

## CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA CUANTITATIVA DE LA VEGETACIÓN ARBÓREA DE LA COSTANERA DE LA CIUDAD DE CORRIENTES, ARGENTINA

Claudia Verónica Luna<sup>1,2\*</sup>, María Laura Fontana<sup>1,3</sup>, Nicolás Leandro Ortiz<sup>1,2</sup>, Gonzalo Talavera<sup>4</sup> y Alejandro Javier Cristiá<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional del Nordeste (UNNE), Facultad de Ciencias Agrarias

<sup>2</sup>Instituto de Botánica del Nordeste (UNNE-CONICET)

<sup>3</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria Corrientes, Argentina

<sup>4</sup>Municipalidad de la Ciudad de Corrientes, Subsecretaría de Planificación Ambiental

\*E-mail: claudiaverluna@gmail.com

Recibido: 03/04/2023

Aceptado: 13/06/2023

### RESUMEN

Se condujo un relevamiento de especies en el sector norte de la costanera correntina durante el año 2022 con el fin de evaluar la diversidad de su arbolado urbano. Se calcularon distintos índices y parámetros para analizar la alfa-diversidad: riqueza específica, frecuencia, cobertura y densidad; los índices de Berger-Parker, de Simpson, de Shannon-Wiener, de equitatividad de Shannon e índices de valor de importancia (IVI) de especies y de familia. Resultó que el sector analizado cuenta con 1.076 individuos, expresa una riqueza específica de 56 especies y 51 géneros, representados en 24 familias taxonómicas. Las especies con mayor frecuencia y abundancia fueron *Handroanthus heptaphyllus*, *Jacaranda mimosifolia* y *Peltophorum dubium*; y las de mayor dominancia *H. heptaphyllus*, *P. dubium* y *Ceiba speciosa*. Las familias más representativas, abundantes y dominantes fueron Fabaceae (con un máximo de nueve géneros y 10 especies) y Bignoniaceae (con cinco géneros y seis especies), siendo Malvaceae la más frecuente. El 38% fueron especies nativas y el 62% restante, exóticas. El IVI denotó que la especie y familia con mayor importancia ecológica han sido *H. heptaphyllus* y *Bignoniaceae*, respectivamente. Los valores de los índices de Simpson y Berger-Parker indicaron baja dominancia de especies y alta riqueza. Shannon-Wiener posicionó al área con una diversidad baja, mientras que la equitatividad de Shannon indicó una distribución poco equitativa de la cantidad de individuos por especie. Actualmente, la costanera correntina poseería una baja diversidad de especies en el arbolado del sector norte, por lo que se recomienda introducir mayor biodiversidad en futuras intervenciones.

**Palabras clave:** biodiversidad, riqueza específica, parámetros estructurales, composición florística, arbolado urbano.

## QUANTITATIVE ECOLOGICAL CHARACTERIZATION OF THE TREE VEGETATION OF THE WATERFRONT OF THE CITY OF CORRIENTES, ARGENTINA

### ABSTRACT

A survey of species was conducted in the northern sector of the Corrientes riverside path during the year 2022 in order to evaluate the diversity of its urban trees. Different indices and parameters were calculated to analyze alpha-diversity: tree species richness, frequency, coverage and density; Berger-Parker, Simpson, Shannon-Wiener, Shannon evenness indices, and importance value indices (IVI) of species and family. It turned out that the sector analyzed has 1,076 individuals, expresses a specific richness of 56 species and 51 genera, represented in 24 taxonomic families. The species with the highest frequency and abundance were *Handroanthus heptaphyllus*, *Jacaranda mimosifolia* and *Peltophorum dubium*; and those of greater dominance *H. heptaphyllus*, *P. dubium* and *Ceiba speciosa*. The most representative, abundant and dominant families were Fabaceae (with a maximum of nine genera and 10 species) and Bignoniaceae (with five genera and six species), with Malvaceae being the most frequent. 38% were native species and the remaining 62% were exotic. The IVI noted that the species and family with the greatest ecological importance have been *H. heptaphyllus* and *Bignoniaceae*, respectively. The values of the Simpson and Berger-Parker indices indicated low species dominance and high species richness. Shannon-Wiener ranked the area as low in diversity, while Shannon Evenness index indicated an inequitable distribution of the number of individuals per species. Currently, the Corrientes waterfront would have a low diversity of species in the trees in the northern sector, so it is recommended to introduce more biodiversity in future interventions.

**Key words:** biodiversity, specific richness, structural parameters, floristic composition, urban trees.

## INTRODUCCIÓN

La ciudad de Corrientes se plantea, dentro de su planificación urbana, lineamientos básicos como: generar una ciudad compacta, proteger los bosques y humedales periurbanos y aumentar significativamente su biomasa forestal. Los árboles y espacios verdes son absolutamente fundamentales para la resiliencia y sostenibilidad de la ciudad, por sus funciones ambientales necesarias para la mitigación y adaptación al cambio climático, como por la inspiración al encuentro de la gente que generan, lo cual es más que evidente con la costanera correntina (Municipalidad de la ciudad de Corrientes, 2021). La costanera, o paseo costero General San Martín, se emplaza sobre una gran defensa que protege al sector de las crecidas del río, y se constituyó como un espacio urbano convocante, vivenciado por diferentes clases sociales, que contribuye a generar nuevas actividades y colabora con el perfil turístico a través de la playa, carnavales, ferias, ventas ambulantes y puestos de comida (Rus, 2019).

El espacio verde urbano en términos de biodiversidad es un importante recuperador de servicios ecosistémicos (Pengue, 2017). En este sentido, en la ciudad no sólo es importante conocer la funcionalidad sino también las formas en que los espacios verdes públicos y privados se pueden mejorar, estabilizar y reproducir. Los servicios ecosistémicos (producción de oxígeno, refugio a la fauna en las ciudades, reduce las partículas contaminantes en el ambiente, reduce las temperaturas, reduce la escorrentía superficial y los ruidos de las ciudades) brindados por espacios verdes (parques, espacios de césped, jardines comunitarios, áreas de juego, terrenos con árboles u otra vegetación en las calles, incluyendo techos verdes) permiten una percepción pública de sus bondades; sin embargo, su relevancia es considerada parcial por el gran público por falta de concientización acerca de su importancia en la sociedad o (Silva *et al.*, 2018).

Describir la composición, diversidad y estructura de un ecosistema forestal permite establecer estrategias para la conservación de la biodiversidad. El detalle de la diversidad de especies y aspectos estructurales mediante índices cuantitativos son útiles para evaluar su comportamiento ante posibles disturbios de índole natural o antrópico (López Serrano *et al.*, 2022); además de tener una mayor implicancia en la toma de decisiones para la gestión del medio natural y de su biodiversidad. A pesar de la importancia de conocer la diversidad biológica de las ciudades, no se han realizado estudios que

permitan caracterizarla en la costanera de la ciudad de Corrientes. Por ello, el presente trabajo tuvo como objetivos relevar, caracterizar y evaluar la diversidad biológica del arbolado urbano en el sector norte de la costanera correntina General San Martín, bajo la hipótesis de que la estimación de un grupo de indicadores permitiría tener un diagnóstico de la biodiversidad general del área en estudio de la ciudad.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El estudio se realizó durante el año 2022 en el sector norte de la costanera Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital (desde -27.473876, -58.855823 hasta -27.461782, -58.838696) con una extensión de 2,37 km y una superficie aproximada de 17,5 ha (Figura 1). Para caracterizar esta zona debe tenerse en cuenta que las obras de la avenida costanera se iniciaron en 1929 por Ley Provincial Nº 590, y no fue hasta 1950 cuando fue inaugurada. Se planificó un espacio de paseo de una ciudad ribereña, con parterres (paseo ancho a nivel del terreno con posibilidad de arborización dependiendo de sus dimensiones) de las veredas sumamente amplias, y un espacio destinado a la arborización con distintas especies de árboles, entre ellos el lapacho (Romero, 2016).

