53.33	10.96	10.83
<i>Carya illinoensis</i>	37.33	8.05	1835.1	7.25	33.33	6.85	7.38
<i>Morus nigra</i>	26.67	5.75	996.4	3.94	40.00	8.22	5.97
<i>Platanus rzedowskii</i>	24.00	5.17	1423.4	5.62	26.67	5.48	5.43
<i>Melia azedarach</i>	21.33	4.60	494.5	1.95	40.00	8.22	4.92
<i>Caesalpinia mexicana</i>	21.33	4.60	457.3	1.81	40.00	8.22	4.87
<i>Ricinus communis</i>	16.00	3.45	296.0	1.17	33.33	6.85	3.82
<i>Leucaena leucocephala</i>	16.00	3.45	577.6	2.28	20.00	4.11	3.28
<i>Acacia farnesiana</i>	13.33	2.87	460.1	1.82	20.00	4.11	2.93
<i>Havardia pallens</i>	16.00	3.45	260.2	1.03	20.00	4.11	2.86
<i>Celtis laevigata</i>	10.67	2.30	1057.1	4.18	6.67	1.37	2.62
<i>Ebenopsis ebano</i>	10.67	2.30	278.4	1.10	13.33	2.74	2.05
<i>Leucaena pulverulenta</i>	5.33	1.15	255.1	1.01	13.33	2.74	1.63
<i>Populus mexicana</i>	5.33	1.15	203.6	0.80	13.33	2.74	1.56
<i>Salix humboldtiana</i>	2.67	0.57	151.2	0.60	6.67	1.37	0.85
<i>Casimiroa greggii</i>	2.67	0.57	124.1	0.49	6.67	1.37	0.81
<i>Fraxinus berlandieriana</i>	2.67	0.57	117.8	0.47	6.67	1.37	0.80
<i>Prosopis laevigata</i>	2.67	0.57	88.4	0.35	6.67	1.37	0.76
<i>Vallesia glabra</i>	2.67	0.57	68	0.27	6.67	1.37	0.74
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2.67	0.57	18.8	0.07	6.67	1.37	0.67
Suma	464	100	25307.3	100	486.67	100	100

Abs. = absoluta, Rel. = relativa, IVI = índice de valor de importancia, N·ha⁻¹ = Número de individuos por hectárea; m² ha⁻¹ = metros cuadrados de cobertura de copa por hectárea.

De acuerdo con el gráfico de clases diamétricas, la mayor abundancia se registró en los individuos menores de 20 cm de diámetro normal con 264 N ha^{-1} , observándose después una tendencia negativa en la abundancia de individuos conforme aumenta el diámetro de éstos, siendo las categorías a partir de 80 cm las que presentaron la menor abundancia (fig. 2).

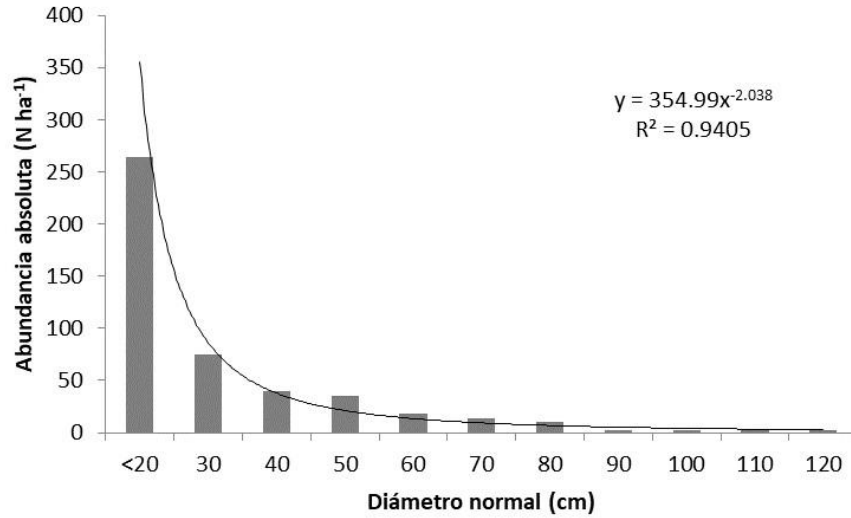


Fig. 2. Distribución de categorías diamétricas para la vegetación arbórea del bosque de galería urbano en el río el Camachito.

