Fundación Miguel Lillo
Tucumán
Argentina

Estructura forestal e historia de uso en dos reservas del Espinal entrerriano (Argentina): estudio comparativo entre el Jardín Botánico Oro Verde y la Reserva Escuela Alberdi

Forest structure and land-use history in two reserves of the Entre Ríos Espinal (Argentina): A comparative study between the Oro Verde Botanical Garden and the Alberdi School Reserve

Rodríguez, Sabrina A.[1,2*]; Virginia A. Piani[1,3]; Cecilia G. Trujillo[4]; Pablo G. Aceñolaza[2,5]

[1] Centro de investigaciones en Biociencias y Tecnologías Ambientales (CIBTA)-CONICET, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos (UADER), Ruta Provincial Nº 11. Km 10,5 (3100). Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
[2] Cátedra de Dasonomía, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER), Ruta Provincial Nº 11. Km 10,5 (3100). Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
[3] Centro Regional de Geomática (CeReGeo), Facultad de Ciencia y Tecnología, Centro Entre Ríos, Universidad Autónoma de Entre Ríos (UADER), Ruta Provincial Nº 11. Km 10,5 (3100). Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
[4] Cátedra de Botánica Sistemática, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER), Ruta Provincial Nº 11. Km 10,5 (3100). Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
[5] Centro de Investigaciones Científicas y Transferencia de Tecnología a la Producción (CICyT-TP-CONICET), España 149, Diamante (3105), Entre Ríos, Argentina.
* Autor de correspondencia: <sabrinaforestalrodriguez@gmail.com>

Resumen

En Argentina, el Espinal es una de las ecorregiones que más se han transformado, con una marcada fragmentación, una disminución del área ocupada por el bosque y la introducción de especies exóticas. La provincia de Entre Ríos ha sido parte de este proceso, aunque todavía

➤ Ref. bibliográfica: Rodríguez, S. A.; Piani, V. A.; Trujillo, C. G.; Aceñolaza, P. G. 2026. Estructura forestal e historia de uso en dos reservas del Espinal entrerriano (Argentina): estudio comparativo entre el Jardín Botánico Oro Verde y la Reserva Escuela Alberdi. *Lilloa 63* (2): 583-609. doi: https://doi.org/10.30550/j.lil/2425
➤ Recibido: 15 de junio 2026 – Aceptado: 5 de octubre 2026 – Publicado: 3 de noviembre 2026.
➤ URL de la revista: http://lilloa.lillo.org.ar

➤ Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

existen fragmentos de bosques en un buen estado de conservación. Las áreas naturales protegidas (ANP) Jardín Botánico Oro Verde (JBOV) y Reserva de Uso Múltiple Escuela Juan Bautista Alberdi (REA), además de las funciones ecológicas y recreativas que desempeñan, tienen una importancia educativa, académica y de investigación para las instituciones a las que pertenecen, aunque aún no se ha realizado una caracterización de la estructura forestal de sus bosques. Estas dos ANP están separadas por una ruta, a 40 m de distancia. Los objetivos de este trabajo fueron: i) caracterizar la estructura forestal horizontal de las ANP JBOV y REA, ii) comparar la estructura forestal de ambas reservas y iii) evaluar las diferencias en la estructura forestal de ambas ANP en relación con sus respectivas historias de uso. Se hizo un muestreo de estructura forestal y se reconstruyó la historia de uso a partir de un relevamiento bibliográfico y entrevistas a personas vinculadas a ANP. En el JBOV se registraron 12 especies arbóreas nativas y tres exóticas, tuvo un área basal (AB) de 24,81 m2 ha^{-1} para especies nativas y 3,49 m2 ha^{-1} para exóticas. En la REA se registraron siete especies nativas y siete exóticas, tuvo un AB de 17,06 m2 ha^{-1} de especies nativas y 17,68 m2 ha^{-1} de exóticas. Mientras que el JBOV tuvo intervenciones puntuales, en los bosques del REA se instaló un basural y se realizaron campamentos que propiciaron la instalación de especies exóticas, en los años 70. Las diferencias estructurales pueden explicarse principalmente por sus historias de uso.

Palabras clave: Atributos estructurales; complejidad estructural; Entre Ríos; manejo forestal.

Abstract

In Argentina, the Espinal is one of the most transformed ecoregions, characterized by significant fragmentation, a reduction in forest cover, and the introduction of exotic species. The province of Entre Ríos has been part of this process, although well-preserved forest fragments still exist. The Oro Verde Botanical Garden (JBOV) and the Juan Bautista Alberdi School Multiple-Use Reserve (REA) —both designated as protected natural areas (PNAs)— serve ecological and recreational functions while also holding educational, academic, and research importance for their respective institutions; however, their forest structure remains uncharacterized. These two PNAs lie 40 m apart, separated by a road. The objectives of this study were to: i) characterize the horizontal forest structure of the JBOV and REA PNAs, ii) compare the forest structure of both reserves, and iii) evaluate their differences in forest structure in relation to their respective land-use histories. Forest structure was sampled, and land-use history was reconstructed through a literature review and interviews with individuals associated with the PNAs. Twelve native and three exotic tree species were recorded at the JBOV, with a basal area (BA) of 24.81 m^2 ha^{-1} for native species and 3.49 m^2 ha^{-1} for exotic species. At the REA, seven native and seven exotic species were recorded, with a BA of 17.06 m^2 ha^{-1} for native species and 17.68 m^2 ha^{-1} for exotic species. While the JBOV experienced only sporadic interventions, a waste dump was established in the REA forests

during the 1970s, and campsites were set up, both of which facilitated the introduction of exotic species. These structural differences can be primarily explained by their land-use histories.

