



FACTORES ASOCIADOS A LA PRESENCIA Y RIQUEZA DE EPIFITAS VASCULARES EN EL ARBOLADO DEL PARQUE 9 DE JULIO (TUCUMÁN, ARGENTINA)

FACTORS ASSOCIATED WITH THE PRESENCE AND RICHNESS OF VASCULAR
EPIPHYTES IN THE TREES OF THE PARQUE 9 DE JULIO (TUCUMÁN, ARGENTINA)

Ángela M. Nieva¹, Sergio J. Ceballos^{1,2} & Griselda Podazza^{1,3*}

1. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (UNT), San Miguel de Tucumán, Argentina
2. Instituto de Ecología Regional, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Universidad Nacional de Tucumán (UNT), Yerba Buena, Argentina
3. Instituto de Ecología, Comportamiento y Ambiente, Área Biología Integrativa. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina

*gpodazza@lillo.org.ar

Citar este artículo

NIEVA, Á. M., S. J. CEBALLOS & G. PODAZZA. 2025. Factores asociados a la presencia y riqueza de epifitas vasculares en el arbolado del Parque 9 de Julio (Tucumán, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 60: 131-147.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v60.n2.47931>

Recibido: 30 Dic 2024
Aceptado: 24 Abr 2025
Publicado en línea: 30 Jun 2025
Publicado impreso: 30 Jun 2025
Editora: Josefina Bodnar

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: In cities there are epiphytic plants that live on trees, representing an important component of urban plant diversity. However, in general it is unknown which are the ecological factors that maintain the diversity of epiphytes in this environment. The objective of this study was to analyze the tree factors related to the richness of epiphytes in an urban park in San Miguel de Tucumán.

M&M: An alignment trees census was conducted in the Parque 9 de Julio, recording epiphyte richness, geographic origin, size, foliage, bark texture, and visible defects for each tree. Using a Basic Visual Analysis, the degree of risk in two tree species was evaluated and with a freehand digitalization in QGIS, the tree cover was quantified. Generalized linear models were used to relate the richness of epiphytes with characteristics of the phorophyte, their level of risk and the tree cover.

Results: Seventeen epiphytic species were recorded on 91% of the tree specimens. The richness of epiphytes was significantly higher in trees with a larger diameter, medium to large size, native, deciduous and rough bark. The richness of epiphytes also increased in trees with defects and towards areas of the park with greater tree cover.

Conclusions: According to the results, in order to conserve the richness of epiphytes in this park, it is recommended to preserve a tree cover higher than 20%, and include native, deciduous tree species with rough bark in the design.

KEY WORDS

City park, phorophyte, tree cover, urban ecology, urban trees, vascular epiphytes.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las plantas epífitas que habitan sobre el arbolado son un componente importante de la diversidad vegetal urbana. En general se desconoce cuáles son los factores ecológicos que mantienen la diversidad de epífitas en este entorno. El objetivo de este estudio fue analizar los factores del arbolado relacionados con la riqueza de epífitas en un parque urbano de San Miguel de Tucumán.

M&M: Se realizó un censo del arbolado de alineación del Parque 9 de Julio y para cada árbol se registró su riqueza de epífitas, origen geográfico, porte, follaje, textura de corteza y defectos visibles. Mediante un Análisis Visual Básico se evaluó el grado de riesgo en dos especies arbóreas y con una digitalización a mano alzada en QGIS se cuantificó la cobertura arbórea. Se utilizaron modelos lineales generalizados para relacionar la riqueza de epífitas con características de los forófitos, su nivel de riesgo y la cobertura arbórea.

Resultados: Se registraron 17 especies epífitas hospedadas en el 91% de los ejemplares arbóreos. La riqueza de epífitas fue significativamente mayor en árboles de mayor diámetro, de porte mediano a grande, nativos, caducifolios y de corteza rugosa. La riqueza de epífitas aumentó también en árboles con defectos y hacia sectores del parque con mayor cobertura arbórea.

Conclusiones: De acuerdo con los resultados, para conservar la riqueza de epífitas en este parque es recomendable preservar una cobertura arbórea mayor al 20%, e incluir en el diseño especies arbóreas nativas, caducifolias y con corteza rugosa.

PALABRAS CLAVE

Arbolado de alineación, cobertura arbórea, ecología urbana, epífitas vasculares, forófito, parque urbano.

INTRODUCCIÓN

Las epífitas vasculares son plantas herbáceas que dependen del soporte estructural de otras plantas sin parasitarlas, germinando y enraizando sobre ellas y obteniendo el agua y los nutrientes de la lluvia, el rocío y el polvo atmosférico (Zotz, 2016). Se distribuyen sobre toda la superficie aérea de los árboles, desde la base del tronco hasta las ramas más pequeñas de la copa (Putz & Mooney, 1991; Cascante-Marín *et al.*, 2006; Kortsarz & Gómez Romero, 2012; Parthasarathy, 2015; Zotz, 2016). Desde esa ubicación, las epífitas logran una mejor recepción de luz y distanciamiento de los herbívoros que las hierbas que habitan en el suelo. Por otra parte, las epífitas proveen de recursos como alimento y refugio a la fauna contribuyendo al aumento de la biodiversidad local (Cruz-Angón & Greenberg, 2005; Gonçalves-Souza *et al.*, 2010; Luna-Cozar *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2020).

A escala de paisaje, se comprobó que la presencia de epífitas depende de la densidad de árboles, la distancia a las fuentes de propágulos y las condiciones de temperatura (Padmawathe *et al.*, 2004; Hernández *et al.*, 2012; Ceballos *et al.*, 2016; Victoriano-Romero *et al.*, 2017; Planchuelo *et al.*, 2019). En relación a la preferencia por el forófito, la ocurrencia de epífitas es mayor en árboles longevos y de gran tamaño (Benavides *et al.*, 2006; Cascante-Marín *et al.*, 2006; Woods & DeWalt, 2013). Otras características de los árboles que facilitan el establecimiento de epífitas son la especie, su arquitectura, altura de la copa y la rugosidad de la corteza (Caldiz *et al.*, 1993; Kortsarz & Gómez Romero, 2012; Ceballos *et al.*, 2016).

La relación entre las epífitas con las características de los forófitos es conocida para ambientes prístinos y boscosos (Zotz, 2016; Siaz Torres *et al.*, 2024). Aunque este campo de estudio es reciente para ambientes urbanos, existen algunos trabajos que muestran resultados variables. Así, por ejemplo, en un área urbana de Sudáfrica, Bhatt *et al.* (2015) encontraron que el perímetro y altura de los árboles no son buenos predictores de la diversidad de epífitas, siendo más relevante la especie de forófito. Sin embargo, en otros estudios toman relevancia las características de los árboles, como en el caso de un jardín botánico urbano de Minas Gerais, donde Martins *et al.* (2020) observaron que la riqueza

de epífitas aumenta con la altura y el perímetro de los árboles; una relación similar se halló para determinados barrios de la ciudad de Buenos Aires, donde los árboles de mayor tamaño, corteza rugosa y nativos de Argentina presentaron mayor riqueza de epífitas (Romero Zapiola & Devoto, 2024).

En la ciudad de San Miguel de Tucumán (Noroeste de Argentina) el arbolado urbano alberga especies de epífitas, en su mayoría nativas (Kortsarz & Gómez Romero, 2012; González & Ceballos, 2021). Las más frecuentes son los “claveles del aire” o tillandsias, helechos, musgos y líquenes (Kortsarz & Gómez Romero, 2012). En cuanto a la riqueza de epífitas, González & Ceballos (2021) observaron que incrementa en un gradiente urbano-periurbano, desde el centro de San Miguel de Tucumán (mayor urbanización) hacia sectores cercanos al cerro San Javier, donde la ciudad bordea el bosque subtropical húmedo. Estos autores encontraron que el incremento en la riqueza está asociado también a condiciones de mayor humedad y menor temperatura, y a características de los árboles como mayor diámetro y corteza rugosa o agrietada. El Parque 9 de Julio es el parque urbano de mayor superficie en la ciudad de San Miguel de Tucumán, y se estima que la riqueza de epífitas podría ser mayor debido a que es un espacio verde centenario con un diseño en el que predominan las especies arbóreas nativas y porque actualmente coexisten árboles de diferentes edades en sus arboledas y arbolado de alineación (Paterlini, 1992; Kortsarz & Gómez Romero, 2012; Nieva & Podazza, obs. pers.).