El gráfico de clases de altura también presentó una tendencia negativa conforme aumenta la altura de los individuos; la clase menos 8 m fue la predominante con 165 N ha^{-1} , posteriormente, las clases de 10, 12, 14 y 16 m presentaron la mayor abundancia conjunta, representando el 46.89 % de la comunidad (fig. 3).

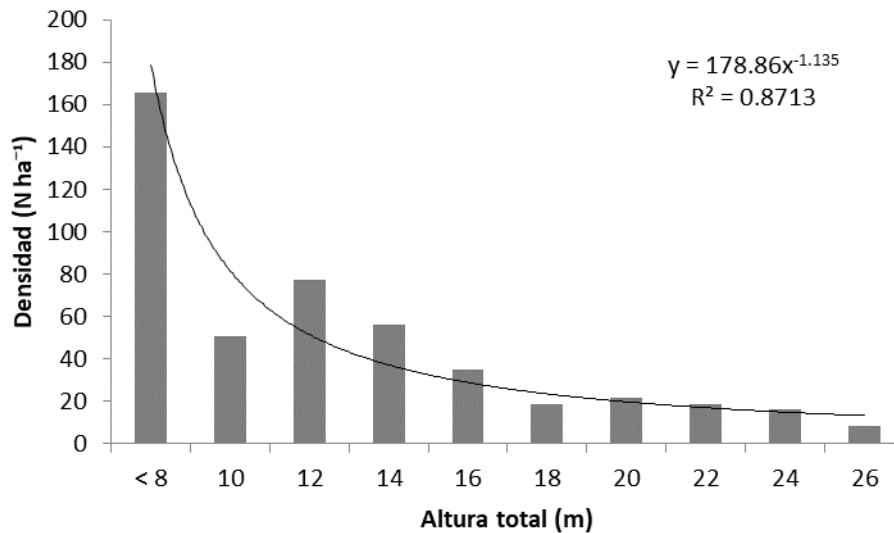


Fig. 3. Distribución de clases de altura para la vegetación arbórea del bosque de galería urbano en el río Camachito.

La figura 4 (rango/abundancia) describe de manera gráfica la relación entre la abundancia y las especies ordenadas en categorías de la de mayor a la de menor abundancia (Villarreal et al., 2006). La distribución de las especies muestra que la diversidad-abundancia presenta una tendencia exponencial negativa, con un número pequeño de especies abundantes y una gran proporción de especies poco abundantes, lo que se refleja a través de una curva de jota invertida. En el gráfico se aprecia que las tres especies con mayor abundancia son nativas.