Keywords: Forest management; Entre Ríos; structural attributes; structural complexity.

INTRODUCCIÓN

La estructura forestal influye en la distribución de luz y agua dentro del bosque, se relaciona con la productividad, la biomasa aérea o el almacenamiento de carbono y la calidad del hábitat (Ali, 2019; Ehbrecht *et al.*, 2021). Conocer la estructura forestal de un sitio es necesario para la gestión del mismo, ya que puede orientar las decisiones de conservación, restauración, forestación y raleos, con el objetivo de mantener sus funciones (Dubayah *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2024; Yi *et al.*, 2026). La diversidad de especies, la variación en diámetros y alturas de los individuos de una especie, y la heterogeneidad del tamaño de los árboles (diámetro y/o altura) conforman la diversidad estructural de un bosque o rodal. Los atributos estructurales de un bosque incluyen la diversidad estructural y otras variables relacionadas como diámetro promedio de los árboles, densidad y área basal del rodal. A su vez, los atributos estructurales de un sitio dependen en gran medida de las condiciones ambientales, la interacción biótica, la composición de especies y la intensidad de las perturbaciones dentro de un ecosistema forestal específico (Ali, 2019). Los procesos de degradación forestal pueden afectar atributos estructurales y funcionales de los bosques, así como procesos ecológicos como la regeneración natural y las interacciones entre sus componentes, y pueden manifestarse, entre otros cambios, como una reducción de la biomasa (Lapola *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2025).

En Argentina, el Espinal es una de las regiones que más se ha transformado por el cambio de uso de la tierra y la expansión de la frontera agrícola-ganadera (Arturi, 2006; Cabido *et al.*, 2018; Nanni *et al.*, 2020), lo que llevó a la fragmentación, a la disminución del área ocupada por el bosque y a la introducción de especies exóticas invasoras (Matteucci, 2012; Sabattini *et al.*, 2016). Los bosques del Espinal en la provincia de Entre Ríos también han sido parte de este proceso (Maldonado *et al.*, 2012), aunque todavía existen fragmentos en buen estado de conservación (Lewis *et al.*, 2009; Guida-Johnson y Zuleta, 2013; Garachana *et al.*, 2018). En este sentido, el Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas (ANP) tiene un rol fundamental en las acciones de conservación de la provincia. A pesar de la importancia que tiene conocer los atributos estructurales de un bosque, existen pocos estudios en los que se haya realizado una caracterización estructural completa de los bosques del Espinal entrerriano.

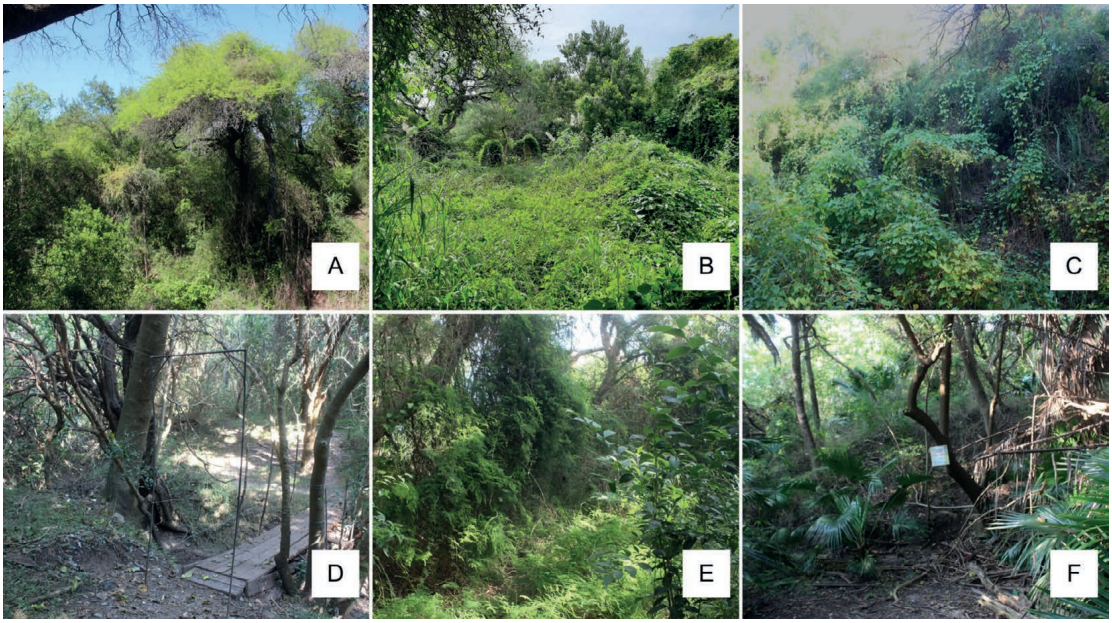


Fig. 1. Jardín Botánico Oro Verde (arriba, A, B, C) y Reserva Escuela Alberdi (abajo, D, E, F): B) zonas inundables, C) pendientes pronunciadas. Se muestran diferencias estructurales entre ambas reservas.

Fig. 1. Oro Verde Botanical Garden (top, A, B, C) and the Alberdi School Reserve (bottom, D, E, F: B) flood-prone areas, C) steep slopes. Structural differences are shown between A, B, C and D, E, F.