El conocimiento sobre la comunidad de plantas epífitas en las ciudades resulta de gran interés dado su valor como especies indicadoras de la calidad de hábitats. Se ha comprobado que son tipos funcionales sensibles a la contaminación atmosférica y a las alteraciones antrópicas en el arbolado, como la poda anual, que afectan la riqueza y abundancia de epífitas (Turner *et al.*, 1994; Wolterbeek, 2002; Yang *et al.*, 2015; Böhnert *et al.*, 2016; Becker *et al.*, 2017; Guida-Johnson *et al.*, 2017). Una gestión del arbolado urbano orientada a la conservación de epífitas requiere tener en cuenta la proximidad a fuentes de propágulos y la selección de especies arbóreas (Izuddin & Webb, 2015; González & Ceballos, 2021). Por otra parte la presencia de epífitas en el arbolado urbano puede interferir con las observaciones requeridas en evaluaciones de riesgo (Burcham *et al.*, 2011). Las

evaluaciones de riesgo forman parte del monitoreo del estado sanitario y estructural de los árboles, enfocadas en prevenir daños humanos o materiales en las ciudades, sirven para categorizar el peligro potencial de caída de los árboles o de algunas de sus partes, en base a la identificación de defectos, estructura del árbol y distancia a estructuras urbanas o sitios con alta frecuencia de circulación de personas (Calaza Martínez & Iglesias Díaz, 2016; Reyes de la Barra *et al.*, 2018; Coelho Duarte, 2021). Estos daños podrían afectar la arquitectura del forófito, modificar la superficie de soporte y cambiar las condiciones de iluminación, humedad y temperatura para las epífitas, las que a su vez podrían dificultar la visualización de defectos (Burcham *et al.*, 2011; Izuddin & Webb, 2015). La riqueza de epífitas en el Gran San Miguel de Tucumán (GSMT), donde el clima es subtropical con veranos lluviosos, incrementa en función de la distancia a la fuente de propágulos y el tamaño del forófito (Sesma *et al.*, 1998; González & Ceballos, 2021; Nieva, 2024). En este contexto el Parque 9 de Julio ofrece la oportunidad de analizar la riqueza de epífitas en relación a las características de los forófitos, a su estado sanitario y a la fuente de propágulos, y brinda información para la gestión del arbolado urbano que contemple la conservación de las epífitas en las áreas verdes urbanas de ambientes subtropicales.

En este trabajo se plantearon los objetivos de: 1) relevar y describir la flora epífita y arbórea asociada a las principales calles del Parque 9 de Julio (San Miguel de Tucumán), y 2) evaluar la relación entre la riqueza de epífitas con i) los factores bióticos propios del forófito como diámetro a la altura del pecho (DAP), origen geográfico, porte teórico de cada especie arbórea, tipo de follaje y textura de la corteza; ii) la presencia de defectos; y iii) la cobertura arbórea del entorno del forófito.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es el Parque 9 de Julio, un parque urbano ubicado al E de la ciudad de San Miguel de Tucumán (Tucumán, Argentina) entre las avenidas Soldati al oeste, Benjamín Aráoz al sur, Gobernador del Campo al norte y Coronel Suárez al este (Fig. 1A). Este parque es considerado el

pulmón verde más grande de la ciudad con casi 200 hectáreas y declarado como parte del patrimonio cultural de la provincia de Tucumán (Romero, 2012; García, 2013).

El diseño del parque fue realizado por el paisajista francés Charles Thays, quien incluyó pendientes hacia el este para ofrecer una visión panorámica del parque, siguió un proceso meticuloso de selección de especies mediante reglas de proporción, armonía, forma y color y se aseguró de que existiera un predominio de especies arbóreas nativas con la finalidad de representar el ambiente natural tucumano (Paterlini, 1992).

La región donde se ubica la ciudad de San Miguel de Tucumán presenta un gradiente de cobertura vegetal que aumenta desde la zona céntrica, más urbanizada y con menos árboles, hacia la sierra de San Javier, que está cubierta por bosques de Yungas y ubicada a 15 km de distancia al oeste (Haedo & Blendinger, 2012). El clima es subtropical con las precipitaciones concentradas en su mayor parte en verano y otoño y escasas o nulas entre invierno y primavera (Sesma *et al.*, 1998).

Censo de árboles y palmeras y registro de epífitas

El Parque 9 de Julio consta de 29 sectores, el parqueizado se distribuye tanto en la franja de alineación como en el interior de cada sector; algunos sectores del parque presentaron una franja de alineación continua, mientras que en otros fue discontinua o inexistente. Para este trabajo se seleccionó la franja compuesta por el arbolado ubicado en las veredas (franja de alineación) y el arbolado ubicado en las zonas lindantes (Fig. 1B).

Para establecer el ancho de esta franja de censo se consideró la metodología sugerida para censos de arbolado urbano (Castelao & Fritschy, 2019; Duval *et al.*, 2020). El arbolado de alineación es aquel que se ubica dentro del ancho de las veredas, de 5 metros en veredas internas y 10 metros en las que limitan con las 4 avenidas periféricas del parque (Fig. 1C). Y el arbolado lindante es el que se ubica en una franja de 5 m desde el límite entre la vereda y el césped hacia el interior de cada sector y se sumaron además al censo aquellos ejemplares cuyas copas alcanzan la vereda o la calle, independientemente de su ubicación (Fig. 1D). En los sectores con arbolado de alineación discontinuo o inexistente, la franja de censo fue equivalente a la franja del arbolado lindante. El censo del estrato arbóreo

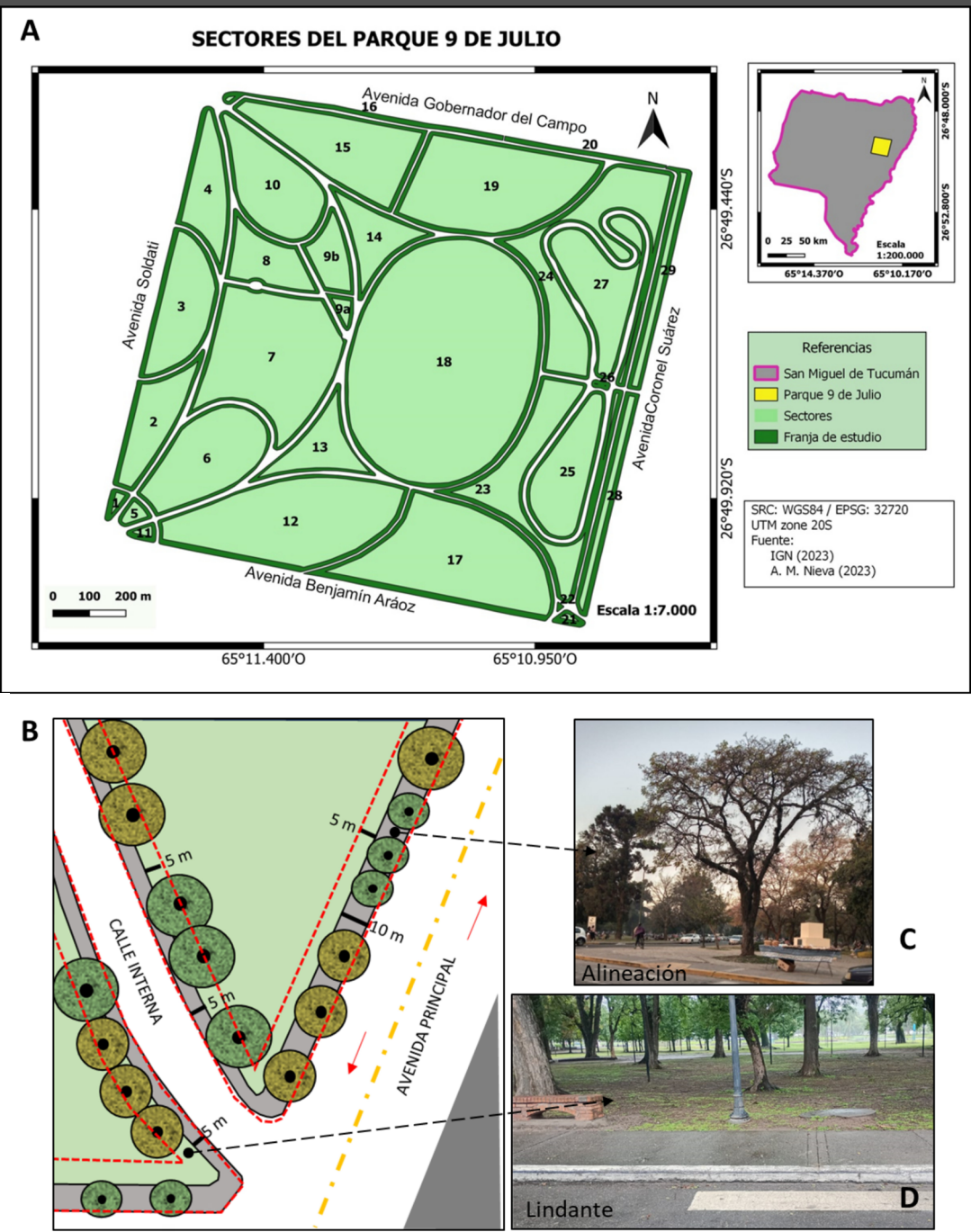


Fig. 1. A: Ubicación del Parque 9 de Julio en la ciudad de San Miguel de Tucumán y sus sectores. **B:** Esquema de la franja de estudio; la línea punteada roja enmarca la franja de censado. El arbolado de alineación se halla sobre veredas (franja gris), y el arbolado lindante se halla dentro de los 5 m desde el límite interno de la vereda (área verde claro), el ancho de vereda en contacto con las cuatro avenidas principales fue de 10 m, en cambio en las veredas internas fue de 5 m. **C:** Foto ejemplificando el arbolado de alineación. **D:** Foto ejemplificando el arbolado lindante. Fuente de fotos: Griselda Podazza.