El clima es subtropical, cálido en verano, pero con heladas en invierno. Puede considerarse clima húmedo, con exceso hídrico desde finales de verano y otoño y deficiencia de precipitaciones en invierno y comienzo de primavera. La temperatura media anual fluctúa entre 19,5 °C y 22 °C, encontrándose más próxima a 22 °C en la zona del proyecto durante la mayoría de los años. La media anual de precipitaciones se desplaza entre 1.200 y 1.400 mm. Los vientos predominantes son del este durante el 30% del año, con mayor frecuencia: del SE y luego los del NE, con velocidad media anual en la ciudad de Corrientes, menor que 10 Km/h (DIPROSE, 2019). Los suelos son areniscas muy pelíticas, y se caracterizan por presentar arcillita poco limo-arenosa con sectores arenosos muy finos color amarillento verdoso con una capa más limo arcillosa (Santa Cruz *et al.*, 2019).

### Relevamiento

La intensidad de muestreo fue del 100%, es decir que se relevó toda la superficie considerada en el apartado "Área de estudio", registrando los individuos accesibles localizados en la barranca del río, en la vereda costanera y el parterre. Para la realización del relevamiento se



**Figura 1.** Área de estudio: sector norte de la Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital. Fuente: Ministerio de Obras y Servicios Públicos del gobierno de Corrientes (<https://obraspublicas.corrientes.gob.ar>)

sectorizó la extensión en siete tramos de 300-350 m de longitud cada uno. La identificación de cada ejemplar se realizó a través de los caracteres dendrológicos de naturaleza fisonómica y organográfica. La caracterización dendrométrica de cada individuo consistió en la medición de: (i) el diámetro a la altura del pecho (DAP a 1,3 m), con cinta diamétrica o forcípula de brazo móvil, y (ii) la altura total, mediante el uso del clinómetro forestal (SUUNTO® PM5/1520).

Las mediciones se realizaron sobre el 86% de los árboles. El 14% estimado incluye árboles juveniles (3%) para los que se asignó arbitrariamente una altura de 1,5 m y un DAP de 0,05 m; y árboles inaccesibles cuyo valor asignado resultó del promedio de los árboles de la misma especie medidos en el sector. Las palmeras fueron consideradas solamente a nivel taxonómico de familia. La familia Arecaceae es la única del orden Arecales ubicada dentro de las monocotiledóneas. En aquellos casos en los que no resultaba posible identificar la especie, se registró el género, tomándose a los individuos incluidos como una especie más para el cálculo de cada índice (ver Estimación de indicadores).

### Estimación de indicadores y parámetros

Con la información obtenida del relevamiento, se estimaron los siguientes indicadores/parámetros:

(i) *Diversidad de especies o alfa-diversidad*: es la biodiversidad intrínseca de la comunidad vegetal de un

determinado paisaje. La alfa-diversidad es medida sobre comunidades concretas.

(ii) *Riqueza específica (S)*: número total de especies obtenido por un censo de la comunidad.

(iii) *Estimadores de la estructura de la comunidad*: son indicadores que dan información sobre la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie:

a. Índice de dominancia de Berger-Parker (D): es una medida de la dominancia y expresa la importancia proporcional de la especie más abundante. Provee una medida simple y de fácil interpretación sobre la abundancia de las especies (Landeros y Cerna, 2007). Su valor oscila entre 0 y 1; un valor cercano a 1 indica una mayor dominancia de una especie en particular, mientras que un valor más cercano a 0 indica una distribución más equitativa de las especies en la comunidad, señalando que no hay una especie marcadamente dominante (Saavedra-Romero *et al.*, 2019). Se calcula de acuerdo con la Ecuación 1.

$$D = N_{\text{máx}} \times N^{-1}$$

[Ecuación 1]

donde  $N_{\text{máx}}$  es el número de individuos en la especie más abundante y N es el número total de individuos, cuyo valor varía entre 0 y 1 (dominancia absoluta de una sola especie).

b. Índice de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ): determina la probabilidad de que dos individuos elegidos aleatoriamente en una comunidad pertenezcan a la misma especie. Este índice está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes. Este índice, que se calcula según la Ecuación 2, señala que cuánto más alta es la probabilidad de encontrar una especie ( $\lambda$  cercano a 1), menos diversa es la comunidad. Según los niveles de interpretación del índice de Simpson (Cusme Sacón y Farfán Valdéz, 2022), un valor de 0,26 (comprendido en el rango 0 a 0,5) indica que hay baja dominancia de especies y una alta riqueza. Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como  $D=1-\lambda$ ; cuanto más próximo es el valor a 1 mayor es la equidad, siendo para este caso 0,74. Este índice discrimina las especies poco abundantes y brinda mayor significancia a las dominantes (Doria-Bolaños *et al.*, 2021) y se estima según la Ecuación 2.

$$\lambda = \sum (p_i)^2 \quad \text{[Ecuación 2]}$$

donde  $p_i$  es la abundancia proporcional de la especie  $i$ , que resulta del cociente entre el número de individuos de la especie  $i$  y el número total de individuos de la muestra (proporción de individuos de la  $i$ -ésima especie =  $n_i \times N^{-1}$ ).

c. Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (diversidad funcional): representa la relación entre la riqueza de especies y la abundancia relativa de individuos, asumiendo que estos dos factores influyen en la heterogeneidad de la comunidad (Pla, 2006). Este índice se expresa con un número positivo, que en la mayoría de los ecosistemas naturales varía entre 0,5 y 5. No tiene límite superior o en todo caso lo da la base del logaritmo que se utilice (ver Ecuación 3). Ayuda a determinar la heterogeneidad y refleja de mejor manera la diversidad florística (Moreno, 2001). Generalmente este índice, que se calcula según la Ecuación 3, aumenta con el número de especies de la comunidad y puede alcanzar valores muy altos (Krebs, 1999), pero en la práctica, en comunidades biológicas suele estar entre 1,5 y 3,5, y, como se mencionó, raramente supera 5 (Washington, 1984).

$$H' = -\sum (p_i \ln p_i) \quad \text{[Ecuación 3]}$$

donde  $p_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$ ; donde  $i$  se encuentra representado por:  $n_i \times N^{-1}$ ;  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$  y  $N$  es el número total de especies.

d. Índice de equitatividad de Shannon ( $E$ ): hace referencia a que tan uniformemente distribuidos están los individuos entre las especies (cantidad de individuos/especie que compone cada área de estudio) (Franco *et al.*, 1989). Se basa en la abundancia proporcional de especies y se calcula según la Ecuación 4. Los valores obtenidos con este índice se encuentran entre 0 y 1, con 1 representando una situación en la cual todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988; Ortiz y Luna, 2019).

$$E = H' \times (H'_{\text{máx}})^{-1} \quad \text{[Ecuación 4]}$$

donde  $H'$  es el índice de Shannon y  $H'_{\text{máx}}$  es igual a  $\ln N$  ya que representa la situación donde todas las especies son igualmente abundantes.