Las ANP Jardín Botánico Oro Verde (JBOV), de la Universidad Nacional de Entre Ríos, y, Reserva de Uso Múltiple Escuela Juan Bautista Alberdi (REA), de la Universidad Autónoma de Entre Ríos, son parte del Sistema Provincial de ANP. Estas dos reservas, además de las funciones ecológicas y recreativas que desempeñan, tienen una importancia educativa, académica y de investigación para las instituciones a las que pertenecen. Tanto en el JBOV como en REA se han desarrollado distintos proyectos de investigación (Morguenstern *et al*., 2023-REA-; Butus *et al*., 2024-JBOV-), de extensión, tesis de grado y de posgrado (Guidetti, 2020-REA-; Santoni, 2025-REA-) y otras actividades como cursos de extensión, cursos de posgrado y visitas guiadas. A pesar de su importancia regional y su desarrollo académico, en estas ANP no se ha realizado una caracterización de la estructura forestal de sus bosques. La caracterización de la estructura forestal proporcionaría una línea de base para evaluar el estado actual de los bosques, orientar decisiones de gestión y monitorear cambios futuros. A su vez, esta información constituiría un insumo para proyectos de investigación y tesis desarrollados en estas ANP y en otros bosques del Espinal entrerriano, incluyendo estudios sobre vegetación y sobre otros grupos taxonómicos, como aves y artrópodos. Estas ANP, además, tienen una característica particular, de ubicarse contiguas en una misma cuenca, pero espacialmente distanciadas a 40 m una de otra, separadas por la Ruta Provincial N° 11, que ofició, en un principio, de barrera biológica. El JBOV y la REA forman parte de

un mismo ambiente, pero los predios en donde se encuentran tuvieron distintas historias de uso, y actualmente presentan diferencias aparentes en la estructura y composición de la vegetación. En este sentido, los objetivos de este trabajo fueron: i) caracterizar la estructura forestal horizontal de las ANP JBOV y REA, ii) comparar la estructura forestal de las dos reservas y, iii) evaluar las diferencias en la estructura forestal de ambas ANP en relación con sus respectivas historias de uso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de estudio

El área de estudio se ubica en las ANP de la provincia de Entre Ríos "Reserva Escuela Alberdi" (31°50'33.7"S y Longitud 60°31'03.7"O, categorizada como Reserva de Usos Múltiples) (Reales *et al.*, 2023), de 20 ha de superficie y Jardín Botánico Oro Verde específicamente en el Jardín de Plantas Autóctonas (JBPA) de 10 ha de superficie (31º 50´65" S, 60º 31´31.64" O) (Fig. 1), ubicadas en la localidad de Oro Verde, Departamento de Paraná, a 11 km de la capital de la Provincia de Entre Ríos. Biogeográficamente, estas ANP se ubican en la Región Neotropical, Dominio Chaqueño, Provincia Pampeana, Distrito del Espinal (Arana *et al*., 2021). La temperatura media anual varía entre 18,8 °C y 20,1°C y la precipitación media anual oscila entre 1190 y 1270 mm.

Muestreos de estructura forestal

En cada ANP se muestrearon 20 parcelas de 10 m x 10 m (0,2 ha en total) en las que se registraron todos los individuos de especies arbóreas vivos de ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). En cada individuo vivo se determinó la especie, se midió el DAP y se categorizó a cada especie en nativa o exótica, considerándose especies nativas a las que están dentro de su área de distribución natural. También se registraron y midieron los árboles muertos de ≥ 10 cm de DAP incluyendo todos los modos de mortalidad, en pie, desarraigados, quebrados (Rodríguez *et al*., 2021) y, se determinó la especie a campo. En los casos de individuos ramificados a una altura inferior a 1,3 m se registraron el número de ramificaciones, o pies, y se midió el DAP de cada una de las ramificaciones. La metodología utilizada puede sobreestimar levemente los valores de densidad y AB por hectárea, ya que no se ha muestreado sobre el curso del arroyo o zonas bajas inundables sin presencia de árboles (Fig. 2).