(árboles y palmeras) fue realizado entre abril del año 2021 y octubre del año 2022.

En cada uno de los árboles censados, en la franja de alineación y lindante, se realizó un registro de la riqueza de epífitas. Las epífitas fueron identificadas a nivel de especie mediante una observación ocular hasta las segundas ramificaciones en árboles, de acuerdo a la metodología de Ferro Díaz (2015) con modificaciones, y en todo el estípite para las palmeras.

Para la identificación de árboles, palmeras y epífitas se utilizó la bibliografía disponible para la región (Covas, 1936; Burkart, 1952; Digilio & Legname, 1966; Türpe, 1975; de la Sota, 1977; Dimitri, 1978, 1980; Legname, 1982; Gómez Romero & Novara, 2010; Ceballos, 2022).

Las variables dasométricas que se registraron en árboles y palmeras fueron el DAP y la altura (esta última solamente para ejemplares en los que se realizó el análisis de riesgo). Para calcular la primera, se midió el perímetro a la altura del pecho (PAP a 1,30 m) de cada árbol con una cinta métrica y posteriormente se realizó el cálculo del diámetro a la altura del pecho ($DAP = PAP/\pi$). La altura se estimó con la aplicación Measure Height (Versión 1.4, Deskis, 2014).

Los ejemplares censados se clasificaron de acuerdo a su origen geográfico para Argentina (nativa, exótica), porte (chico, mediano y grande; referido al porte teórico cuando alcanza el desarrollo completo), follaje (caducifolio, persistente) y textura de corteza (fibrosa anillada, lisa o exfoliante, con mamelones o agujones, rugosa) (Digilio & Legname, 1966; WFO Plant List, 2024, Zuloaga *et al.*, 2024).

Defectos y grado de riesgo de las especies arbóreas para los usuarios

Para todos los árboles censados se realizó un registro de los defectos, es decir, las imperfecciones, carencias o problemas en su estado estructural o fisiológico, que indican debilidad estructural del soporte mecánico en ramas, tronco o sistema radicular, y que constituyen un riesgo de caídas de ramas o de todo el árbol (Benito & Palermo Arce, 2021). Cada uno de los árboles fue clasificado de acuerdo a los defectos por zona del árbol (raíz, tronco y copa) en cuatro categorías: 0 = sin defectos, 1 = defectos en una parte del árbol (copa, tronco o raíz), 2 = defectos en dos partes del árbol, 3 = defectos en todo el árbol.

Para dos especies de árboles, *Jacaranda mimosifolia* D. Don y *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, localizados sobre las avenidas Soldati y Aráoz del parque, se realizó una evaluación de riesgo Visual Básico (VB) siguiendo la metodología propuesta por Coelho Duarte (2021). Estas especies fueron seleccionadas por ser dos de las más abundantes y ubicadas en sitios con mayor frecuencia de circulación vehicular y peatonal. El VB consiste en una revisión más detallada, mediante el uso de un formulario y herramientas sencillas, del que se obtiene una categorización y una valoración numérica del grado de riesgo (bajo, moderado, alto, extremo).

Las herramientas que se utilizaron durante el análisis de riesgo fueron: cinta métrica para medición del perímetro a la altura del pecho y diámetro de copa, dispositivo móvil para tomar fotografías de los ejemplares, aplicación Measure Height (Versión 1.4, Deskis, 2014) para medición de altura, martillo de goma para detectar oquedades en tronco y punzón para calcular la profundidad de las oquedades en tronco.

Cuantificación de la cobertura arbórea por sector y franja censada

La cuantificación de la cobertura arbórea se realizó mediante una digitalización a mano alzada sobre una imagen satelital usando herramientas del sistema de información geográfica Quantum GIS (Versión 3.28.7, Firenze, 2023) que es un software libre y gratuito. Para ello se usó el complemento QuickMapServices para cargar la capa base del Google Earth y trazar los bordes de las copas de los árboles. Con la capa vectorial de polígonos resultante se cuantificó la cobertura arbórea por sector y franja censada.

Análisis estadísticos

El análisis de los datos se realizó con el software estadístico R (R Core Team, 2024) mediante la aplicación de una serie de modelos que permitieron determinar si existe una relación significativa entre la riqueza de epífitas y el diámetro a la altura del pecho, el origen geográfico, el porte, el tipo de follaje, la corteza, los defectos observados en el árbol, el nivel de riesgo de los árboles y la cobertura arbórea.

Para todos los análisis se probó primero el Modelo de Regresión Lineal, validado mediante

los supuestos de que la relación sea lineal, que exista una distribución normal de los residuos y que la varianza de los residuos sea constante (homocedasticidad) (Perelman *et al.*, 2019). Este modelo se ajustó con la función `lm()` que pertenece a stats, el paquete base de R (R Core Team, 2024). Cuando el modelo no se adecuaba a alguno de estos supuestos, se ajustó utilizando un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con una distribución tipo Poisson debido a que la variable de respuesta es un conteo (riqueza de especies) (Nelder & Wedderburn, 1972). Cuando este modelo tenía sobredispersión, se prosiguió a utilizar un GLM con distribución Binomial Negativa utilizando la librería MASS (Venables & Ripley, 2002). Los análisis de la riqueza de epífitas en relación al origen geográfico, porte, follaje y tipo de corteza de los árboles se ajustaron con el Modelo de Regresión Lineal. El modelo que incluía el nivel de riesgo de los árboles como variable explicativa se ajustó con un GLM Poisson. El modelo que incluía como variable explicativa el DAP de los árboles se ajustó con un GLM Binomial Negativo.

Para analizar la relación entre el DAP de los árboles con la riqueza de epífitas se realizaron modelos incluyendo a todos los árboles relevados y a las especies más abundantes —*Handroanthus impetiginosus*, *Jacaranda mimosifolia*, *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. y *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.

Para los modelos que incluían variables categóricas con más de dos factores (tipo de corteza, porte y defectos) se realizaron comparaciones múltiples a posteriori con la librería multcomp (Hothorn *et al.*, 2008). Se compararon las diferencias significativas entre cuatro tipos de corteza (fibrosa anillada, lisa o exfoliante, mamelones o aguijones, rugosa), tres tipos de porte (chico, mediano, grande) y cuatro categorías de defectos (ver Defectos y Grado de Riesgo de las Especies Arbóreas para los Usuarios).

Para cumplir con el último objetivo se realizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para relacionar la riqueza de epífitas de un árbol individual con la cobertura arbórea (Bolker *et al.*, 2009), utilizando la librería glmmTMB (Brooks *et al.*, 2023). Se analizaron dos modelos para evaluar: el efecto de la cobertura arbórea relativa de cada sector del parque sobre la riqueza de epífitas (modelo 1), y el efecto de la interacción entre la

cobertura y la especie arbórea sobre la riqueza de epífitas (modelo 2). Para ambos modelos se consideró al sector donde se encuentra cada árbol como factor aleatorio (Perelman *et al.*, 2019) y solo se consideraron las especies con 10 o más registros para evitar la sobreparametrización. También se eliminaron valores extremos para mejorar el ajuste de los modelos, específicamente los datos correspondientes a la especie *Populus nigra* L. cuya totalidad de individuos carecía de epífitas. Finalmente, para seleccionar el mejor modelo se utilizó el criterio de información de Akaike (teniendo en cuenta al modelo con el valor más bajo) y una prueba de razón de verosimilitud Chisq.

RESULTADOS

Descripción florística de las epífitas y los forófitos

Se censaron 1773 ejemplares arbóreos, pertenecientes a 59 especies distribuidas en 25 familias. Las familias más abundantes fueron Fabaceae (36,5%), Bignoniaceae (32,7%) y Myrtaceae (23,6%). Las especies arbóreas más abundantes fueron *Handroanthus impetiginosus* (26,6%), *Tipuana tipu* (18,8%), *Jacaranda mimosifolia* (9,7%), *Peltophorum dubium* (9,05%) y *Eucalyptus camaldulensis* (6,6%). Los datos obtenidos de riqueza de árboles indican un predominio de especies exóticas (37) y los de abundancia indicaron predominio de ejemplares pertenecientes a especies nativas (72%). El 91% del total de los ejemplares censados presentó al menos una epífita. De acuerdo al origen geográfico del forófito, el 94% de los ejemplares nativos albergó epífitas, mientras que para los exóticos fue del 82% (ver Tabla Anexa).

Se registraron 17 especies de epífitas distribuidas en las familias Bromeliaceae (10), Cactaceae (2), Polypodiaceae (4), Orchidaceae (1) (Tabla 1), siendo los géneros con más registros, en orden descendente, *Tillandsia* L., seguido por *Rhipsalis* Gaertn. y *Pleopeltis* Hub. & Bonpl. ex Willd. *Tillandsia didisticha* (E. Morren) Baker fue la especie con mayor número de registros y, junto a *Rhipsalis lumbricoides* (Lem.) Lem. ex Salm-Dyck y *Tillandsia recurvata* (L.) L. - *T. capillaris* Ruiz & Pav. representaron el 50 % de las epífitas registradas. Entre los helechos, *Pleopeltis tweediana* (Hook.) A.R. Sm. fue la más frecuente.