(iv) *Frecuencia absoluta (F)*: es el número de veces (o probabilidad) que una especie se presenta en una cantidad dada en parcelas o puntos de muestreo con respecto al total de unidades muestrales. Se evaluó la contribución de cada especie a la constitución de la comunidad mediante la Ecuación 5:

$$F_i = P_i \times NS^{-1} \quad \text{[Ecuación 5]}$$

donde  $F_i$  es la frecuencia absoluta,  $P_i$  es el número de sitios en el que está presente la especie  $i$ , y  $NS$  el número total de sitios de muestreo.

(v) *Frecuencia relativa (Fr)*: es la probabilidad de una especie de aparecer en el muestreo con respecto al total de unidades muestrales ( $F$ ), con relación a la sumatoria de las frecuencias absolutas del total de especies presentes expresada en porcentaje (Ecuación 6):

$$Fr_i = [F_i \times (\sum_{i=1..n} F_i)^{-1}] \times 100 \quad \text{[Ecuación 6]}$$

donde  $Fr_i$  es la frecuencia relativa de la especie  $i$  respecto a la suma de las frecuencias, y  $F_i$  es la frecuencia absoluta.

(vi) *Dominancia o cobertura (C)*: expresa el área ocupada

por cada especie o cobertura en el área de muestreo. Se calcula de acuerdo con la Ecuación 7:

$$C_i = A_b \times E^{-1} \quad [\text{Ecuación 7}]$$

donde  $D_i$  es la cobertura absoluta,  $A_b$  el área basal de la especie  $i$  y  $E$  es la superficie (ha) (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010).

(vii) *Dominancia o cobertura relativa (Cr)*: dominancia de una especie referida a la dominancia de todas las especies, expresada en porcentaje (Ecuación 8):

$$Cr_i = [C_i \times (\sum_{i=1..n} C_i)^{-1}] \times 100 \quad [\text{Ecuación 8}]$$

donde  $Cr_i$  es cobertura relativa de la especie  $i$  respecto a la cobertura y  $C_i$  es la cobertura absoluta.

(viii) *Densidad o abundancia absoluta (A)*: número de individuos de una especie presentes en un área, según Ecuación 9.

$$A_i = N_i \times E^{-1} \quad [\text{Ecuación 9}]$$

donde  $A_i$  es la densidad absoluta,  $N_i$  es el Número de individuos de la especie  $i$ , y  $E$  la superficie de muestreo (ha).

(ix) *Densidad o abundancia relativa (Ar)*: es la relación porcentual del número de individuos de la especie con respecto al total de individuos de la parcela (Ecuación 10).

$$Ar_i = [A_i \times (\sum_{i=1..n} A_i)^{-1}] \times 100 \quad [\text{Ecuación 10}]$$

donde  $Ar_i$  es la densidad relativa de la especie  $i$  respecto a la densidad total, y  $A_i$  es la densidad absoluta.

La composición florística se determinó mediante la cuantificación del índice valor de importancia (IVI) de las especies que revela la importancia ecológica relativa de cada especie en una comunidad vegetal, y consiste en el promedio entre los valores relativos de densidad o abundancia ( $Ar$ ), frecuencia ( $Fr$ ) y dominancia o cobertura ( $Cr$ ), según la siguiente ecuación (Leal Elizondo *et al.*, 2018):

$$IVI = (Ar + Fr + Cr) \times 3^{-1} \quad [\text{Ecuación 11}]$$

El IVI es un índice sintético estructural, desarrollado principalmente para jerarquizar la dominancia de cada especie (Luna Florin *et al.*, 2022) o también para ponderar la dominancia de cada especie en función al espacio que ocupa (Del Águila, 2016).

Por último, se calculó el índice de valor de importancia por familia (IVIF) con el propósito de conocer la estructura bidimensional de la vegetación arbórea, según la siguiente ecuación (Del Águila, 2016; Mori y Boom, 1983):

$$IVIF = ArF + CrF + FrF \quad [\text{Ecuación 12}]$$

donde  $ArF$  es la abundancia relativa por familia,  $CrF$  es la dominancia o cobertura relativa por familia y  $FrF$  es la frecuencia relativa por familia. Las variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de familia de 0% a 100%.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del relevamiento mostraron que el sector norte de la costanera correntina presenta una densa vegetación arbórea (1.076 individuos en 2.370 m lineales), con una riqueza específica de 56 especies, representadas por 51 géneros y 24 familias taxonómicas y (Cuadro 1). Según la reglamentación vigente (Ordenanza N° 4.334/06 de la Municipalidad de la ciudad de Corrientes), que exige mantener como mínimo 10 árboles por cuadra, el sector analizado contaría con una densidad 4,5 veces mayor a la requerida según la normativa de planificación del arbolado urbano.

Comparativamente, Almirón *et al.* (2008) reportó para la localidad de Vallecitos (San Juan, Argentina), en una superficie similar, una riqueza de especies menor y una totalidad de individuos similar. Por su parte, Aiub Apud (2020) obtuvo para el macrocentro de la ciudad de la Rioja, con una superficie cinco veces mayor a la de la costanera correntina, una riqueza equivalente a la reportada en el presente trabajo. En cambio, Campari (2006) para el partido de Quilmes (Buenos Aires) con un área analizada un tanto superior, reportó una riqueza específica superior. En tanto que Benedetti y Campo de Ferreras (2007) para el barrio de la Villa Mitre (Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires) con un área tres veces mayor al estudiado consiguió una totalidad de individuos similar pero una riqueza de especies menor. Considerando áreas de estudio geográficamente análogas, Ortiz y Luna (2019) obtuvieron para la ciudad de Resistencia (Chaco)

**Cuadro 1.** Determinación de parámetros estructurales por especie y composición florística a partir de los datos del relevamiento realizado en la región norte de la costanera Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital. N: cantidad de individuos; Ar: densidad o abundancia relativa; Fr: frecuencia relativa; Cr: dominancia o cobertura relativa; IVIr: índice de valor de importancia relativo.