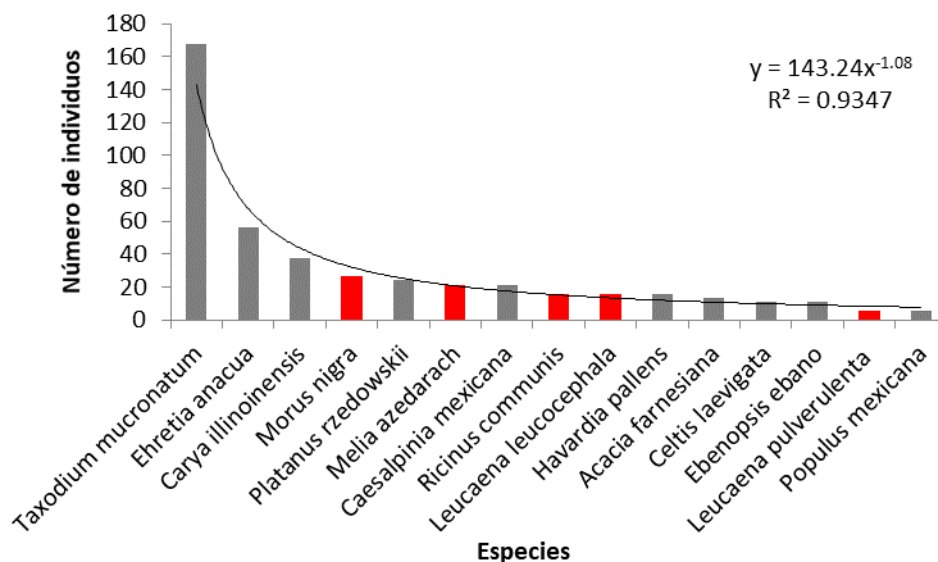


Fig. 4. Gráfico dominancia-diversidad de la vegetación arbórea del bosque de galería urbano en el río el Camachito. Las barras grises indican especies nativas, las barras rojas indican especies introducidas.

De acuerdo con el análisis de diversidad alfa, la comunidad vegetal analizada presentó una riqueza de 21 especies, un índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}) de 3.87, un índice de entropía de Shannon (H') de 2.35 y un índice de diversidad verdadera de Shannon de 10.48.

DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados, la especie con mayor índice de valor de importancia ecológica fue *Taxodium mucronatum* (Tabla 2), especie que es característica de estos ecosistemas ya que crece a las orillas de ríos, manantiales y arroyos, y en México presenta una amplia distribución (Enríquez-Peña et al., 2011). Estudios realizados en el estado de Nuevo León la reportan como una especie representativa y abundante en este tipo de vegetación (Treviño et al., 2001; Canizales et al., 2010).

El número de especies descritas en el presente trabajo es superior a las citadas por (Alanís-Rodríguez et al., 2020) y Canizales et al. (2010) en bosques de galería del mismo Estado. El mayor número de especies en este estudio puede explicarse por el número de especies identificadas como introducidas, que en total suman seis. Por otra parte, Aguilar (2018) reporta un total de seis especies arbóreas en un bosque de galería en el centro de México en el estado de Puebla y en el cual *Platanus mexicana* contribuyó con más del 50% al valor del IVI, mientras que en el presente estudio *T. mucronatum* representó el 35.2%. Treviño et al. (2001) mencionan

que es común que en los bosques de galería no exista una dominancia clara para ninguna especie, aunque especies como *Populus deltoides subsp. wislizenii* y *Platanus occidentalis*, muestran una alta capacidad de colonización ya que sus semillas son dispersadas por el viento (Sánchez, 1986; Treviño *et al.*, 2001).

El disturbio antropogénico y la actividad turística afectan la abundancia de los individuos arbóreos en los bosques de galería (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020b). Por ejemplo, Canizales *et al.* (2010) reportan un total de 970 N ha⁻¹ para un bosque de galería con poco grado de disturbio antrópico, mientras que Alanís-Rodríguez *et al.* (2020b) registraron 2187 N ha⁻¹ en un bosque de galería de difícil acceso y sin alteración aparente; por su parte Aguilar (2018) reporta 820 N ha⁻¹ para un bosque de galería con solo seis especies. En el presente estudio se registró una abundancia menor (464 N ha⁻¹), lo que puede deberse al impacto que tienen las actividades antropogénicas en este tipo de vegetación debido a la cercanía al área urbana del municipio.

Otro indicador del impacto antropogénico sobre la comunidad vegetal evaluada es la presencia de especies introducidas. Las especies exóticas o introducidas tienen el potencial de modificar la composición del bosque y la función ecológica de los sistemas ribereños urbanos (Pennington *et al.*, 2010). En este estudio se registraron seis especies clasificadas como introducidas, hallazgo similar al registrado por Mata-Balderas *et al.* (2020) en una zona ribereña urbana en Monterrey, Nuevo León, en donde también registraron especies introducidas como *Morus nigra*, *Melia azedarach*, *Ricinus communis*, *L. leucocephala*, *F. berlandieriana* que coinciden con el presente estudio. Especies como *Melia azedarach*, *L. leucocephala* y *F. berlandieriana* han sido registradas como parte de las áreas verdes públicas del municipio de Linares (Leal *et al.*, 2018); en particular, *L. leucocephala* ha sido reconocida como una especie exótica invasora de las más dañinas del mundo (Mata-Balderas *et al.*, 2020), ya que se ha registrado como maleza en más de 20 países de todos los continentes, invade hábitats naturales, perturbados, degradados y otros sitios ruderales y puede llegar a formar matorrales densos monoespecíficos amenazando bosques nativos y especies endémicas (GISD, 2020). Estudios como el de Burton *et al.* (2005) indican que los cambios en el ensamblaje de especies leñosas ribereñas en Estados Unidos de América se deben en gran medida a la urbanización de estas zonas.