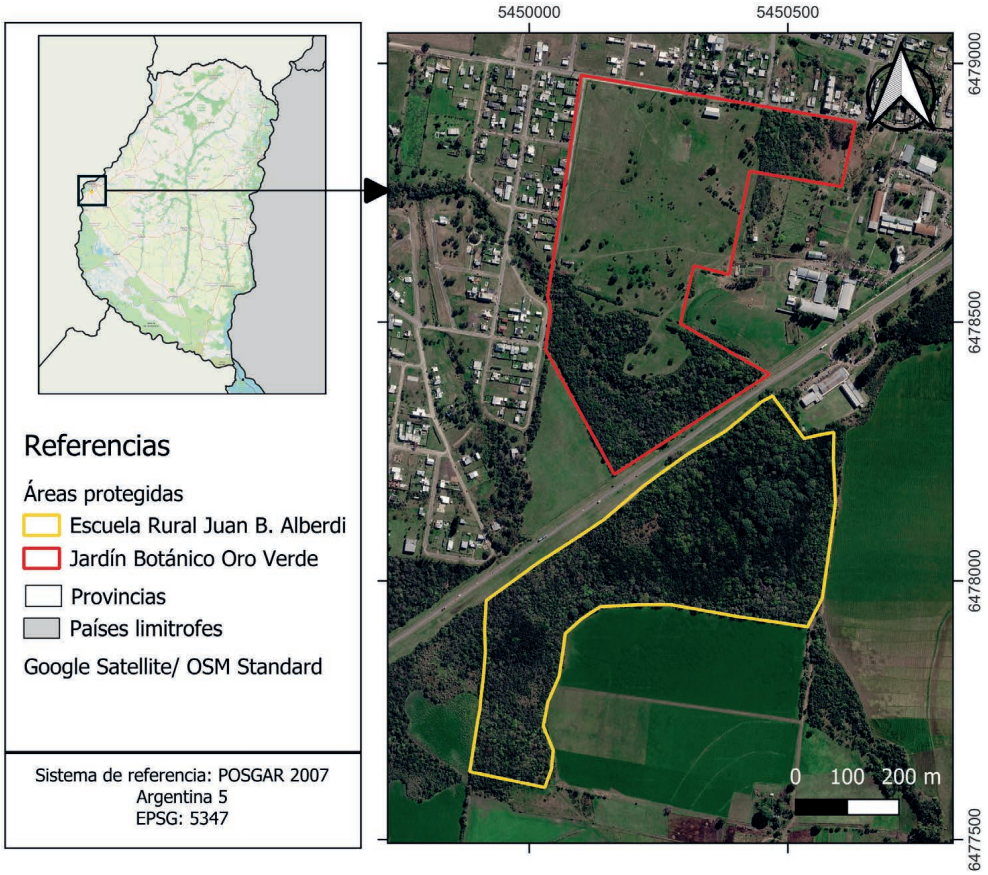


Fig. 2. Ubicación de las áreas protegidas Jardín Botánico Oro Verde (línea roja) y Reserva Escuela Alberdi (línea amarilla). Los límites representados fueron obtenidos de la capa oficial de Áreas Naturales Protegidas de la Nación disponible a través de la Subsecretaría de Ambiente.

Fig. 2. Location of the protected areas of the Oro Verde Botanical Garden (red outline) and the Alberdi School Reserve (yellow outline). The boundaries shown were obtained from the official National Protected Areas dataset made available through the Undersecretariat of Environment.

Historia de uso

La reconstrucción de la historia de uso de cada ANP se trabajó a partir del testimonio de docentes investigadores, personal de gestión y no docente vinculados a las AP como Directores y participantes de proyectos de investigación y extensión, Responsables de la ANP, encargados de vivero y de mantenimiento de la ANP, con cargos actuales o jubilados, Profesores de biología, Lic. en Biología o Ing. Agrónomo de profesión. Las personas entrevistadas estuvieron vinculadas al JBOV desde 1994 hasta la actualidad, es decir, previo a su creación formal. Las personas entrevistadas estuvieron vinculadas formalmente a la REA desde el año 2007, si bien varias la conocían desde los años ochenta como alumnos de la escuela. Se realizaron nueve entrevistas. Este estudio se realizó desde una perspectiva cualitativa a partir del desarrollo de entrevistas semiestructuradas, estandarizadas y abiertas. Es decir, entrevistas pautadas con anticipación, con un listado de

preguntas de respuesta abierta, ordenadas y redactadas por igual para todos los entrevistados en las que se agregaron repreguntas en caso de considerarlo necesario (Flick, 2023). Se elaboró una guía de preguntas y se realizó una única entrevista por persona, todas realizadas por el mismo entrevistador. Las primeras tres preguntas de la guía estaban relacionadas al tiempo y tipo de vinculación del entrevistado con la ANP y las tres siguientes a la historia de uso y las intervenciones que hubo en las ANP. Previo a la realización de las entrevistas hubo un proceso de indagación para seleccionar a las personas entrevistadas. También ser realizó una búsqueda bibliográfica de artículos publicados en revistas académicas, tesis de grado y posgrado que se realizaron en las mismas, los proyectos de investigación, la información publicada en las páginas web y los planes de manejo presentados.

Análisis de datos

A partir de los datos medidos en cada ANP, se calculó la abundancia de cada especie arbórea, la densidad total de árboles vivos y muertos por hectárea, la densidad de árboles nativos y exóticos por hectárea, el área basal de árboles por hectárea y el Valor de Importancia (VI) de cada especie. También se calculó el DAP promedio de todos los árboles y diámetro cuadrático medio y la distribución de clases diamétricas de especies nativas y exóticas, así como también el índice de diversidad de Shannon-Wiener. Se calculó el porcentaje de árboles ramificados y el número promedio de pies por árbol.

La densidad de individuos (ind ha^{-1}) se estimó a partir del número total de árboles registrados en las parcelas, extrapolado a hectárea. La estructura diamétrica se analizó a partir del DAP (cm) medido en cada pie o fuste. Los diámetros se agruparon en clases de 5 cm cada una y se construyeron distribuciones de frecuencia absoluta y relativa (%). El diámetro medio se calculó como el promedio aritmético de los DAP registrados, mientras que el diámetro cuadrático medio (Dq) se estimó ponderando en mayor medida los individuos de mayor tamaño, como:

$$D_q = \sqrt{\sum D_i^2 / n},$$

Donde D_i corresponde al diámetro de cada individuo y n al número total de individuos considerados.

El área basal individual (m^2) se calculó a partir del DAP (cm) mediante la ecuación:

$$AB = \pi \cdot DA\,P^2/40.000$$

El área basal total (AB) se obtuvo sumando los valores individuales ($m^2 ha^{-1}$) mediante un factor de expansión correspondiente a la superficie muestreada. Se calcularon además el área basal de nativas y exóticas y el área basal por especie.

El área basal relativa (%) se estimó como la proporción del área basal de cada especie respecto del área basal total.