Especie o género	Familia	Origen biogeográfico	N	Ar	Fr	Cr	IVIr
<i>Astronium balansae</i>	Anacardiaceae	Nativa	7	0,65	3,10	1,29	1,68
<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	Exótica	5	0,46	1,55	0,52	0,75
<i>Plumeria rubra</i>	Apocynaceae	Exótica	9	0,83	3,10	0,28	1,40
<i>Thevetia peruviana</i>	Apocynaceae	Exótica	7	0,65	1,55	0,14	0,78
<i>Schefflera actinophylla</i>	Araliaceae	Exótica	2	0,18	0,77	0,15	0,83
<i>Araucaria bidwillii</i>	Araucariaceae	Exótica	7	0,65	1,55	3,69	1,96
<i>Tessaria integrifolia</i>	Asteraceae	Nativa	10	0,92	0,77	0,01	0,56
<i>Catalpa bignonoides</i>	Bignoniaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,00	0,28
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	Bignoniaceae	Exótica	15	1,39	3,87	0,02	2,04
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Bignoniaceae	Nativa	522	48,51	5,42	33,11	29,01
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Bignoniaceae	Nativa	100	9,29	5,42	5,48	6,73
<i>Spathodea campanulata</i>	Bignoniaceae	Exótica	2	0,18	0,77	0,16	0,37
<i>Tabebuia rosea</i>	Bignoniaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,02	0,29
<i>Ceiba speciosa</i>	Malvaceae	Nativa	15	1,39	3,87	16,25	3,73
<i>Brachychiton populneus</i>	Malvaceae	Exótica	13	1,20	4,65	1,30	2,38
<i>Capparis flexuosa</i>	Capparaceae	Exótica	3	0,27	0,77	0,00	0,34
<i>Carica papaya</i>	Caricaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,00	0,63
<i>Cecropia pachystachya</i>	Urticaceae	Nativa	9	0,83	1,55	0,59	0,99
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cupressaceae	Exótica	20	1,85	2,32	1,09	1,75
<i>Thuja occidentalis</i>	Cupressaceae	Exótica	2	0,18	0,77	0,00	0,31
<i>Manihot grahamii</i>	Euphorbiaceae	Nativa	1	0,09	0,77	0,00	0,28
<i>Albizia inundata</i>	Fabaceae	Nativa	8	0,74	1,55	0,37	0,88
<i>Albizia lebbek</i>	Fabaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,00	0,28
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Fabaceae	Nativa	1	0,09	0,77	0,80	0,55
<i>Bauhinia variegata</i>	Fabaceae	Exótica	3	0,27	0,77	0,00	0,34
<i>Delonix regia</i>	Fabaceae	Exótica	43	3,99	5,42	3,39	4,27
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Fabaceae	Nativa	14	1,30	2,32	2,35	1,99
<i>Inga uruguensis</i>	Fabaceae	Nativa	4	0,37	1,55	0,09	0,67
<i>Leucaena leucocephala</i>	Fabaceae	Exótica	2	0,18	0,77	0,03	0,32

<i>Peltophorum dubium</i>	Fabaceae	Nativa	114	10,59	5,42	19,20	11,73
<i>Tipuana tipu</i>	Fabaceae	Nativa	14	1,30	3,87	2,26	2,47
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	Nativa	1	0,09	0,77	0,07	0,31
<i>Melia azedarach</i>	Meliaceae	Exótica	7	0,65	0,77	0,21	0,54
<i>Ficus thonningii</i>	Moraceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,48	0,44
<i>Ficus benjamina</i>	Moraceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,10	0,32
<i>Ficus luschnathiana</i>	Moraceae	Nativa	2	0,18	1,55	0,11	0,61
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	Exótica	6	0,55	2,32	0,26	1,04
<i>Ficus virens</i>	Moraceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,03	0,29
<i>Morus</i> sp.	Moraceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,00	0,28
<i>Callistemon citrinus</i>	Myrtaceae	Exótica	4	0,37	2,32	0,00	0,89
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae	Nativa	2	0,18	0,77	0,01	0,32
<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	Nativa	4	0,37	0,77	0,41	0,51
<i>Lagerstroemia indica</i>	Lythraceae	Exótica	12	1,11	2,32	0,00	1,14
<i>Fraxinus americana</i>	Oleaceae	Exótica	10	0,92	3,10	0,07	2,50
<i>Pinus halepensis</i>	Pinaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,22	0,36
<i>Pinus taeda</i>	Pinaceae	Exótica	5	0,46	1,55	0,73	0,91
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Polygonaceae	Nativa	1	0,09	0,77	0,14	0,33
<i>Grevillea robusta</i>	Proteaceae	Exótica	2	0,18	0,77	0,80	0,58
<i>Citrus reticulata</i>	Rutaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,10	0,32
<i>Citrus</i> sp.	Rutaceae	Exótica	1	0,09	0,77	0,01	0,29
<i>Murraya paniculata</i>	Rutaceae	Exótica	2	0,18	0,77	0,04	0,33
<i>Citrus x aurantium</i>	Rutaceae	Exótica	3	0,27	1,55	0,02	0,61
<i>Salix humboldtiana</i>	Salicaceae	Nativa	32	2,97	1,55	2,63	2,38
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Sapindaceae	Nativa	1	0,09	0,77	0,00	0,28
<i>Koelreuteria elegans</i>	Sapindaceae	Exótica	14	1,30	2,32	0,03	1,21
<i>Melicoccus lepidopetalus</i>	Sapindaceae	Nativa	5	0,46	1,55	0,68	0,89
56	24	---	1.076	100	100	100	100

una riqueza específica proporcionalmente menor para una totalidad de individuos claramente superior y una zona analizada cuatro veces mayor.

En el caso particular de la familia Arecaceae, los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran que las palmeras representan aproximadamente el 20% de

la totalidad de los individuos censados (Cuadro 1). Ortiz y Luna (2019) obtuvieron una cantidad proporcionalmente menor de abundancia de palmeras (16%) en el arbolado urbano del microcentro de la ciudad de Resistencia (Chaco, Argentina) considerando un área de estudio cuatro veces mayor. Resultados similares consiguieron Castelao y Fritschy (2019) para el arbolado urbano de dos barrios importantes de la ciudad de Santa Fe, pero con un área censada tres veces mayor; en tanto Aiub Apud (2020) en el macrocentro de la ciudad de la Rioja y Bender *et al.* (2021) en los espacios verdes de la ciudad de Esperanza (Santa Fe, Argentina), encontraron una proporcionalidad sustancialmente menor de palmeras, considerando las áreas analizadas. Estos resultados indican que las palmeras en el arbolado urbano se encuentran en diferente proporción, lo que puede deberse a distintos componentes como ser, adaptabilidad a la zona y clima, valor ornamental o estético, disponibilidad en los viveros, entre otros tantos.

Al observar los resultados de los parámetros estructurales se verifica que la mayoría se concentra en dos a tres especies; siendo *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos una de las más frecuente, abundante y dominante (Cuadro 1). En estudios similares para los parámetros frecuencia y abundancia se encontraron equidad en los resultados (Campari, 2006; Benedetti y Campo De Ferreras, 2007; Aiub Apud, 2020), aunque las especies predominantes son distintas. Por su parte, Ortiz y Luna (2019) y Arias y Celemín (2021) reportaron para las ciudades de Resistencia (Chaco) y Santiago del Estero, respectivamente, a *H. heptaphyllus* como una de las especies más abundantes de sus arbolados urbanos, coincidentemente con los resultados obtenidos en el presente estudio. Este rasgo se debe a que el Dr. Schiffo, quien en 1951 fuera director de Parques y Paseos de la Municipalidad de la ciudad de Corrientes, introdujo desde Reconquista (Santa Fe) esta especie arbórea, en la costanera General San Martín y en parques y paseos de toda la ciudad (Romero, 2016). En sintonía, Arias y Celemín (2021) encontraron en la ciudad de Santiago del Estero que dos especies (*Citrus aurantium* y *H. impetiginosus*) eran las más dominantes entre 73 especies relevadas en el área de estudio.