Tabla 1. Listado de especies de epífitas con su frecuencia de ocurrencia.

Especie	N° de árboles
<i>Aechmea distichantha</i> var. <i>schlumbergeri</i>	341
<i>Gomesa bifolia</i>	1
<i>Microgramma squamulosa</i>	549
<i>Phlebodium areolatum</i>	1
<i>Pleopeltis minima</i>	681
<i>Pleopeltis tweediana</i>	782
<i>Rhipsalis floccosa</i>	21
<i>Rhipsalis lumbricoides</i>	1059
<i>Tillandsia australis</i>	20
<i>Tillandsia capillaris</i> <i>Tillandsia recurvata</i>	866*
<i>Tillandsia didisticha</i>	1461
<i>Tillandsia duratii</i>	1
<i>Tillandsia ixioides</i>	178
<i>Tillandsia lorentziana</i>	47
<i>Tillandsia tenuifolia</i>	68
<i>Tillandsia tricholepis</i>	674

Referencia. * *T. capillaris* y *T. recurvata* son mencionadas juntas debido a que presentaron dificultades para su determinación en estadios fenológicos vegetativos.

Relación entre la riqueza de epífitas y el DAP, origen geográfico, porte, follaje y textura de la corteza del forófito

Se halló una relación positiva y significativa entre el DAP y la riqueza de epífitas al considerar todos los ejemplares censados, es decir que a mayor DAP hay un incremento en la riqueza de epífitas (Fig. 2A). Lo mismo se halló para las cuatro especies nativas más abundantes del censo (Fig. 2B-E). Para el caso de *Eucalyptus camaldulensis*, la exótica más abundante, no se halló una relación entre el DAP y la riqueza de epífitas (Fig. 2F; Tabla 2).

Hubo una relación significativa entre el origen geográfico y la riqueza de epífitas de los ejemplares censados, con una mayor riqueza para los nativos (Fig. 3A; Tabla 2). La misma relación se halló para los tres portes, siendo “mediano” y “grande” los que presentaron una mayor riqueza de epífitas en comparación con el porte “chico” (Fig. 3B). El tipo de follaje también presentó una diferencia significativa, con una mayor riqueza para los árboles con follaje caducifolio (Fig. 3C). La textura de la corteza muestra diferencias significativas entre los 4 tipos. La riqueza de epífitas fue mayor en forófitos de corteza rugosa y en aquellos con mamelones y agujones, disminuyó significativamente en forófitos de corteza lisa o exfoliante y fibrosa anillada (Fig. 3D).

Tabla 2. Datos estadísticos según el DAP, el origen geográfico, el tipo de follaje, el riesgo y la cobertura. Abreviaturas: DAP: diámetro a la altura del pecho; z: estadístico de prueba; p: valor de probabilidad. Para el modelo de la cobertura sólo se incluye el efecto de esta variable y no los resultados para cada especie arbórea individual. El asterisco (*) representa que la relación es significativa.

Variables explicativas	Estimador	Error estándar	z	p
DAP total	0,601	0,039	15,20	<0,001*
DAP <i>Handroanthus impetiginosus</i>	1,965	0,169	11,57	<0,001*
DAP <i>Jacaranda mimosifolia</i>	1,483	0,151	9,76	<0,001*
DAP <i>Tipuana tipu</i>	0,669	0,094	7,08	<0,001*
DAP <i>Peltophorum dubium</i>	1,334	0,185	7,19	<0,001*
DAP <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0,060	0,228	0,26	0,79
Exótica	2,402	0,089	26,92	<0,001*
Nativa	1,635	0,105	15,57	<0,001*
Follaje caducifolio	3,869	0,055	70,22	<0,001*
Follaje persistente	-1,274	0,116	-10,98	<0,001*
Riesgo	0,121	0,103	1,17	0,239
Cobertura	0,826	0,409	2,02	<0,05*

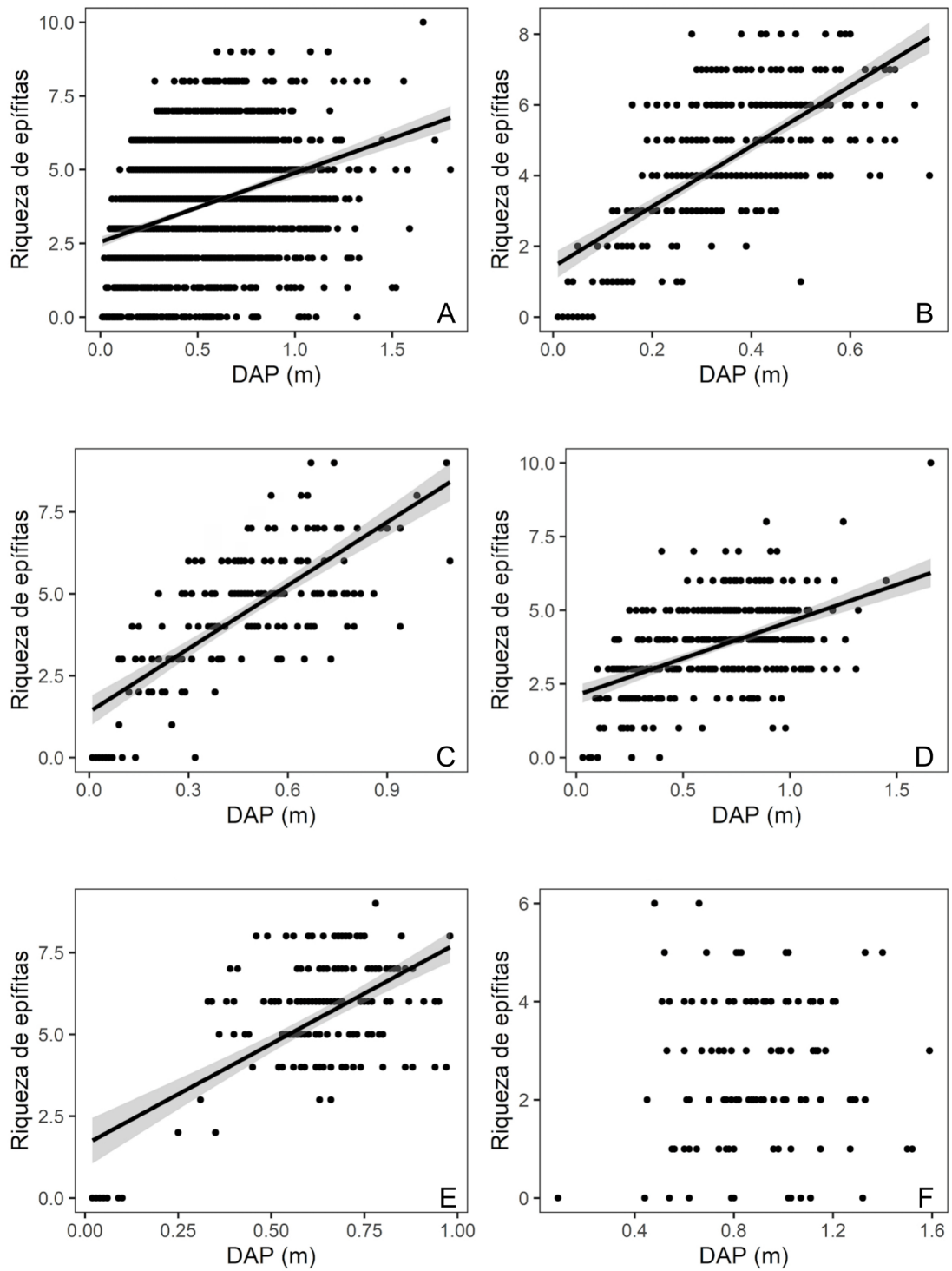


Fig. 2. Relación entre la riqueza de epífitas y el DAP (en metros). **A:** Todos los ejemplares arbóreos censados. **B:** *Handroanthus impetiginosus*. **C:** *Jacaranda mimosifolia*. **D:** *Tipuana tipu*. **E:** *Peltophorum dubium*. **F:** *Eucalyptus camaldulensis*.