El valor de importancia (VI) de cada especie se calculó según Cottam y Curtis (1956) y Donoso (1993), como:

$$VI = [densidad\,relativa + área\,basal\,relativa]/2$$

El VI sirve para entender qué especies dominan un ecosistema, combinando su frecuencia con su cobertura. La diversidad de especies se evaluó mediante el índice de Shannon-Wiener:

$$H' = -\sum p_i ln\ p_i$$

donde p_i corresponde a la proporción de individuos de la especie *i*. Los cálculos se realizaron a nivel de árbol (ID), evitando la sobre-representación de individuos con múltiples pies. Se incluyeron árboles a partir de 10 cm de DAP.

Para el análisis de ramificaciones se consideró un árbol como ramificado cuando presentó más de un tallo ≥ 10 cm por debajo del DAP. Se calculó el porcentaje de árboles ramificados por AP y el número promedio de tallos/pies por árbol ramificado. La heterogeneidad diamétrica se evaluó mediante el coeficiente de variación del DAP, calculado como

$$CV = (SD/\acute{D}) \times 100$$

Las diferencias en la estructura diamétrica entre reservas se evaluaron mediante el test no paramétrico de Mann-Whitney para los valores de DAP y el test de Kolmogorov-Smirnov para comparar las distribuciones diamétricas completas. Se consideraron diferencias significativas cuando $p < 0{,}05$.

La historia de uso se reconstruyó partir del material bibliográfico y las entrevistas realizadas en conjunto a partir de las cuales se elaboró un relato cronológico.

RESULTADOS

Estructura forestal

Composición específica, frecuencias, VI y diversidad.— En el JBOV se registraron un total de 15 especies arbóreas, 12 especies nativas y tres exóticas (Tabla 1). Las cinco especies más frecuentes fueron nativas: canelón (*Myrsine laetevirens)*, chañar (*Geoffroea decorticans*), tembetarí (*Zanthoxylum* sp.), palo tinta (*Achatocarpus praecox*) y guarananiná (*Sideroxylon obtusifolium)*. La sexta especie más frecuente fue el jacarandá (*Jacaranda mimosifolia)* considerada exótica para el Distrito del Espinal, seguida de las nativas guayabo colorado (*Myrcianthes cisplatensis*) y algarrobo negro (*Neltuma nigra*).

Tabla 1. Especies arbóreas registradas (individuos con diámetro a la altura del pecho, DAP, ≥ 10 cm), nombre común, familia, origen y presencia (✓) o ausencia (✗) en el Jardín Botánico Oro Verde (JBOV) y la Reserva Escuela Alberdi (REA). Se consideran nativas aquellas especies comprendidas dentro de su área de distribución natural.

Table 1. Tree species recorded (individuals with diameter at breast height, DBH, ≥ 10 cm), common name, family, origin, and presence (✓) or absence (✗) in the Oro Verde Botanical Garden (JBOV) and the Alberdi School Reserve (REA). Species are considered native when they occur within their natural distribution range.

Especie	Nombre común	Familia	Origen	JBOV	REA
Myrsine laetevirens (Mez) Arechav.	Canelón	Primulaceae	Nativa	✓	✓
Geoffroea decorticans (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	Chañar	Fabaceae	Nativa	✓	✓
Achatocarpus praecox Griseb. (Schinz & Autran) Botta	Palo tinta	Achatocarpaceae	Nativa	✓	✓
Zanthoxylum sp.	Tembetarí	Rutaceae	Nativa	✓	✓
Myrcianthes cisplatensis (Cambess.) O. Berg	Guayabo colorado	Myrtaceae	Nativa	✓	✗
Sideroxylon obtusifolium (Roem. & Schult.) T.D. Penn.	Guaraniná	Sapotaceae	Nativa	✓	✗
Neltuma nigra (Griseb.) C.E. Hughes & G.P. Lewis	Algarrobo negro	Fabaceae	Nativa	✓	✓
Sapium haematospermum Müll. Arg.	Curupí	Euphorbiaceae	Nativa	✓	✓
Phytolacca dioica L.	Ombú	Phytolaccaceae	Nativa	✓	✓
Celtis tala Gillies ex Planch.	Tala	Cannabaceae	Nativa	✓	✗
Schinus molle L.	Aguaribay	Anacardiaceae	Nativa	✓	✗
Vachellia caven (Molina) Seigler & Ebinger	Espinillo	Fabaceae	Nativa	✓	✗
Ligustrum lucidum W.T. Aiton	Ligustro	Oleaceae	Exótica	✗	✓
Morus alba L.	Mora	Moraceae	Exótica	✓	✓
Jacaranda mimosifolia D. Don	Jacarandá	Bignoniaceae	Exótica	✓	✓
Broussonetia papyrifera (L.) Vent.	Morera de papel	Moraceae	Exótica	✓	✗
Tipuana tipu (Benth.) Kuntze	Tipa	Fabaceae	Exótica	✗	✓
Celtis australis L.	Almez	Cannabaceae	Exótica	✗	✓
Ceiba speciosa (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Ravenna	Palo borracho	Bombacaceae	Exótica	✗	✓
Melia azedarach L.	Paraíso	Meliaceae	Exótica	✗	✓

Las frecuencias relativas de cada especie mostraron valores muy similares para las tres primeras (Fig. 3) (Tabla 2), pero cuando se analizó el VI de cada especie las diferencias entre cada una fueron más marcadas (Tabla 2). En las parcelas de muestreo se observaron otras especies arbóreas en las que ningún individuo alcanzó los 10 cm de DAP, por ejemplo: sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), almez (*Celtis australis*). En cuanto a la diversidad y equitatividad, el índice de Shannon-Wiener arrojó un H'= 2,29 (Tabla 3).