La tendencia negativa encontrada en la relación densidad – diámetro normal (fig. 2), indica que la comunidad vegetal estudiada presenta en su mayoría árboles jóvenes, y un reducido número de individuos en las categorías diamétricas mayores, comportamiento que también se presenta en otros estudios, como en un bosque de oyamel en Zapalinamé, Coahuila, donde el bosque presentó un crecimiento típico de una población en crecimiento, ajustándose a la de una “J” invertida, atribuyendo esta característica a la dominancia de especies tolerantes a la sombra y por tratarse de un bosque incoetáneo (Encina-Domínguez *et al.*, 2008), de la misma manera López-Hernández y colaboradores (2017) en su estudio de un bosque mixto *Pinus-Abies* en Puebla, México, también registraron este tipo de distribución con asimetría hacia la izquierda, presentando la mayor cantidad de individuos en las categorías diamétricas menores. También Méndez Osorio *et al.* (2018) en su estudio de un bosque de *Pinus-Quercus* en Guerrero, México registraron una línea de tendencia exponencial en decremento, conforme aumentaban las clases diamétricas, los autores indicaron que era un bosque en regeneración y crecimiento en el que la población más abundante se agrupa en las primeras categorías diamétricas. Y finalmente Rodríguez Sosa *et al.* (2018) en un estudio de un bosque de galería en Guisa, Cuba, reportaron una distribución diamétrica similar a lo registrado en este estudio, donde el bosque presenta la mayoría de los árboles en las categorías diamétrica pequeñas, que son lo suficientemente abundantes para sustituir a los árboles grandes que mueren o son talados.

El comportamiento de altura de los árboles siguió la misma tendencia que los diámetros (fig. 3). Acosta *et al.* (2008) mencionan que cuando el número de individuos del piso inferior es superior a los del intermedio, el área corresponde a un bosque en regeneración, en este caso no se determinaron pisos, pero se observa una disminución en la cantidad de árboles conforme

éstos son más altos, lo cual coincide con otros trabajos realizados en áreas semejantes (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020b; Canizales *et al.*, 2010) y también con áreas evaluadas en otros tipos de bosque (García *et al.*, 2019; Zarco-Espinosa *et al.*, 2010), y refuerza la interpretación de la dominancia de árboles maduros en el área de estudio.

Mata-Balderas *et al.* (2020) reportan que la comunidad vegetal ribereña estudiada sobre el río Santa Catarina en Monterrey, Nuevo León se encuentra conformada por un bajo número de especies, aunque muy abundantes, siendo el resto de las especies prácticamente raras, lo cual coincide con lo observado en la curva rango de especies/abundancia de esta investigación (fig. 4).

La riqueza de especies de acuerdo con el índice de Margalef (D_{Mg}) puede considerarse como media a alta, ya que dicho índice alcanza valores superiores a 5 cuando se considera alta riqueza y menores a 2 como baja riqueza (Margalef, 1972). En este estudio el valor fue de 3.87, resultando ser mayor a lo documentado por Alanís-Rodríguez *et al.* (2020b) quienes obtuvieron un índice de 1.52, y mayor a lo reportado por Canizales *et al.* (2010), quienes obtuvieron un valor de 0.44, 0.76 y 0.50 para tres áreas evaluadas. Este resultado puede estar asociado a la presencia de especies introducidas a consecuencia de la relación con centros urbanos o con la actividad turística - recreativa.