Dos familias taxonómicas de árboles quedaron bien representadas en el área de estudio: (i) Fabaceae con un máximo de 9 géneros, 10 especies y 204 individuos y (ii) Bignoniaceae, con 5 géneros, 6 especies y 641 individuos (Figura 2). Por otra parte, las más abundantes y dominantes fueron Bignoniaceae,

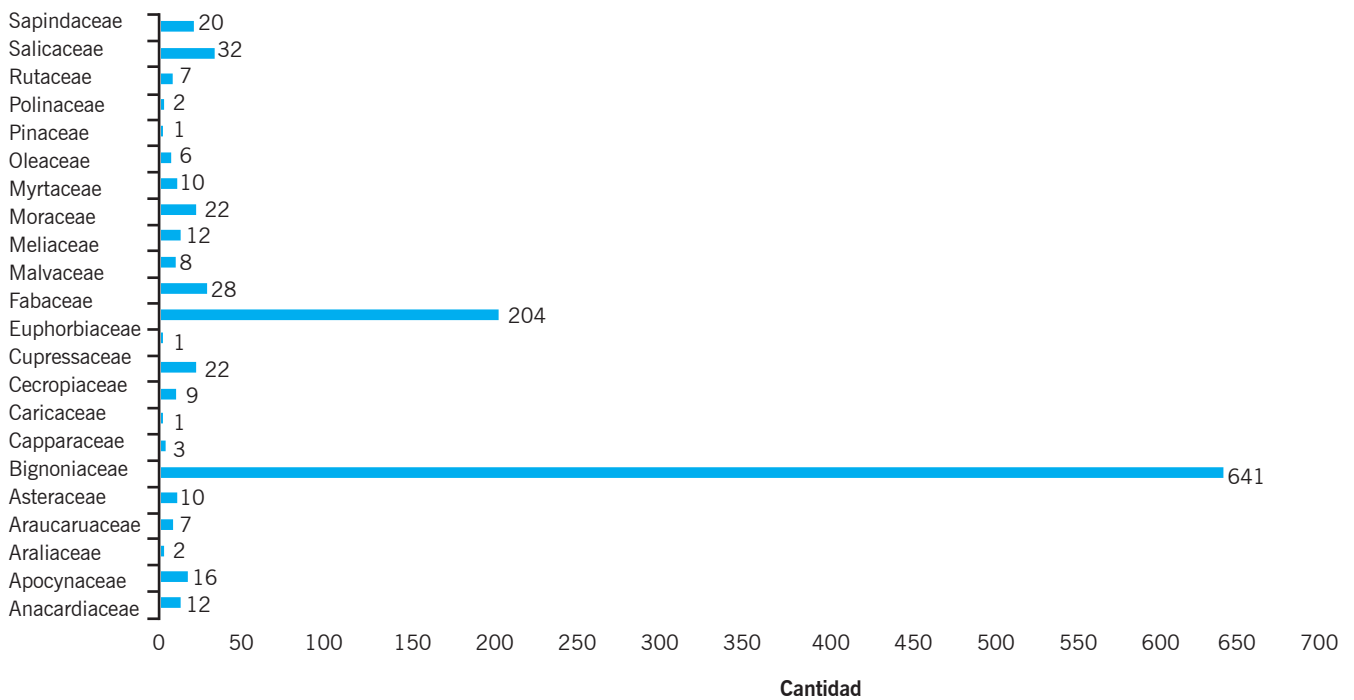
Fabaceae y Malvaceae; la más frecuente fue Malvaceae, mientras que las familias Bignoniaceae, Fabaceae y Proteaceae mostraron la misma frecuencia (Cuadro 2). Méndez (2000) obtuvo un resultado similar al analizar el arbolado público de los centros urbanos de Mendoza; destacando la familia botánica Fabaceae como dominante. En tanto que Ortiz y Luna (2019) reportaron la misma situación en Resistencia, Chaco, aunque con el doble de especies de esta familia mientras que Silva *et al.* (2018) coinciden en el reporte de las familias más dominantes (Fabaceae y Bignoniaceae) en los espacios verdes de la ciudad autónoma de Buenos Aires.

Con respecto a la participación de las especies según su origen biogeográfico (Cuadro 1; Figura 3), sólo el 38% está representado por especies nativas (21 especies), mientras que el 62% restante corresponde a exóticas (35 especies). En un trabajo anterior, Blanco (2023) comparó este mismo rasgo en el arbolado de las plazas del casco céntrico de la ciudad de Corrientes, denotando que en las plazas más emblemáticas de la ciudad predominan especies nativas, y resaltando que en una de ellas la totalidad de los individuos son nativos.

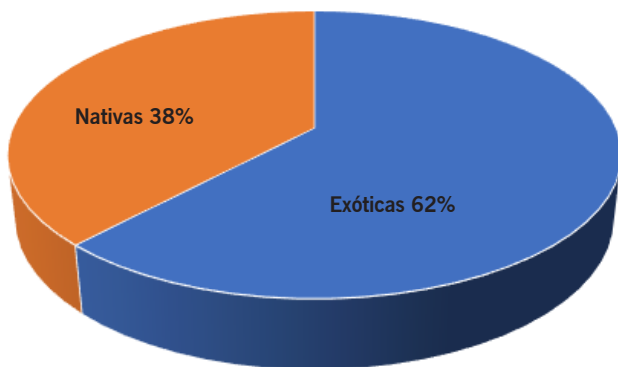
Los resultados hasta aquí presentados indican la diversidad de especies que coexisten en la región norte de la costanera correntina; cada una de ellas con su morfología particular aporta valor escénico y otros servicios ecosistémicos a tal espacio verdes. En un estudio de plazas de Bariloche se encontró un predominio en el uso de especies exóticas, demostrando una influencia pronunciada hacia su cultivo, lo cual genera una pérdida de diversidad nativa del lugar preocupante (Rovere, 2022). Otro antecedente reportado es el del arbolado urbano del macrocentro de la ciudad de La Rioja, donde el porcentaje promedio de nativas fue sensiblemente menor al obtenido en el presente estudio. Este resultado se explicaría en gran medida por las características de las especies nativas de esta ciudad cuyo ambiente es xerófilo, por lo que es común la presencia de espinas y eso genera conflictos con las personas en las veredas, motivo por el cual no son utilizadas (Aiub Apud, 2020).

Por otra parte, bajo el objetivo de protección y conservación contra plagas y enfermedades exóticas o nativas, Santamour (1990) planteó la regla 10-20-30 para los bosques urbanos (que incluye parques, camellones y otros espacios verdes metropolitanos). Dicha estrategia asume que no se recomienda que más del





**Figura 2.** Composición florística de la vegetación arbórea por familia taxonómica obtenida a partir de los datos del relevamiento realizado en la región norte de la costanera Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital.



**Figura 3.** Participación de las especies según su origen biogeográfico obtenida a partir de los datos del relevamiento realizado en la región norte de la costanera Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital.