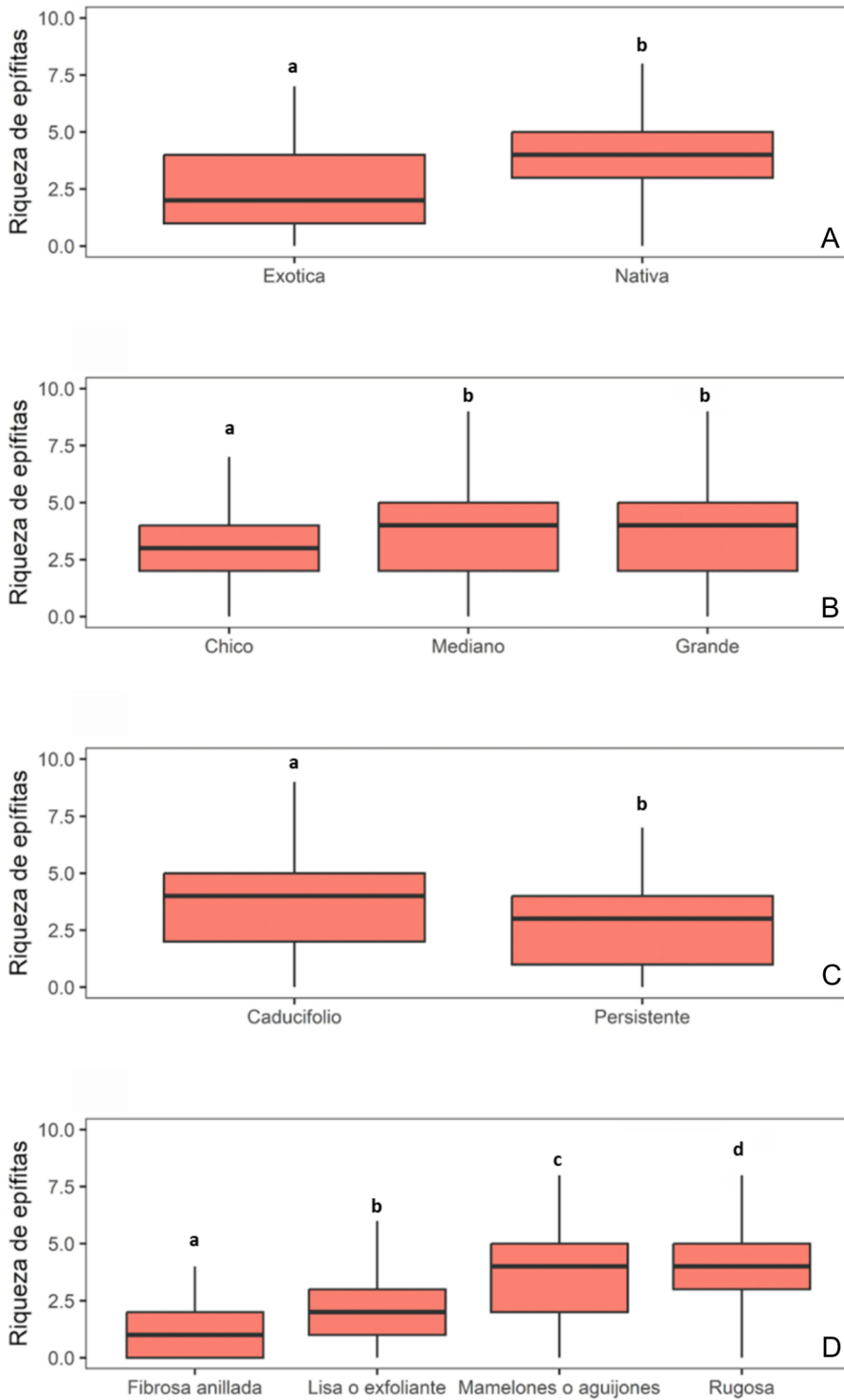


Fig. 3. Relación entre la riqueza de epífitas y distintos componentes de los ejemplares arbóreos censados. **A:** origen geográfico. **B:** porte. **C:** follaje. **D:** textura de la corteza. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Relación entre la riqueza de epífitas y los defectos y el riesgo del arbolado

La presencia de defectos en los ejemplares censados en relación a la riqueza de epífitas fue significativamente mayor en aquellos con defectos en una, dos o tres zonas del árbol, en comparación con los árboles sin defectos (Fig. 4).

No se halló una relación significativa entre los niveles de riesgo de caída de *Handroanthus impetiginosus* y *Jacaranda mimosifolia* y la riqueza de epífitas (Tabla 2).

Relación entre la riqueza de epífitas y la cobertura arbórea

Para evaluar la relación entre riqueza de epífitas y cobertura arbórea se realizaron dos

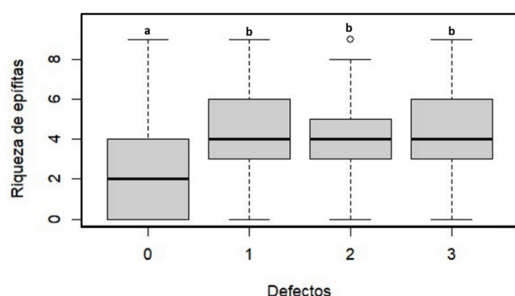


Fig. 4. Relación entre la riqueza de epífitas y la ausencia de defectos (0) o defectos en una (1), dos (2) o tres (3) de las zonas de un árbol. Letras diferentes indican diferencias significativas.

modelos: en uno se consideró la cobertura como único efecto fijo (modelo 1) y en el otro la interacción entre cobertura y especie arbórea (modelo 2). Se seleccionó el modelo 2 para explicar esta relación debido a que fue significativamente mejor ($\chi^2 = 671$ $p < 0,001$) y presentó un menor AIC que el modelo 1 (7347 versus 7674). Este modelo indicó que la riqueza de epífitas por árbol incrementó de forma significativa y asintótica hacia sectores del parque con una mayor cobertura arbórea relativa, pero que esta relación varió según la especie arbórea. Además, a partir de un 20% de cobertura arbórea, la riqueza de epífitas fue máxima, según la asintota del modelo alcanzada a una cobertura relativa de 0,2 ha (Fig. 5).

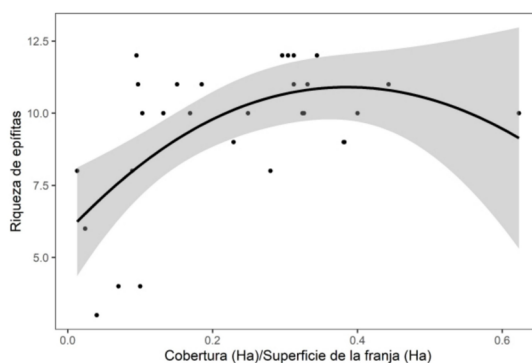


Fig. 5. Relación entre la riqueza de epífitas y la cobertura arbórea relativa (en hectáreas) de la franja censada por sector.

DISCUSIÓN

Este trabajo aporta información relevante para el conocimiento de los factores que influyen en el mantenimiento de la diversidad de especies nativas en un parque urbano de San Miguel de Tucumán, con un enfoque en la conservación de plantas epífitas vasculares. Los resultados destacan la importancia de tener en cuenta la cobertura arbórea y el estado de los forófitos para garantizar la conservación de las epífitas a largo plazo. Aunque se trata de un estudio local, se identificaron patrones clave para la gestión y conservación de la biodiversidad, brindando información valiosa que podría replicarse en otras ciudades con características similares.

Este estudio proporciona datos sobre la ecología de plantas epífitas en un parque urbano (Parque 9 de Julio, San Miguel de Tucumán), una temática usualmente estudiada en bosques (Bhatt *et al.*, 2015; Martins *et al.*, 2020; González & Ceballos, 2021) y recientemente en el arbolado de alineación de ambientes urbanos (González & Ceballos, 2021; Romero Zapiola & Devoto, 2024). Se analizaron los factores que influyen sobre la riqueza de epífitas, tales como las características de los forófitos, de sus defectos y de la cobertura arbórea asociada a la franja de estudio.

Las especies epífitas más frecuentes fueron similares a las reportadas por González & Ceballos (2021) para el GSMT. Sin embargo, especies registradas en el Parque 9 de Julio, como *Rhipsalis lumbricoides*, *Tillandsia capillaris* y *Pleopeltis minima*, tuvieron

frecuencias bajas o nulas para dichos autores. En otros sectores de la ciudad, Hernández *et al.* (2012) registraron la presencia de *P. minima* en ejemplares de *J. mimosifolia*. Esta diferencia podría deberse a una mayor estabilidad de la población de árboles del parque, asociada a la longevidad, que favoreció el establecimiento de estas epífitas y a la preferencia por determinados forófitos, lo cual no fue analizado en el presente trabajo. La dominancia de especies del género *Tillandsia* y de *P. tweediana* fue consecuente con este tipo de ambiente, porque son epífitas que se adaptan a la exposición con elevada luminosidad y baja humedad y tienen además la capacidad de colonizar un amplio rango de condiciones ambientales (Brown, 1986; Cascante-Marín *et al.*, 2008; Padilha *et al.*, 2017; Woods, 2017; Ceballos, 2020).

Con respecto al origen geográfico del forófito, la riqueza de epífitas fue mayor en los árboles nativos que en los exóticos, lo cual concuerda con lo encontrado para el arbolado del GSMT por González & Ceballos (2021) y para el arbolado de determinados barrios de la ciudad de Buenos Aires por Romero Zapiola & Devoto (2024). Sin embargo, otros autores no encontraron una relación similar en ambientes urbanos de Brasil (Martins *et al.*, 2020) ni en parques urbanos de México (Mondragón & Mora-Flores, 2023). Por lo tanto, el origen geográfico de los árboles no siempre es un factor consistente en relación con la riqueza de epífitas, ya que varía entre diferentes ciudades. En este trabajo, las especies se clasificaron como nativas o exóticas en relación a los límites políticos para Argentina, pero los resultados podrían diferir si se adoptaran otros criterios, como por ejemplo de tipo biogeográfico. Por lo tanto, para promover la conservación de epífitas urbanas sería recomendable tener en cuenta el contexto biogeográfico donde se emplazan las ciudades para seleccionar las especies arbóreas destinadas a los espacios verdes.