El valor obtenido para el índice de entropía de Shannon ($H' = 2.35$) puede interpretarse como medio, ya que valores menores a 2 se consideran como bajos y superiores a 3 son considerados altos (Shannon, 1948). El valor de H' registrado en el presente estudio fue superior a lo reportado por otros autores en estudios similares; por ejemplo, Canizales *et al.* (2010) reportaron valores de H' de 0.74, 0.47 y 0.18 para la vegetación de galería del río Ramos en Nuevo León bajo tres condiciones de impacto antropogénico, siendo el valor más alto para la condición considerada como muy buena. Treviño *et al.* (2001) obtuvieron un valor de $H' = 1.74$ para el río Cabezones en Nuevo León, donde detectaron una reducción de la vegetación natural; otros trabajos han reportado valores de 1.8 y 0.73 para dos ríos en el occidente (Sierra de Quila, Jalisco) y centro de México (Xaltatempa, Puebla) respectivamente (Santiago, 2014; Aguilar, 2018). Esto indica que a pesar de que el bosque de galería se encuentra muy cercano al área urbana del municipio, no presenta una disminución en el valor de este índice, es decir que la diversidad arbórea del río Camachito no se ha visto afectada por su cercanía con la ciudad.

De acuerdo con el índice de diversidad verdadero de Shannon, el valor obtenido en este estudio fue de 10.48. En otros trabajos como el de Treviño *et al.* (2001) obtuvieron un valor de 5.69 para el río Cabezones en Nuevo León, donde detectaron una reducción de la vegetación natural, mientras Santiago *et al.* (2014) y Aguilar, (2018) reportaron valores de 6.04 y 2.07 para la diversidad de dos ríos en el occidente y centro de México, respectivamente. Estos resultados indican que la comunidad evaluada es más diversa a la reportada en los otros estudios y eso se podría deber a que existe una tercera parte de especies introducidas, las cuales aumentan el número de especies y la complejidad proporcional de ellas.

CONCLUSIONES

(1) Las curvas de dominancia-diversidad, clases diamétricas y clases de altura se ajustaron bien a una “J” invertida, distribución característica en la mayoría de las comunidades vegetales caracterizadas por la presencia de organismos jóvenes, (2) la comunidad vegetal estudiada presenta alta riqueza y diversidad de especies en comparación con otros bosques de galería en México y (3) la especie con mayor importancia por su contribución a la comunidad es *T. mucronatum*.