En la REA se registraron un total de 14 especies arbóreas, siete especies nativas y siete exóticas (Tabla 1). La más frecuente fue la especie exótica ligustro (*Ligustrum lucidum)*, seguida de la especie nativa canelón (*M. laetevirens)* y la especie exótica mora (*Morus alba*). En las frecuencias relativas de cada especie alternan especies nativas y exóticas, con un alto porcentaje de las dos primeras, ligustro y canelón (Fig. 3). Cuando se analizó el VI de cada especie, el ligustro tuvo un 26,88 y el canelón 21,68 (Tabla 2). En las parcelas de muestreo se observaron otras especies arbóreas en las que ningún individuo alcanzó los 10 cm de DAP, por ej. sombra de toro. El índice de Shannon-Wiener arrojó un H'= 2,03 (Tabla 3).

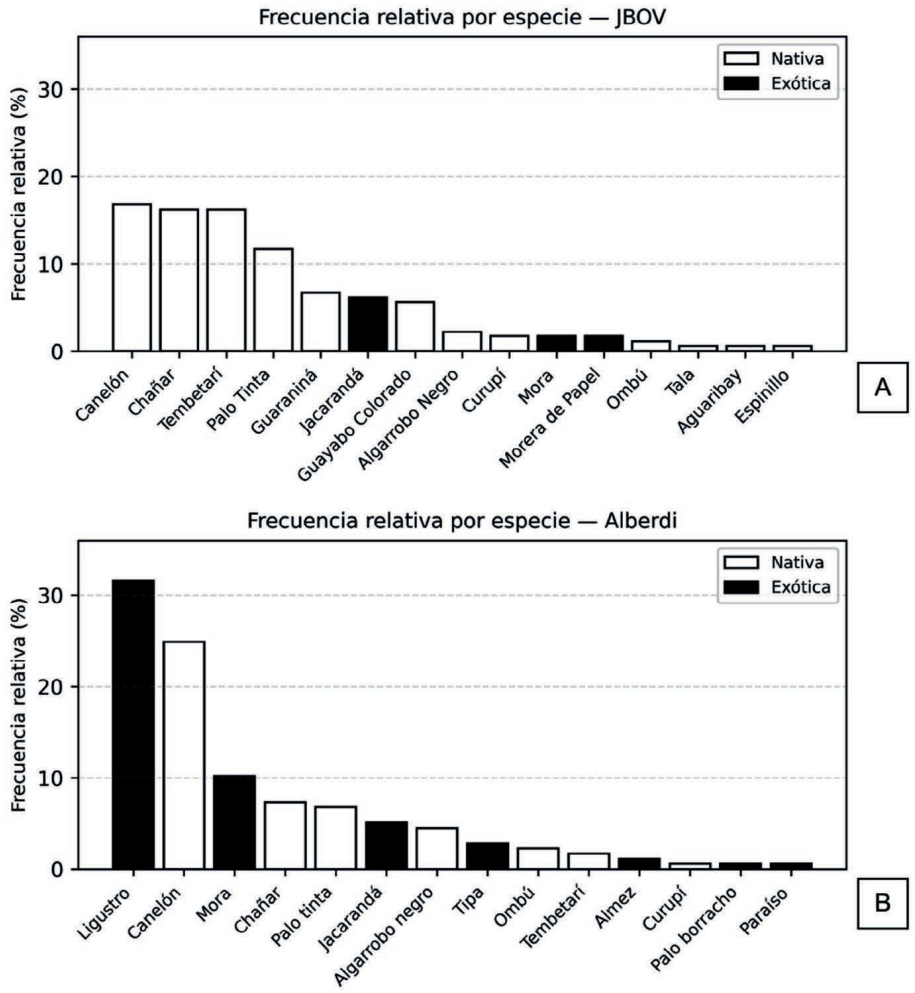


Fig. 3. Frecuencia relativa (%) de las especies arbóreas presentes en (a) Jardín Botánico Oro Verde y (b) Reserva Escuela Alberdi diferenciadas en especies nativas (blanco) y exóticas (negro). Se consideran especies nativas a las especies que están dentro de su área de distribución natural.

Fig. 3. Relative frequency (%) of the tree species present in (a) the Oro Verde Botanical Garden and (b) the Alberdi School Reserve, differentiated native species (white) and exotic species (black). Native species are defined as those occurring within their natural distribution range.

Densidad y área basal.— En el JBOV se registraron un total de 160 árboles, lo que implica una densidad de 800 ind ha^{-1}, de las cuales 143 fueron de especies nativas (89%) y 17 de especies exóticas (11%). El AB fue de 28,3 m^2 ha^{-1}, correspondiendo 24,81 m^2 ha^{-1} a especies nativas y 3,49 m^2 ha^{-1} a especies exóticas.

En el REA se registraron un total de 177 árboles, lo que implica una densidad de 885 ind ha^{-1}; 85 fueron de especies nativas (48%) y 92 de especies exóticas (52%). El AB fue 34,87 m^2 ha^{-1}, correspondiendo 17,06 m^2 ha^{-1} a especies nativas y 17,68 m^2 ha^{-1} a especies exóticas.

Tabla 2. Frecuencia relativa (%), densidad (ind ha^{-1}), área basal (m^2 ha^{-1}), área basal relativa (%) y valor de importancia (VI) de cada especie registrada en el Jardín Botánico Oro Verde y Reserva Escuela Alberdi.