Los datos obtenidos sobre el porcentaje total de árboles con epífitas, la riqueza de epífitas y el porcentaje de árboles nativos y exóticos con epífitas, concuerdan con lo reportado por González & Ceballos (2021) para las epífitas del arbolado ubicado en el GSMT. Además, la mayoría de los árboles albergan epífitas sobre su corteza, tal como fue sugerido previamente por Kortsarz & Gómez Romero (2012). Por lo tanto, el parque se consolida como un área clave para la conservación de la diversidad de epífitas en la ciudad.

El tamaño del forófito es un factor relacionado positivamente a la riqueza de epífitas, similar a lo encontrado para ambientes boscosos y para otros ambientes urbanos (Martins *et al.*, 2020; Romero Zapiola, 2023). Si se tiene en cuenta que el crecimiento de un árbol va acompañado de un aumento del DAP, longitud del tronco y del número de ramas, los forófitos de mayor porte o tamaño funcionarían como un soporte adecuado para las epífitas en comparación con aquellos de porte pequeño, porque permitirían una mayor superficie de fijación y disponibilidad de microhábitats (Haedo & Blendinger, 2012; Woods *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2015; Elias *et al.*, 2021). No obstante, independientemente de que la riqueza de epífitas incrementó con el DAP, se observó que fue similar en especies de árboles con el porte mediano y grande. Esto puede deberse a que en el Parque 9 de Julio las especies de porte grande presentaron forófitos que no alcanzaron su estadio de maduración completo y a la presencia de especies de porte grande con riqueza muy baja, como *E. camaldulensis*. Además, algunos árboles de una misma especie mostraron cambios en su arquitectura (Nieva & Podazza, obs. pers.), probablemente debido a su ubicación espacial dentro del parque, afectando la disponibilidad de recursos para la flora vascular epífita (Alvim *et al.*, 2021). La información sobre el porte teórico y el origen geográfico (nativas, exóticas) puede ser útil para considerar la plantación de especies arbóreas que favorezcan una mayor riqueza de epífitas en el área, contribuyendo así a su conservación. Las especies arbóreas nativas más abundantes (*H. impetiginosus*, *J. mimosifolia*, *T. tipu* y *P. dubium*) mostraron un incremento de la riqueza de epífitas a mayor DAP, similar a lo observado en áreas urbanas del GSMT próximas a la sierra de San Javier (El Corte, Horco Molle y Yerba Buena) por González & Ceballos (2021). Romero Zapiola & Devoto (2024) encontraron esta misma relación positiva para ejemplares de *T. tipu* en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. La ausencia de relación entre la riqueza de epífitas y el DAP en *E. camaldulensis*, una especie representada por ejemplares de gran porte, podría deberse al tipo de corteza de textura lisa y exfoliante, lo que dificultaría la fijación de epífitas (Elias *et al.*, 2021; González & Ceballos, 2021; Romero Zapiola & Devoto, 2024).

El tipo de follaje y la corteza también fueron factores que se relacionaron con la riqueza de epífitas, la cual incrementó hacia los árboles caducifolios y de corteza rugosa. La mayor riqueza de epífitas hallada para los ejemplares con follaje caducifolio también fue encontrada por Hirata *et al.* (2009) en un bosque templado cálido de Japón, quienes asocian que, cuando el forófito pierde sus hojas hay una mayor disponibilidad de luz para las epífitas. Esto se corrobora con el dominio de las especies del género *Tillandsia* relevadas en el parque, epífitas que se adaptan muy bien a la elevada luminosidad. Por su parte, la riqueza de epífitas fue mayor en las cortezas rugosas, en comparación con las cortezas lisas o exfoliantes, fibrosas, y con presencia de agujones o mamelones. Las cortezas rugosas, además de ofrecer una mejor superficie de sujeción son más adecuadas para las epífitas porque retienen mayor humedad y nutrientes (Callaway *et al.*, 2002; Wyse & Burns, 2011).

La relación entre la riqueza de epífitas con los defectos de los árboles y su riesgo de caída es un tema aún sin resolver. En el presente trabajo se encontró que los árboles con defectos en alguna zona (raíz, tronco o copa) tenían una riqueza significativamente mayor que los árboles con ausencia de defectos, aunque no se pudo corroborar que la presencia de epífitas sea el origen de estos defectos. No obstante existen estudios que hipotetizan sobre el impacto negativo de las epífitas sobre el forófito (Benzing & Seemann, 1978; Montaña *et al.*, 1997; Flores-Palacios *et al.*, 2012; Vergara-Torres *et al.*, 2024), sólo unos cuantos han podido demostrarlo experimentalmente y están restringidos a unas pocas especies de epífitas y forófitos. Por ejemplo, un estudio experimental reportó que en *Neltuma alba* (Griseb.) C. E. Hughes & G. P. Lewis hubo una mayor proporción de hojas en las ramas donde fueron removidas epífitas del género *Tillandsia*, en comparación con ramas con alta carga de epífitas (Soria *et al.*, 2014). Por otro lado, en el presente trabajo no se encontró relación entre la riqueza de epífitas y el riesgo de caída en *J. mimosifolia* y *H. impetiginosus*. Esto podría deberse al bajo número de individuos evaluados, así como a la posibilidad de que la variable utilizada (riqueza de especies) no sea la más adecuada para relacionar con el riesgo. Un estudio futuro debería evaluar un mayor número de árboles y utilizar otra variable del grado de epifitismo (por ejemplo, cobertura o abundancia) para analizar si efectivamente las epífitas son un

indicador del riesgo de caída de árboles. Fue sugerido que una colonización excesiva de epífitas, variable no analizada en este estudio, sería un factor vinculante al riesgo ante el consecuente incremento de su masa sobre las ramas de un árbol (Alex *et al.*, 2021).

Se encontró que una mayor cobertura arbórea en la franja censada favoreció al incremento en la riqueza de epífitas (Fig. 5). Este resultado obtenido para el análisis de proximidad a una mayor cobertura arbórea fue similar a lo observado en por Izuddin & Webb (2015) quienes comprobaron que la proximidad al bosque influyó positivamente sobre la riqueza de epífitas registrada en una carretera de Singapur. Asimismo, Aoki-Gonçalves *et al.* (2023) observaron en una ciudad neotropical de México que la riqueza de especies de bromelias epífitas se relaciona positivamente con la cobertura de especies leñosas. Con estos resultados se puede inferir que la riqueza de epífitas sobre un árbol no depende solamente de sus características intrínsecas sino también de la proximidad a otros árboles, que funcionan como fuente de propágulos y de dispersores de epífitas.

CONCLUSIONES

Este estudio brinda información detallada sobre la riqueza de epífitas en el Parque 9 de Julio, con un máximo de especies de epífitas similar al hallado por otros autores para todo el GSMT, por lo que se destaca el valor de este pulmón verde para la conservación de epífitas nativas en la ciudad. Se encontró que la riqueza de epífitas estuvo relacionada con características de los árboles, con sus defectos y con la cobertura arbórea del parque. De acuerdo a los resultados obtenidos, favorecer el mantenimiento y plantación de especies de árboles nativos, caducifolios, con corteza rugosa y de un porte mediano a grande, sería de utilidad para un manejo orientado a mantener y aumentar la diversidad de epífitas en este espacio verde. Si bien para este trabajo la riqueza de epífitas se relaciona de manera positiva con la presencia de defectos en los árboles, no se pudo corroborar que las epífitas constituyan la causa de estos defectos. Es relevante destacar que, aunque no se encontró una relación entre la riqueza de epífitas y el riesgo debido a fallas estructurales del forófito, se sugiere que una mayor abundancia podría convertirse en un factor predisponente relacionado con la masa acumulada sobre las ramas.

Se estimó que es necesario mantener una cobertura arbórea mínima del 20% por sector del parque, para conservar una riqueza máxima de epífitas. En este sentido, una adecuada gestión del parque y la promoción de la cobertura arbórea son fundamentales para fomentar la diversidad de epífitas, lo cual no solo enriquece el ecosistema urbano, sino que también puede tener un efecto positivo para la conservación y estética de este espacio verde.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

ÁN y GP realizaron el diseño de muestreo y el trabajo de campo. SC realizó el análisis estadístico. Todos los autores participaron en la escritura y corrección del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca en el trabajo de tesis de Maestría en Gestión Ambiental (UNT) de la Mag. Ángela M. Nieva. Agradecemos a la Mg. Silvia E. Gómez Romero por su colaboración en el reconocimiento de especies en campo, así como a la Dra. Priscila Powell, al Dr. Ezequiel Aráoz, al Mag. Pablo A. Quiroga y al Dr. Enrique Roger por sus valiosos aportes que enriquecieron esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

ALEX, A., U. D. CHIMA & U. D. UGBAJA. 2021. Diversity and phorophyte preference of vascular epiphytic flora on avenues within the University of Port Harcourt, Nigeria. *J. For. Environ. Sci.* 37: 217-225. <https://doi.org/10.7747/JFE>

ALVIM, F. S., S. GOMES FURTADO & L. MENINI NETO. 2021. Are vascular epiphytes in urban green areas subject to the homogenization of biodiversity? A case study in the Brazilian Atlantic. *Forest* 24:701-713. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01070-7>

AOKI-GONÇALVES, F., J. C. PENA, T. TOLEDO-ACEVES & I. MACGREGOR-FORS. 2023. Urban epiphytes: Bromeliad diversity in a green cover gradient across a Neotropical streetscape. *Urban For. Urban Green*. 83: 127901. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127901>

BECKER, D. F. P., R. LINDEN & J. L. SCHMITT. 2017. Richness, coverage and concentration of heavy metals in vascular epiphytes along an urbanization gradient. *Sci. Total Environ.* 584: 48-54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.092>

BENAVIDES, A. M., J. H. WOLF & J. F. DUIVENVOORDEN. 2006. Recovery and succession of epiphytes in upper Amazonian fallows. *J. Trop. Ecol.* 22: 705-717. <https://doi.org/10.1017/S0266467406003580>

BENITO, G. & M. PALERMO ARCE. 2021. *El árbol en la ciudad: manual de arboricultura urbana*. 1a ed. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.