LITERATURA CITADA

- Acosta, C., A. M. y H. A. (2008). Contribución de la flora arbórea de un sector del bosque ribereño “Los Letreros”, estado Trujillo, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana*, 52 (1), 21:31.
- Aguilar Luna, J. M. E. (2018). No Title Estructura y diversidad de la vegetación arbórea de un bosque de galería en el estado de Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 230–252.
- Alanís-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Canizales-Velázquez, P. A., Mora-Olivo, A., & Pequeño-Ledezma, M. Á Rodríguez, E. B. (2020). Estructura y diversidad de un bosque de galería en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11, 58.
- Alanís Rodríguez, E., Mora Olivo, A., & Marroquin de la Fuente, J. S. (2020). *Muestreo ecologico de la vegetacion*. Editorial Universitaria de I Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Aronson, M. F., Patel, M. V., O'Neill, K. M., and Ehrenfeld, J. G. (2017). Urban riparian systems function as corridors for both native and invasive plant species. *Biological Invasions*, 19(12), 3645–3657.
- Bozóki, T., Krasznai-Kun, E. A., Cserecsa, A., Várbbíró, G., and Boda, P. (2018). Temporal and spatial dynamics in aquatic macroinvertebrate communities along a small urban stream. *Environmental Earth Sciences*, 77 (559), 1–10.
- Brower, J.E.; J.H. Zar, y C. N. V. E. (1998). *General Ecology*. McGraw-Hill. Boston, MA. Estados Unidos, 273.
- 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.
- Canizales V., P. A., G. J. Alanís F., S. Favela L., M. Torres M., E. Alanís R., J. J. P. y H. P. R. (2010). Efecto de la actividad turística en la diversidad y estructura del bosque de galería en el noreste de México. *Ciencia UANL*, 13 (1), 55–63.
- CONAFOR. (2012). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009*. Coordinación General de Planeación e Información a Través de La Gerencia de Inventario Forestal y Geomática. Comisión Nacional Forestal, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Zapopan.
- Cortés C., J. C. y G. A. I. (2005). Influencia de factores ambientales en la distribución de especies arbóreas en las selvas del sureste de México. *Revista de Biología Tropical*, 53 (1-2), 115–133.
- Croke, J., Thompson, C., & Fryirs, K. (2017). Prioritising the placement of riparian vegetation to reduce flood risk and end-of-catchment sediment yields: Important considerations in hydrologically-variable regions. *Journal of Environmental Management*, 190, 9–19.
- Dahmer, S. C., Matos, L., and Morley, A. (2018). Preface—Restoring Toronto’s waters: Progress toward delisting the Toronto and Region Area of Concern. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 21 (3), 223–229.
- Encina-Domínguez, J. A., Encina-Domínguez, F. J., Mata-Rocha, E., & Valdes-Reyna, J. (2008). Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la sierra de zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de La Sociedad Botánica de Mexico*, 83, 13–24. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1785>
- Enríquez-Peña, E. Gabriela, & Suzán-Azpiri, H. (2011). Estructura poblacional de *Taxodium mucronatum* en condiciones contrastantes de perturbación en el estado de Querétaro, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82 (1), 153–167.
- Eskelson, B. N., Anderson, P. D., & Temesgen, H. (2013). Sampling and modeling riparian forest structure and riparian microclimate. *Density Management for the 21st Century: West Side Story*. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-880. Portland, OR. USA, In: Anders, 126–135.
- García García, S. A., Narváez Flores, R., Olivas García, J. M., & Hernández Salas, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10 (53), 41–63.

- GISD. (2020). *Species profile Leucaena leucocephala*. Global Invasive Species Database. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=23>
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. Á., & López-Ríos, G. F. (2006). Ecología de las Zonas Ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Medio Ambiente*, 12(1), 55–69.
- Grella, C., Renshaw, A., & Wright, I. . (2018). Invasive weeds in urban riparian zones: the influence of catchment imperviousness and soil chemistry across an urbanization gradient. *Urban Ecosystems*, 21(3), 505–517.
- INEGI. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Linares, Nuevo León. Clave geoestadística 19033*.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Leal Elizondo, C. E., Leal Elizondo, N., Alanís Rodríguez, E., Pequeño Ledezma, M. Á., Mora-Olivo, A., & Buendía Rodríguez, E. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48), 252–270.
- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez-Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera Bosques*, 23(1), 39–51. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, a Blackwell Publishing company. https://www2.ib.unicamp.br/profs/thomas/NE002_2011/maio10/Magurran_2004_c2-4.pdf
- Margalef, R. (1972). *Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity*. Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences, 44,211-235.
- Martella, M.; E. Trumper, L. Bellis, D. Renison, P. Giordano, G. Bazzano, y R. G. (2012). Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad. *Reduca (Biología). Serie Ecología*, 5 (1).
- Mata-Balderas, J. M., Hernández-Cárdenas, S. E., Alanís-Rodríguez, E., & Mora-Olivo, A. (2020). izeza, composición y abundancia de especies en una comunidad vegetal ribereña en el río Santa Catarina, Monterrey, Nuevo León. *Ciencia UAT*, 14(2), 06–20.
- Meli, P., Ruiz, L., Aguilar, R., Rabasa, A., Rey-Benayas, J. M., & Carabias, J. (2017). Bosques ribereños del trópico húmedo de México: Un caso de estudio and aspectos críticos para una restauración exitosa. *Madera Bosques*, 23(1), 181–193. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311118>
- Méndez Osorio, C., Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, Ó. A., & Treviño Garza, E. J. (2014). Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69), 63–70.
- Méndez Osorio, C., Mora Donjuán, C. A., Rodríguez, E. A., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, O. A., Treviño Garza, E. J., & Pequeño Ledezma, M. A. (2018). Fitodiversidad y estructura de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 35–53. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.236>
- Naiman, R. J. and H. D. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 28, 621–658. <https://doi.org/Doi:10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>.
- Núñez-Avellaneda, L. A., Castro, M. I., Mestre, G., & Lozano, L. (2019). Los bosques de galería conectores de vida. *Ámbito Investigativo*, 4 (1), 14–19.
- Pennington, D. N., Hansel, J. R., & Gorchov, D. L. (2010). Urbanization and riparian forest woody communities: diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*, 143 (1), 182–194.
- Richarson, D. ., Holmes, P. ., Elser, K., Kirkman, S. ., & Hobbs, R. . (2007). Riparian vegetation: deradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126–139.