Table 2. Relative frequency (%), density (ind ha^{-1}), basal area (m^2 ha^{-1}), relative basal area (%), and importance value (IV) of the species recorded in the Oro Verde Botanical Garden and the Alberdi School Reserve.

	Especie	Frecuencia relativa (%)	Densidad (ind ha^{-1})	Área basal (m^2 ha^{-1})	Área basal relativa (%)	VI
JBOV	*M. laetevirens*	18,75	150	3,98	14,06	16,41
	Zanthoxylum sp.	18,13	145	3,68	13,01	15,57
	G. decorticans	18,13	145	3,54	12,52	15,33
	A. praecox	13,13	105	2,61	9,21	11,17
	S. obtusifolium	7,5	60	3,34	11,8	9,65
	J. mimosifolia	6,88	55	2,86	10,11	8,5
	M. cisplatensis	6,25	50	0,76	2,68	4,47
	N. nigra	2,5	20	4,17	14,75	8,63
	S. haematospermum	1,88	15	1,05	3,7	2,79
	M. alba	1,88	15	0,43	1,52	1,7
	B. papyrifera	1,88	15	0,2	0,7	1,29
	P. dioica	1,25	10	1,5	5,3	3,28
	C. tala	0,63	5	0,09	0,31	0,47
	S. molle	0,63	5	0,05	0,17	0,4
	V. caven	0,63	5	0,04	0,14	0,39
REA	*L. lucidum*	31,64	280	7,71	22,12	26,88
	M. laetevirens	24,86	220	6,45	18,49	21,68
	M. alba	10,17	90	1,65	4,75	7,46
	G. decorticans	7,34	65	1,72	4,92	6,13
	A. praecox	6,78	60	1,51	4,33	5,55
	J. mimosifolia	5,08	45	1,75	5,02	5,05
	N. nigra	4,52	40	5,76	16,51	10,52
	T. tipu	2,82	25	5,99	17,18	10
	P. dioica	2,26	20	1,17	3,36	2,81
	Zanthoxylum sp.	1,69	15	0,17	0,48	1,09
	C. australis	1,13	10	0,29	0,84	0,98
	S. haematospermum	0,56	5	0,17	0,48	0,52
	C. speciosa	0,56	5	0,05	0,15	0,36
	M. azedarach	0,56	5	0,34	0,99	0,78

Distribución de clases diamétricas, ramificaciones y árboles muertos.— En el JBOV el DAP promedio general fue de 16,88 cm, el de las especies nativas fue 16,59 cm y el de las exóticas 19,55 cm (Tabla 3). La mayoría de los individuos se concentran en las clases diamétricas de los 10 a 35 cm de DAP, siendo la clase más frecuente la de 10 a 15 cm (Fig. 4). Del total de árboles medidos, el 21% estaban ramificados con al menos dos tallos ≥ 10 cm antes del 1,3 m, con un promedio de 2,42 (±0,16) ramificaciones por árbol (Tabla 3).

Se registraron 19 árboles muertos (11% del total), 12 árboles nativos, 4 exóticos y 3 no identificados. La densidad de árboles muertos es 95 ha^{-1} y el AB de 2,44 m^2 ha^{-1} (Tabla 3). El diámetro promedio de árboles muertos fue de 16,98 ± 6,44 cm. La especie que tuvo más porcentaje de árboles muertos fue *M. laetevirens* (Fig. 5) y la clase diamétrica más frecuente fue de 10 a 15 cm (42 % de los árboles).

Tabla 3. Características de las áreas protegidas Jardín Botánico Oro Verde y Alberdi, general y diferenciado por especies nativas y exóticas: densidad (ind ha^{-1}), diámetro promedio (DAP, cm), área basal (m^2 ha^{-1}).

Table 3. Characteristics of both protected areas, the Oro Verde Botanical Garden and the Alberdi School Reserve, presented overall and broken down by native and exotic species: density (ind ha^{-1}), mean diameter (DBH, cm), and basal area (m^2 ha^{-1}).

Parámetro	JBOV	Alberdi
Superficie (ha)	11,5	20
Densidad (ind ha^{-1}) (vivos)	800	885
Densidad nativas (ind ha^{-1})	715	425
Densidad exóticas (ind ha^{-1})	85	460
DAP medio (+EE) (cm)	16,88 (±0,56)	18,35 (±0,67)
DAP medio nativas (+EE) (cm)	16,59 (±0,59)	18,48 (±0,91)
DAP medio exóticas (+EE) (cm)	19,55 (±1,81)	18,23 (±0,99)
Diámetro cuadrático medio (cm)	18,7	20,71
Heterogeneidad estructural (CV del DAP)	47,84%	52,43%
Área basal (m^2 ha^{-1})	28,3	34,87
Área basal nativas (m2 ha^{-1})	24,81	17,06
Área basal exóticas (m^2 ha^{-1})	3,49	17,68
Densidad de árboles muertos (ind ha^{-1})	95	60
Área basal de árboles muertos (m^2 ha^{-1})	2,44	1,12
Árboles ramificados (%)	20,75%	10,17%
Promedio de pies por árbol (+EE)	2,42 (±0,16)	2,61 (±0,24)
Shannon (H')	2,29	2,03
Mann-Whitney	p = 0,02	
Kolmogorov-Smirnov	p = 0,03	

En la REA el DAP promedio general fue de 18,35 cm, el de las especies nativas fue 18,48 cm y el de las exóticas 18,23 cm (Tabla 2). La mayoría de los individuos se concentran en las clases diamétricas de los 10 a 25 cm de DAP, siendo la clase más frecuente la de 10 a 15 cm (Fig. 4). Aunque se observa una baja frecuencia de árboles en las clases diamétricas inferiores y diferencias estadísticamente significativas con respecto a la distribución de clases diamétricas del JBOV (Tabla 3). Del total de árboles muestreados, el 10,17 % estaban ramificados con al menos dos tallos ≥ 10 cm antes del 1,3 m, con un promedio de 2,61 (±0,24) ramificaciones por árbol (Tabla 3).