10% del arbolado sea de la misma especie, más del 20% del mismo género ni más del 30% de la misma familia. El propósito de esa regla es lograr la diversidad en plantaciones urbanas y mantener una gama de edades para planear la remoción y sustitución de ejemplares muertos (Flores *et al.*, 2018), además de contribuir a una mejor protección hacia impactos de tipo ambiental o fitosanitarios. Para el caso de la costanera de Corrientes desafortunadamente la proporción de estas

especies arbóreas no cumplen con la regla 10-20-30 sobre diversidad en plantaciones urbanas, dado que *H. heptaphyllus* rebasa el 10% de una misma especie; *Handroanthus* sp. excede el 20% en términos del género, y la familia Bignoniaceae supera el 30% recomendado. En un diagnóstico del arbolado público en Bahía Blanca se registraron porcentajes similares, por lo que se recomienda diversificar las plantaciones (Duval y Benedetti, 2017). En otros lugares del mundo como ser Sevilla (España) en su Plan director del Arbolado Urbano consideran que todavía con esta regla podrían producirse cuantiosos daños sobre el arbolado de la ciudad en caso de contingencia de alguna patología, por lo que recomiendan la proporción (regla) 5-10-15 (Ayuntamiento de Sevilla, 2019).

Santamour (1990) indica también que habitualmente las plagas tienden a seguir en su ataque a las categorías taxonómicas superiores al *filum* especie, como ser género y familia. Esto ha sido analizado en el arbolado urbano viario de la ciudad de Buenos Aires, y se detectó que rara vez se utiliza más de una especie de un mismo género, por ej. Se utiliza una especie del género *Tilia* (tilo), una del género *Liquidambar*, una del género *Jacaranda*, aunque por supuesto existen excepciones: el género *Fraxinus* está representado por dos especies, *Fraxinus pennsylvanica* Marshall y *F. excelsior* L. (Fiorentino,

2015). En el arbolado urbano de la costanera correntina la excepción estaría dada por la presencia de dos especies de *Handroanthus* sp., *H. chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos y *H. heptaphyllus*.

Según el IVI en el área de estudio, las especies que denotaron mayor importancia fitosociológica en el área de estudio fueron *H. heptaphyllus*, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna, *Jacaranda mimosifolia* D. Don. y *Delonix regia* (Bojer ex Hook.) Raf. en orden decreciente (Cuadro 1). Por lo tanto, no se observaron cambios significativos en el patrón dado que *H. heptaphyllus* fue la especie más abundante en términos de la totalidad de la población; la más dominante y, en conjunto, la más frecuente. Por otro lado, según el IVIF, las Bignoniaceae; Fabaceae y Malvaceae mostraron el mayor peso en el análisis (Cuadro 2). Si bien en la Argentina no existirían registros del cálculo de estos índices; en otros países lo utilizan para medir la composición florística, tomando en cuenta la integración de su dominancia o cobertura, abundancia y frecuencia, para ser combinados en una sola expresión agregando los valores relativos y define cuáles de las especies/familias presentes contribuyen significativamente al ecosistema (Fernández Jara, 2022).

El índice de Berger-Parker alcanzó un valor de 0,48 (Cuadro 3), indicando que no hay una especie marcadamente dominante. Para el caso, la especie con máxima abundancia relativa fue *H. heptaphyllus*. Resultados similares en cuanto a valores de este índice son los informados por Hernández *et al.* (2017) para el interfluvio Salado-Dulce (Santiago del Estero); en la ciudad de Resistencia (Chaco) donde coincidentemente se reporta *H. heptaphyllus* como la especie más abundante, pero con un valor de este índice mucho menor.

El promedio general del índice de Simpson para la costanera correntina fue de 0,26 (Cuadro 3). Esto indica que existe una probabilidad baja (26%) de que dos individuos de esta zona tomados al azar pertenezcan a la misma especie. Este índice es uno de los mejores en su tipo, ya que considera la dominancia, lo cual es una ventaja cuando existe un importante número de especies inusuales que pueden ocultar la importancia de las más comunes o frecuentes. Un valor muy similar fue obtenido para el arbolado urbano del macrocentro de la ciudad de La Rioja (Aiub Apud, 2020) pero para una población tres veces mayor al área analizada en el presente trabajo. En cambio, para el arbolado público de un barrio en la ciudad de Bahía Blanca, con un total de población censada cinco veces mayor, se reportó un valor

de índice de Simpson de 0,84 lo que indica que es menos diversa que la comunidad de la región norte de la costanera correntina (Benedetti *et al.*, 2014).

Para estimar la diversidad biológica del ecosistema en estudio se calculó el índice de Shannon-Wiener. Se utilizó este índice porque el relevamiento realizado se basó en un censo donde se consideraron todos los árboles de la costanera correntina (i.e. todos los ejemplares de la comunidad vegetal). Según Margalef (1972) este índice toma valores en unidades Nats que se obtienen de la aplicación de un logaritmo natural (ver Ecuación 3). Para su interpretación los valores normales están en los siguientes rangos: de 0-2 Nats se considera baja diversidad, de 2,1-5 Nats diversidad normal y mayor a 5 Nats alta diversidad. Para el presente estudio el valor registrado de 2,26 (Cuadro 3) determina una diversidad normal. En cambio, Granda y Guamán (2006) proponen los siguientes rangos: 0,1-1,5= diversidad baja; 1,0-3,0= diversidad media y de 3,1-4,5= diversidad alta. En este caso, el área de estudio calificaría como una zona con diversidad baja (Cuadro 3). Por su parte, Aiub Apud (2020) reportó para La Rioja un valor de 1,48 lo que la clasifica en una diversidad baja a pesar de contar con una población tres veces mayor al área relevada en el presente estudio. Por otra parte, Ortiz y Luna (2019) obtuvieron un valor para este índice superior al del presente estudio, pero considerando la población analizada en el arbolado urbano del microcentro de la ciudad de Resistencia (Chaco, Argentina), proporcionalmente es menor o en el mejor de los casos, igual. Comparativamente, y contemplando la misma latitud, en un estudio de los parques urbanos del área metropolitana de la ciudad de Santiago (Chile) con superficies mayores y menores a la estudiada en la presente investigación, reportaron que la diversidad de los parques, de acuerdo con el índice de Shannon-Wiener, varía entre 1,45 y 3,13 lo que indica que en general los parques son muy diversos (Correa Galleguillos y de la Barrera, 2014).

El resultado del índice de equitatividad de Shannon (E) obtenido fue de 0,32 (Cuadro 3), valor próximo a 0. Este resultado sugiere que el área estudiada cuenta con baja equitatividad. Lamentablemente no existen muchos registros del cálculo de este índice en otras áreas de dimensiones similares; solo se ha encontrado el reporte de Ortiz y Luna (2019) que al presentar un resultado similar sugiere que la muestra estudiada cuenta con menos equitatividad, es decir que en esta comunidad existen algunas especies mejor representadas que otras. Por último, Correa-Galleguillos y de la Barrera

**Cuadro 2.** Familias de mayor relevancia con base en el Índice de valor de importancia por Familia (IVIF) y el número de especies, géneros e individuos según los datos del relevamiento realizado en la región norte de la costanera Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital. N: cantidad de individuos; Ar: densidad o abundancia relativa; Fr: frecuencia relativa; Cr: dominancia o cobertura relativa; IVIFr: índice de valor de importancia relativo por familia.