BENZING, D. H. & J. SEEMANN. 1978. Nutritional piracy and host decline: a new perspective on the epiphyte-host relationship. *Selbyana* 2: 133-148. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2730-3_19

BHATT, A., S. GAIROLA, Y. GOVENDER, H. BAIJNATH & S. RAMDHANI. 2015. Epiphyte diversity on host trees in an urban environment, eThekwin Municipality, South Africa. *New Zeal. J. Bot.* 53: 24-37. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2014.1000935>

BÖHNERT, T., A. WENZEL, C. ALTENHÖVEL, L. BEERETZ, ... & H. KREFT. 2016. Effects of land-use change on vascular epiphyte diversity in Sumatra (Indonesia). *Biol. Conserv.* 202: 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.008>

BOLKER, B. M., M. E. BROOKS, C. J. CLARK, S. W. GEANGE, ... & J. S. S. WHITE. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24: 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>

BROOKS, M., B. BOLKER, K. KRISTENSEN, M. MAECHLER, ... & D. B. STOUFFER. 2023. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder. R package (version 3.2.0.). CRAN. 2023. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/index.html>

BROWN, A. D. 1986. *Autoecología de bromeliáceas epífitas del NO argentino y su relación con Cebus apella*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

BURCHAM, D. C., S. GHOSH, L. E. CHOON & F. Y. KING. 2011. Evaluation of an infrared camera technique for detecting mechanically induced internal voids in *Syzygium grande* Arboric. *Urban For.* 37: 93-98. <https://doi.org/10.48044/jauf.2011.013>

BURKART, A. 1952. *Las Leguminosas Argentinas silvestres y cultivadas*. 2nd ed. Acme Agency, Buenos Aires.

- CALAZA MARTINEZ, P. & M. I. IGLESIAS DIAZ. 2016. *El riesgo del arbolado urbano, Contexto, concepto y evaluación*. Editorial Mundiprensa, Madrid.
- CALDIZ, D. O., J. BELTRANO, L. V. FERNANDEZ & I. ANDÍA 1993. Survey of *Tillandsia recurvata* L.: preference, abundance and its significance for natural forests. *For. Ecol. Manag.* 57: 161-168. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(93\)90169-N](https://doi.org/10.1016/0378-1127(93)90169-N)
- CALLAWAY, R. M., K. O. REINHART, G. W. MOORE, D. J. MOORE & S. C. PENNING. 2002. Epiphyte host preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecología* 132: 221-230. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1354>
- CASCANTE-MARÍN, A., J. H. D WOLF, J. G. B. OOSTERMEIJER & J. C. M. DEN NIJS. 2008. Establishment of epiphytic bromeliads in successional tropical premontane forests in Costa Rica. *Biotropica* 40: 441-448. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00403.x>
- CASCANTE-MARÍN, A., J. H. WOLF, J. G. B. OOSTERMEIJER, J. C. M. DEN NIJS, ... & A. DURÁN-APUY. 2006. Epiphytic bromeliad communities in secondary and mature forest in a tropical premontane area. *Basic Appl. Ecol.* 7: 520-532. <https://doi.org/10.1016/j.baec.2005.10.005>
- CASTELAO, G. F. & B. A. FRITSCHY. 2019. Diagnóstico del arbolado urbano de alineación en vecinales La Esmeralda y Guadalupe Este. Ciudad de Santa Fe, República Argentina. *Contribuciones científicas G&EA* 31: 99-118.
- CEBALLOS, S. J. 2020. Vascular epiphyte communities in secondary and mature forests of a subtropical montane area. *Acta Oecol.* 105: 103571. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103571>
- CEBALLOS, S. J. 2022. Vascular epiphytes in Argentinian Yungas: distribution, diversity, and ecology. *Bot. Rev.* 89: 91-113. <https://doi.org/10.1007/s12229-022-09281-7>
- CEBALLOS, S. J., N. P. CHACOFF & A. MALIZIA. 2016. Interaction network of vascular epiphytes and trees in a subtropical forest. *Acta Oecol.* 77: 152-159. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2016.10.007>
- COELHO DUARTE, A. P. 2021. *Evaluación del riesgo de los árboles urbanos: propuesta de un protocolo para Montevideo, Uruguay*. Tesis de maestría. Universidad de la República, Uruguay.
- COVAS, G. 1936. Las Coníferas indígenas de la República Argentina. *Rev. Fac. Agron. (La Plata)* 21: 201-223.
- CRUZ-ANGÓN, A. & R. GREENBERG. 2005. Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. *J. Appl. Ecol.* 42: 150-159. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00983.x>
- DE LA SOTA, E. 1977. Pteridofitas. En: *Flora de la Provincia de Jujuy*, vol. 8: 1-275. Colección científica del Instituto Nacional Tecnológico Agropecuario (INTA), Buenos Aires.
- DESKIS OÜ. 2014. Bitterlich. Version 1.4. Disponible en <https://measure-height-deskis-ou.en.aptoide.com/app> [Acceso: abril 2012- octubre 2022].
- DIGILIO, A. & P. LEGNAME. 1966. *Los árboles indígenas de la provincia de Tucumán*. Opera Lilloana 15. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- DIMITRI, M. J. 1978. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo I, Vol. I. Acme, Buenos Aires.
- DIMITRI, M. J. 1980. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo I, Vol. II. Acme, Buenos Aires.
- DUVAL, V. S., G. M. BENEDETTI & K. BAUDIS. 2020. El impacto del arbolado de alineación en el microclima urbano. Bahía Blanca, Argentina. *Invest. Geogr.* 73: 171-188. <https://doi.org/10.14198/INGEO2020.DBB>
- ELIAS, J. P. C., S. R. MORTARA, A. F. NUNES-FREITAS, E. VAN DE BERG & F.N. RAMOS. 2021. Host tree traits in 483 pasture areas affect forest and pasture specialist epiphyte species differently. *Am. J. Bot.* 108: 598-606. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1634>
- FERRO DÍAZ, J. 2015. Criterios metodológicos para evaluaciones sobre ecología de epífitas vasculares. Una revisión crítica. *ECOVIDA* 5: 263-282.
- FLORES-PALACIOS, A., V. H. TOLEDO-HERNÁNDEZ, A. M. CORONA-LÓPEZ, S. VALENCIA-DÍAZ, ... & S. N. MYARTSEVA. 2012. ¿Son las plantas epífitas parásitos de los árboles? Evidencia de mecanismos de daño directo e indirecto. En: RUIZ-CANCINO, E. & J. M. CORONADO-BLANCO (coords.), *Recursos Naturales*, pp. 26-35. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Tamaulipas.
- GARCÍA, M. I. 2013. *Tucumán, un patrimonio de todos. Un recorrido por sus raíces, su cultura y su identidad*. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires.
- GÓMEZ ROMERO, S. E. & L. NOVARA. 2010. Bromeliaceae. *Aport. Bot. Salta, Ser. Fl.* 9: 1-137.