Recibido:
30/abril/2020

Aceptado:
9/febrero/2021

- Rodríguez Sosa, J. L., Puig Pérez, A., & Leyva Magaña, C. P. (2018). Caracterización estructural del bosque de galería de la Estación Experimental Agroforestal de Guisa. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 6(1), 45–57.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México Ed. Limusa. 4ª. Reimpresión. México, D. F. México.*
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México. Ira. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.*
- Sánchez, S. R. (1986). *Vegetación en galería y sus relaciones hidrogeomorfológicas. Ing. Hidr. Méx. 1(3), 70-78.*
- Santiago P., A. L., A. Ayón E., V. C. Rosas E., F. A. R. Z. y S. L. T. G. (2014). Estructura del bosque templado de galería en la sierra de Quila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5 (24), 144–159.
- Shannon, C. (1948). No TitleThe mathematical theory of communication. *En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press, 134–154.*
- Treviño, E. J., Cavazos Camacho, C., & Aguirre-Calderon, O. A. (2001). Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques*, 7(1), 13–25. <https://doi.org/Doi:10.21829/myb.2001.711315>
- Tropicos. (2020). Tropicos, org. Missouri Botanical Garden. *Missouri Botanical Garden.*
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., ... & Umaña, A. M. (2006). *Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad: 191 (en) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad.*
- Ward, J., K. Tockner, D. A. and C. C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47, 517–539.
- Zarco-Espinoza, V. M., J. L. Valdez-Hernández, G. Á.-P. y O. C.-A. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), 1-17.

Anexo 1

Especie	Nombre común	Familia	Forma biológica	Origen
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva	Nativa MET
<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray	Árbol del potro	Fabaceae	Arbórea	Nativa MET
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Nogal	Juglandaceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Casimiroa greggii</i> (S. Watson) F. Chiang	Chapote amarillo	Rutaceae	Arbustiva	Nativa MET
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Palo blanco	Cannabaceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.)	Ébano	Fabaceae	Arbórea	Nativa MET
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Boraginaceae	Arbustiva	Nativa MET
<i>Fraxinus berlandieriana</i> A. DC.	Fresno	Oleaceae	Arbórea	Introducida
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbórea	Nativa MET
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucaena	Fabaceae	Arbórea	Introducida
<i>Leucaena pulverulenta</i> (Schltdl.) Benth.	Leucaena P.	Fabaceae	Arbórea	Introducida
<i>Melia azedarach</i> L.	Canelón	Meliaceae	Arbórea	Introducida
<i>Morus nigra</i> L.	Mora	Polygonaceae	Arbórea	Introducida
<i>Platanus rzedowskii</i> Nixon & J.M. Poole	Álamo	Platanaceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Populus mexicana</i> Wesm. ex DC.	Alamillo	Salicaceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Arbórea	Asociada BG
<i>Ricinus communis</i> L.	Higuerón	Euphorbiaceae	Arbustiva	Introducida
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Sauce	Salicaceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	Sabino	Taxodiaceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Vallesia glabra</i> (Cav.) Link	Magüira	Lauraceae	Arbórea	Nativa BG
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva	Nativa MET

Nativa MET= nativa de matorral espinoso tamaulipeco, nativa BG = nativa de bosque de galería, asociada BG = asociada a bosque de galería.