Espece o género	Familia	Origen biogeográfico	N	Ar	Fr	Cr	IVIFr
<i>Anacardiaceae</i>	2	2	12	1,12	6,25	1,82	3,06
<i>Apocynaceae</i>	2	2	16	1,49	6,25	0,43	2,72
<i>Araliaceae</i>	1	1	2	0,19	1,25	0,16	0,53
<i>Araucariaceae</i>	1	1	7	0,65	2,50	3,70	2,28
<i>Asteraceae</i>	1	1	10	0,93	1,25	0,02	0,73
<i>Bigoniaceae</i>	5	6	641	59,57	8,75	38,85	35,72
<i>Capparaceae</i>	1	1	3	0,28	1,25	0,01	0,51
<i>Caricaceae</i>	1	1	1	0,09	1,25	0,00	0,44
<i>Cecropiaceae</i>	1	1	9	0,84	2,50	0,60	1,31
<i>Cupressaceae</i>	2	2	22	2,04	5,00	1,10	2,71
<i>Euphorbiaceae</i>	1	1	1	0,09	1,25	0,00	0,44
<i>Fabaceae</i>	9	10	204	18,96	8,75	28,57	18,76
<i>Malvaceae</i>	2	2	28	1,12	2,33	0,01	11,37
<i>Meliaceae</i>	2	2	8	2,60	13,75	17,58	1,15
<i>Moraceae</i>	2	5	12	0,74	2,50	0,29	1,17
<i>Myrtaceae</i>	3	3	10	1,12	3,75	1,00	1,95
<i>Lythraceae</i>	1	1	12	2,04	3,75	0,45	2,08
<i>Oleaceae</i>	1	1	10	0,93	5,00	0,07	3
<i>Pinaceae</i>	2	2	6	0,56	3,75	0,96	1,75
<i>Poligonaceae</i>	1	1	1	0,09	1,25	0,14	0,98
<i>Proteaceae</i>	1	1	2	0,19	8,75	0,80	3,24
<i>Rutaceae</i>	2	4	7	0,65	3,75	0,10	1,5
<i>Salicaceae</i>	1	1	32	2,97	2,50	2,64	2,70
<i>Sapindaceae</i>	3	3	20	1,86	5,00	0,72	2,52
<b>Total</b>	<b>48</b>	<b>55</b>	<b>1.076</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

**Cuadro 3.** Determinación de diversidad alfa según los datos del relevamiento realizado en la región norte de la costanera Av. Costanera General San Martín de la ciudad de Corrientes Capital. S: riqueza específica; D: índice de Berger-Parker;  $\lambda$ : índice de Simpson; H': índice de Shannon-Wiener; E: índice de equitatividad de Shannon (E).

Riqueza específica	Estructura			
	Índices de abundancia proporcional		Índices de equidad	
S	D	$\lambda$	H'	E
56	0,48 ( <i>H. heptaphyllus</i> )	0,26	2,26	0,32

(2014) en los parques del área metropolitana de Santiago (Chile) obtuvieron como resultado una baja diversidad y gran dominancia de una sola especie.

### CONCLUSIONES

Ante el calentamiento global, analizar los entornos urbanos desde una perspectiva ecosistémica es fundamental como estrategia de una ciudad. La ciudad de Corrientes trabaja fuertemente en un plan de mitigación y adaptación al cambio climático, buscando reivindicar la importancia de los espacios verdes y fortalecer el arbolado urbano. La valoración de la diversidad biológica y cultural cobra relevancia en esta estrategia. Hoy día la costanera correntina poseería una baja diversidad de especies en el arbolado del sector norte particularmente, por lo que se recomienda introducir mayor biodiversidad en futuras intervenciones; para ello se deberá ampliar el espectro de especies a incorporar, atendiendo al

mismo tiempo las familias botánicas a las que éstas pertenecen. Los árboles son integrantes fundamentales de los espacios verdes urbanos para lograr un ambiente adecuado a las necesidades de una buena calidad de vida. Las palmeras, reconocidas como elementos paisajísticos, son menos eficientes comparadas con los árboles urbanos al brindar servicios ecosistémicos, como capturar carbono. Las ciudades simbolizan oportunidades formidables para impulsar los objetivos globales de biodiversidad y sostenibilidad. Por ello la diversidad de plantas y su aporte a los servicios ecosistémicos son sustanciales ante la actual situación de cambio climático.

### AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría General de Ciencia y Técnica, UNNE (PI N° 20A006) perteneciente al grupo consolidado de la UNNE a BayGF y a la Municipalidad de la ciudad de Corrientes, Argentina.

### BIBLIOGRAFÍA

- Aiub Apud, D. (2020). *Evaluación de la diversidad clásica y funcional del arbolado urbano de la ciudad de La Rioja, Argentina* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina. <http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/2580>
- Almirón, M., Dalmaso, A. D., Marquez, J. y Hadad, M. (2008). Diversidad del arbolado urbano en la localidad de Vallecito, Difunta Correa-San Juan. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 16, 102-109.
- Arias, M. y Celemín, J. (2021). Distribución espacial del arbolado viario en el centro de la ciudad de Santiago del Estero (Argentina). *Revista da Casa da geografia de Sobral, Sobral/CE*, 23, 434-454.
- Ayuntamiento de Sevilla. (2019). Plan director del arbolado urbano de la ciudad de Sevilla. Parte III. En: *Nuevo modelo de arbolamiento y de gestión*. 177 p. [https://www.sevilla.org/servicios/medio-ambiente-parques-jardines/plan-gestion-arbolado-urbano/modificaciones/parteeiii\\_nuevomodelo.pdf](https://www.sevilla.org/servicios/medio-ambiente-parques-jardines/plan-gestion-arbolado-urbano/modificaciones/parteeiii_nuevomodelo.pdf)
- Bender, A., Ruiz, V., González, M., Perreta, M., Spizzamiglio, S. y Araújo Vieira de Souza, J. (2021). Relevamiento de la flora leñosa de espacios verdes de la ciudad de Esperanza (Santa Fe, Argentina). Algunas sugerencias de manejo. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 29(1), 25-38.
- Benedetti, G., Campo, A. M. y Horvarth, A. (2014). Arbolado público en el barrio Pacífico, ciudad de Bahía Blanca: aportes para la gestión. *Párrafos Geográficos*, 13(1), 28-55.
- Benedetti, G. y Campo de Ferreras, A. (2007). Arbolado de alineación: el mapa verde de un barrio en la ciudad de Bahía Blanca, Argentina. *Papeles de Geografía*, 45-46, 27-38.