- GONÇALVES-SOUZA, T., A. D. BRESCOVIT, D. D. ROSSA-FERES, & G. Q. ROMERO. 2010. Bromeliads as biodiversity amplifiers and habitat segregation of spider communities in a Neotropical rainforest. *J. Arachnol.* 38: 270-279. <https://doi.org/10.1636/P09-58.1>
- GONZÁLEZ, M. V. & S. J. CEBALLOS. 2021. Las epífitas vasculares en un ambiente urbano están influidas por características del arbolado, el clima y las fuentes de propágulos. *Ecol. Austral* 31: 357-371. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1354>
- GUIDA-JOHNSON, B., A. M. FAGGI & G. A. ZULETA. 2017. Effects of urban sprawl on riparian vegetation: is compact or dispersed urbanization better for biodiversity? *River Res. Appl.* 33: 959-969. <https://doi.org/10.1002/rra.3138>
- HAEDO, J. & P. G. BLENDINGER. 2012. Aves y arbolado urbano en el Gran San Miguel de Tucumán. En: GRAU, A. & A. M. KORTSARZ (eds.), *Guía de arbolado de Tucumán*, pp. 255-262. Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- HERNÁNDEZ, M. A., R. O. VARELA, L. C. TERÁN & M. MATA. 2012. Preferencia de hospedero, orientación y rasgos morfológicos-anatómicos de *Pleopeltis minima* (Polypodiaceae) en un ambiente urbano. *Lilloa* 49: 105-117.
- HIRATA, A., T. KAMIJO & S. SAITO. 2009. Host trait preferences and distribution of vascular epiphytes in a warm-temperate forest. *Plant Ecol.* 201: 247-254. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2795-5_19
- HOTHORN, T., F. BRETZ & P. WESTFALL. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biom. J.* 50: 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- IZUDDIN, M. & E. L. WEBB. 2015. The influence of tree architecture, forest remnants, and dispersal syndrome on roadside epiphyte diversity in a highly urbanized tropical environment. *Biodivers. Conserv.* 24: 2063-2077. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0932-6>
- KORTSARZ, A. M. & S. GÓMEZ ROMERO. 2012. Arriba de los árboles urbanos: plantas epífitas y parásitas. En: GRAU, A. & A. M. KORTSARZ (eds.), *Guía de arbolado de Tucumán*, pp. 249-254. Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- LEGNAME, P. R. 1982. *Árboles indígenas del Noroeste Argentino*. Opera Lilloana 34. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- LUNA-COZAR, J., O. MARTÍNEZ-MADERO & R. W. JONES. 2020. Ball Moss, *Tillandsia recurvata* L., as a refuge site for arthropods in a seasonally dry tropical forest of Central Mexico. *Southwest. Entomol.* 45: 445-460. <https://doi.org/10.3958/059.045.0213>
- MARTINS, P. L. S. S., S. G. FURTADO & L. MENINI NETO. 2020. Could epiphytes be xenophobic? Evaluating the use of native versus exotic phorophytes by the vascular epiphytic community in an urban environment. *Community Ecol.* 21: 91-101. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00001-y>
- MONDRAGÓN, D. & M. P. MORA-FLORES. 2023. First steps to study the demography of vascular epiphytes in cities. *Braz. J. Biol.* 84: e270998. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.270998>
- MONTAÑA, C., R. DIRZO & A. FLORES. 1997. Structural parasitism of an epiphytic bromeliad upon *Cercidium praecox* in an intertropical semiarid ecosystem. *Biotropica* 29: 517-521. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00046.x>
- NELDER, J. A. & R. W. WEDDERBURN. 1972. Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society. Stat. Soc., A* 135: 370-384. <https://doi.org/10.2307/2344614>
- NIEVA, A. M. 2024. *Estructura y distribución del arbolado en las principales vías de acceso al Parque 9 de Julio (San Miguel de Tucumán) y su potencial riesgo para los usuarios*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.
- PADILHA, P. T., G. A. ELIAS, R. DOS SANTOS, R. MARTINS & V. CITADINI-ZANETTE. 2017. Vascular epiphytes respond to successional stages and microhabitat variations in a subtropical forest in southern Brazil. *Braz. J. Bot.* 40: 897-905. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0391-2>
- PADMAWATHE, R., Q. QURESHI & G. S. RAWAT. 2004. Effects of selective logging on vascular epiphyte diversity in a moist lowland forest of Eastern Himalaya, India. *Biol. Conserv.* 119: 81-92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.024>
- PARTHASARATHY, N. 2015. *Biodiversity of lianas*. Springer International Publishing Switzerland, Puducherry.
- PATERLINI, O. 1992. *Parque 9 de julio*. Imprenta Gráfica Noroeste, San Miguel de Tucumán..
- PERELMAN, S. B., L. A. GARIBALDI & P. M. TOGNETTI. 2019. *Experimentación y modelos estadísticos*. Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- PLANCHUELO, G., M. VON DER LIPPE & I. KOWARIK. 2019. Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landsc. Urban Plan.* 189: 320-334. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.007>

- PUTZ, F. E. & H. A. MOONEY. 1991. *The biology of vines*. Cambridge University Press, California.
- QGIS.org, 2023. Sistema de Información Geográfica QGIS. Asociación QGIS. <http://www.qgis.org>
- R CORE TEAM. 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REYES DE LA BARRA, J., M. PONCE-DONOSO, O. VALLEJO-BARRA, G. DANILUK-MOSQUERA & A. P. COELHO-DUARTE. 2018. Comparación de cuatro métodos de evaluación visual del riesgo de árboles urbanos. *Colomb. For.* 21: 161-173. <https://doi.org/10.14483/2256201X.12604>
- ROMERO ZAPIOLA, A. 2023. *Factores que afectan la diversidad de epífitas del arbolado de alineación de la Ciudad de Buenos Aires*. Tesis de grado. Universidad Nacional de Buenos Aires, Argentina.
- ROMERO ZAPIOLA, A. & M. DEVOTO. 2024. Factores que afectan la riqueza de epífitas vasculares del arbolado de alineación de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. *Ecol. Austral* 34: 579-592. <https://doi.org/10.25260/EA.24.34.3.0.2406>
- ROMERO, E. E. 2012. Alberto L. de Soldati y un proyecto de higiene y salubridad para la provincia de Tucumán. El Parque 9 de Julio. *Res. Gesta* 50: 161-174.
- SESMA, J. S., E. Y. GUIDO & M. E. PUCHULU. 1998. Clima de la provincia de Tucumán. En: GIANFRANCISCO, M., M. PUCHULU, J. DURANGO DE CABRERA & G. ACEÑOLAZA (eds.), *Geología de Tucumán*. San Miguel de Tucumán, pp. 41-46. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- SIAZ TORRES, S. S., E. DE LA ROSA-MANZANO, L. U. ARELLANO-MÉNDEZ, K. M. AGUILAR-DORANTES, ... & M. C. JUÁREZ ARAGÓN. 2024. Species Richness, Abundance, and Vertical Distribution of Epiphytic Bromeliads in Primary Forest and Disturbed Forest. *Plants* 13: 2754. <https://doi.org/10.3390/plants13192754>
- SORIA, N. F., C. TORRES & L. GALETTO. 2014. Experimental evidence of an increased leaf production in *Prosopis* after removal of epiphytes (*Tillandsia*). *Flora: Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 209: 580-586. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.08.007>
- TURNER, I. M., H. T. W. TAN, Y. C. WEE, A. B. IBRAHIM, ... & R. T. CORLETT. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conserv. Biol.* 8: 705-712. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08030705.x>
- TÜRPE, A. M. 1975. *Los géneros de Gramíneas de la provincia de Tucumán (Argentina)*. Opera Lilloana 24. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- VENABLES, W. N. & B. D. RIPLEY. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4th ed. Springer, Nueva York.
- VERGARA-TORRES, C. A., S., VALENCIA-DÍAZ, J. G., GARCÍA-FRANCO & A. FLORES-PALACIOS. 2024. Do epiphytes affect the fitness of their phorophytes? The case of *Tillandsia recurvata* on *Bursera copallifera*. *J. Trop. Ecol.* 40: 1-8. <https://doi.org/10.1017/S0266467424000117>
- VICTORIANO-ROMERO, E., S. VALENCIA-DÍAZ, V. H. TOLEDO-HERNÁNDEZ & A. FLORES-PALACIOS. 2017. Dispersal limitation of *Tillandsia* species correlates with rain and host structure in a central Mexican tropical dry forest. *PLoS One* 12: e0171614. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171614>
- WFO Plant List. Disponible en: <https://wfo.plantlist.org/>. [Acceso agosto 2024]
- WOLTERBEEK, B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environ. Pollut.* 120: 11-21. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00124-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00124-0)
- WOODS, C. L. & S. J. DEWALT. 2013. The conservation value of secondary forests for vascular epiphytes in Central Panama. *Biotropica* 45: 119-127. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00883.x>
- WOODS, C. L. 2017. Primary ecological succession in vascular epiphytes: the species accumulation model. *Biotropica* 49: 452-460. <https://doi.org/10.1111/btp.12443>
- WOODS, C. L., C. L. CARDELÚS & S. J. DEWALT. 2015. Microhabitat associations of vascular epiphytes in a wet tropical forest canopy. *J. Ecol.* 103: 421-430. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12357>
- WYSE, S. V. & B. R. BURNS. 2011. Do host bark traits influence trunk epiphyte communities? *New Zeal. J. Ecol.* 35: 296-301.
- YANG, J., F. A. LA SORTE, P. PYŠEK, P. YAN, ... & J. MCBRIDE. 2015. The compositional similarity of urban forests among the world's cities is scale dependent. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24: 1413-1423. <https://doi.org/10.1111/geb.12376>
- ZHAO, M., J. X. U. GEEKIYANAGE, M. M. KHIN, D. R. NURDIANA, ... & R. D. HARRISON.

2015. Structure of the epiphyte community in a tropical montane forest in SW China. *PLoS One* 10: e0122210.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122210>
- ZOTZ, G. 2016. *Plants on plants - The biology of vascular epiphytes*. Springer, Berlín.
- ZULOAGA, F. O., M. J. BELGRANO & A. M. ANTON (eds.). 2024. *Flora Argentina: Flora Vascular de la República Argentina*. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar/>