- Blanco, P. (2023). Caracterización del arbolado de las plazas del casco céntrico de la ciudad de Corrientes-Argentina. En: Corbetta, S. ... et al. (Comp.). *III Jornadas Internacionales y V Jornadas Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos* (pp. 643-647). 1ª ed. Universidad Nacional de Hurlingham y Universidad Nacional de Moreno.
- Campari, E. (2006). Propuesta de ordenamiento del arbolado de alineación mediante la intervención vecinal en el partido de Quilmes -provincia de Buenos Aires, Argentina-. *Revista do Departamento de Geografia*, 16, 20-34.
- Castelao, G. y Fritschy, B. (2019). Diagnóstico del arbolado urbano de alineación en vecinales la Esmeralda y Guadalupe Este. Ciudad de Santa Fe, República de Argentina. *Contribuciones Científicas GAEA*, 31, 99-118. [http://gaea.org.ar/contribuciones/CONTRIBUCIONES\\_20\\_19/CastelaoFritschy.pdf](http://gaea.org.ar/contribuciones/CONTRIBUCIONES_20_19/CastelaoFritschy.pdf)
- Correa-Galleguillos, P. y de la Barrera, F. (2014). Análisis de la estructura y la composición del arbolado en parques del área metropolitana de Santiago. *Chloris Chilensis*, 17, 1.
- Cusme Sacón, M. y Farfán Valdéz, E. (2022). *Evaluación del índice verde urbano de la parroquia Calceta para la elaboración de un plan de manejo de áreas verdes* (Tesis de grado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. Manabí, Colombia. 105 p.
- Del Águila, J. W. (2016). *Análisis de la diversidad y composición arbórea en bosques con dominancia del género Attalea en los departamentos de San Martín y Loreto* (Tesis de grado). Facultad de Ciencias Forestales, Escuela De Formación Profesional de Ingeniería en Ecología de Bosques Tropicales. Iquitos, Perú. 85p.
- DIPROSE (Dirección General de Programas y Proyectos Sectoriales y Especiales). (2019). *Estrategia de Gestión Integral del Riesgo Agropecuario Ministerio de Producción. Plan de gestión integral del riesgo agropecuario de la provincia de Corrientes*. 119 p.
- Doria-Bolaños, M., García-Gonzales, P. y Fachin-Ruiz, G. (2021). Estudio de diversidad de la entomofauna en el Centro de Biodiversidad de la Universidad Nacional de San Martín. *Revista Agrotecnológica Amazónica*, 1(2), 15-26. <https://doi.org/10.51252/raa.v1i2.177>
- Duval, V. y Benedetti, G. (2017). Diagnóstico del arbolado público lineal del entorno de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. En: *Libro de junta de geografía de la provincia de Corrientes* (pp. 5-16). Junta de Geografía de la Provincia de Corrientes.
- Fernández Jara, L. D. (2022). *Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en parques de la ciudad de Ibarra* (Tesis de grado). Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte. Imbaburra, Ecuador. 82 p.
- Florentino, J. (2015). *Sustentabilidad del arbolado urbano viario de la ciudad de Buenos Aires: evaluación de la sustentabilidad ecológica del arbolado urbano viario en tres comunas de la ciudad de Buenos Aires* (Tesis de Maestría). Universidad de Buenos Aires. Facultad de arquitectura, diseño y urbanismo. 168 p.
- Flores, A., Velasco-García, M., Muñoz-Gutiérrez, L., Martínez, M., Gómez C. y Román, C. (2018). Especies arbóreas para conservar la biodiversidad en zonas urbanas. *Mitigación del Daño Ambiental Agroalimentario y Forestal de México*, 4(5), 136-151.
- Franco, L. J., Cruz, G. A., Rocha, A. R., Navarrete, G. M. y Flores, E. M. (1989). Manual de ecología. Trillas.
- Granda, V. y Guamán, S. (2006). *Composición florística, estructura, endemismo y etnobotánica de los bosques secos "Algodonal" y "La Ceiba" en los Cantones Macará y Zapotillo de la provincia de Loja* (Tesis de grado). Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador. 238 p.
- Hernández, P., Giménez, A. M. y Gerez, R. (2017). Situación actual de la biodiversidad vegetal en el interfluvio Salado-Dulce, Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 16, 20-31.
- Krebs, C. (1999). *Ecological methodology*. 2ª ed. Boston, Addison-Wesley Educational Publishers, Inc.
- Landeros, J. y Cerna, E. (2007). Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*, 3(1), 632-660.
- Leal Elizondo, C. E., Leal Elizondo, N., Alanís Rodríguez, E., Pequeño Ledezma, M. Á., Mora-Olivo, A. y 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 Serrano, P., Vega Nieva, D., Corral Rivas, J., Briseño Reyes, J. y Antúnez, P. (2022). Diversidad e importancia ecológica de la vegetación arbórea en el Parque El Tecuán, Durango, México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 13(74), 34-53. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i74.1273>
- Luna Florin, A., Sánchez Asanza, A. W., Maza Maza, J. E. y Castillo Figueroa, J. E. (2022). Índices de diversidad florística forestal en la Reserva Ecológica Arenillas. *Revista Científica Agroecosistemas*, 10(1), 96-103. <https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. 179 p.
- Margalef, R. (1972). Homage to E. Hutchison, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 21-235.
- Méndez, E. (2000). Flora nativa del arbolado público en los centros urbanos Mendoza (Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 32(1), 41-54.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. La Sociedad Entomológica Aragonesa*. M&T-Manuales y Tesis SEA. 84 p.
- Mori, S. y Boom, B. (1983). Ecological importance of Myrtaceae in a Eastern Brazilian forest. *Biotropica*, 15(1), 68-70.
- Ortiz, N. L. y Luna, C. V. (2019). Diversidad e indicadores de vegetación del arbolado urbano en la ciudad de Resistencia, Chaco-Argentina. *Agronomía y Ambiente*, 39(29), 54-68.
- Pengue, W. A. (2017). Agroecología y urbanismo en el siglo XXI: hacia la generación de escudos verdes productivos en pueblos y ciudades de la Argentina. *Fronteras*, 15, 30-46.
- Municipalidad de la ciudad de Corrientes. (2021). *PEP (Plan Estratégico Participativo - 2030)*. 43 p.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590. [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0378-18442006000800008&lng=es&tln=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442006000800008&lng=es&tln=es).

- Romero, N. (2016). *Desde 1951 la belleza de los lapachos es protagonista del paisaje urbanístico*. <https://www.ellitoral.com.ar/corrientes/2016-8-28-1-0-0-desde-1951-la-belleza-de-los-lapachos-es-protagonista-del-paisaje-urbanistico>.
- Rovere, A. E. (2022). Los canchales urbanos como parte del paisaje biocultural de Bariloche (Argentina): riqueza de especies y decisiones de manejo. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 57, 389-402.
- Rus, F. (2019). El proceso de reestructuración de la costanera sur de Corrientes, Argentina: una genealogía de apropiaciones, expulsiones y resistencias. *Revista ADNéa*, 7, 107-120.
- Saavedra-Romero, L., Hernández de la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T. y Villa-Castillo, J. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, 47, 25-37. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3>.
- Santa Cruz, J.; Orfeo, O. y Gulisano, F. (2019). *Geología de la provincia de Corrientes -Argentina y cuencas geotectónicas relacionadas*. Moglia. 273 p.
- Santamour, F. S. (1990). Trees for urban planting: diversity, uniformity, and common sense. *Proceedings of the Seventh Conference of The Metropolitan Tree Improvement Alliance*, 7, 57-65.
- Silva, M.; Rodríguez, A. y Pengue, W. (2018). Caracterización ecológica de los espacios verdes de la ciudad autónoma de Buenos Aires y calidad de sus servicios ecosistémicos. En: *XXXII Jornadas de Investigación. XIV Encuentro regional: libro de resúmenes extendidos* (pp. 1600-1615). Secretaría de Investigaciones - FADU - UBA.
- Valdez, C. G., Guzmán, M. A., Valdés, A., Forougbakhch, R., Alvarado, M. A. y Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación en un matorral espinoso prístino de Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1674-1682. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135>
- Washington, H. G. (1984). *Diversity, biotic and similarity indices*. *Water Research*, 18, 653-694.
- Zarco-Espinosa, V. M., Valdez-Hernández, J. L., Ángeles-Pérez, G. y Castillo-Acosta, O. (2010). Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia*, 26(1), 1-17.