Se registraron 12 árboles muertos (6 % del total), 9 árboles nativos, 2 exóticos y 1 no identificado. La densidad de árboles muertos es 60 ha^{-1} y el AB de 1,12 m^2 ha^{-1} (Tabla 3). El diámetro promedio de árboles muertos fue de 14,90 ± 4,22 cm. La especie que tuvo más porcentaje de árboles muertos fue *M. laetevirens* (Fig. 5) y la clase diamétrica más frecuente fue de 10 a 15 cm (67 % de los árboles).

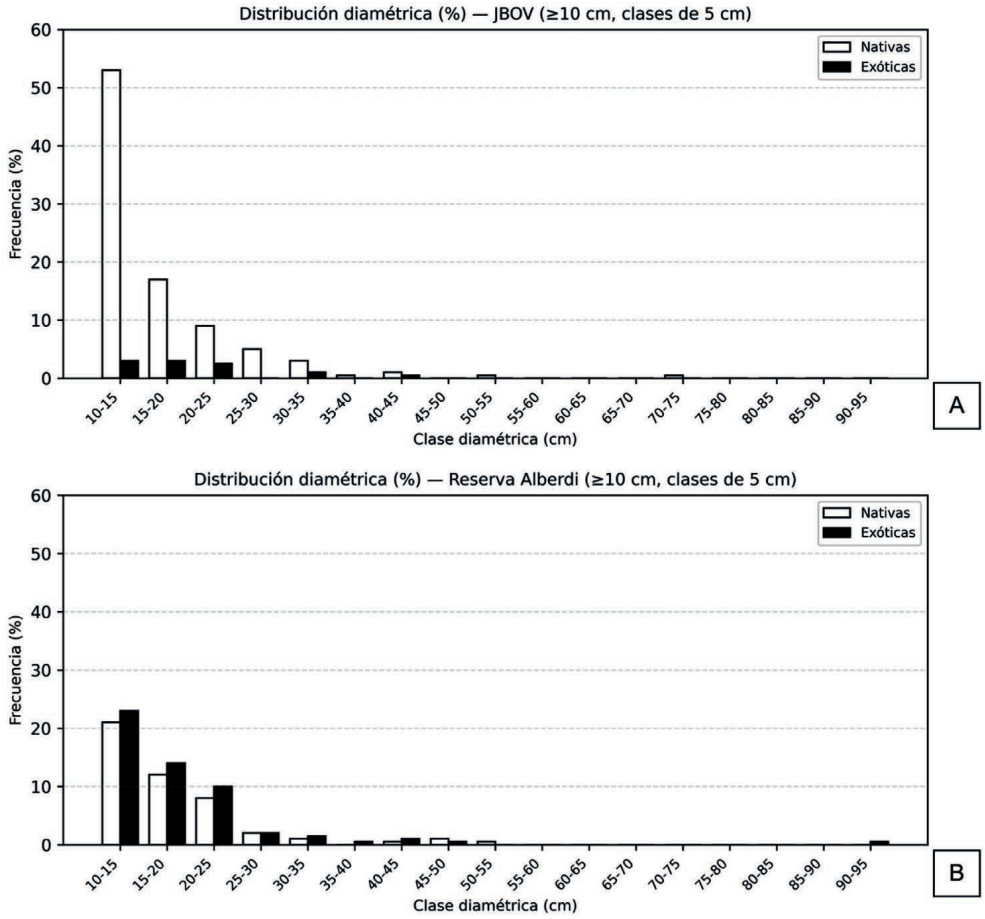


Fig. 4. Distribución de clases diamétricas de árboles (individuos con diámetro a la altura del pecho, DAP, mayores a 10 cm) en: (a) Jardín Botánico Oro Verde y (b) Reserva Escuela Alberdi diferenciadas en especies nativas (blanco) y exóticas (negro). Se consideran especies nativas a las especies que están dentro de su área de distribución natural.

Fig. 4. Distribution of tree diameter classes (individuals with diameter at breast height, DBH, greater than 10 cm) in: (a) Oro Verde Botanical Garden and (b) the Alberdi School Reserve, differentiated as native species (white) and exotic species (black). Native species are defined as those occurring within their natural distribution range.

Comparación entre las dos reservas

En la REA se registraron cinco especies nativas menos que en el JBOV (no se encontraron árboles ≥ 10 cm de DAP de *M. cisplatensis*, *Sideroxylon obtusifolium*, *Celtis tala*, *Schinus molle y Vachellia caven*) y cinco especies exóticas más (*L. lucidum*, *Tipuana tipu*, *C. australis*, *Ceiba speciosa y Melia azedarach*). Mientras el JBOV tiene una distribución de frecuencias equitativa la REA tiene una marcada dominancia de dos especies: *L. lucidum* y *M. laetevirens* (Tabla 2). En cuanto a la diversidad y equitatividad índice de Shannon-Wiener fue menor en la REA. La densidad de individuos y el área basal fue similar en las dos ANP, pero en la REA más del 50% de estos valores corresponde a especies exóticas mientras que en el JBOV representan un 11-12 %(Tabla 3).

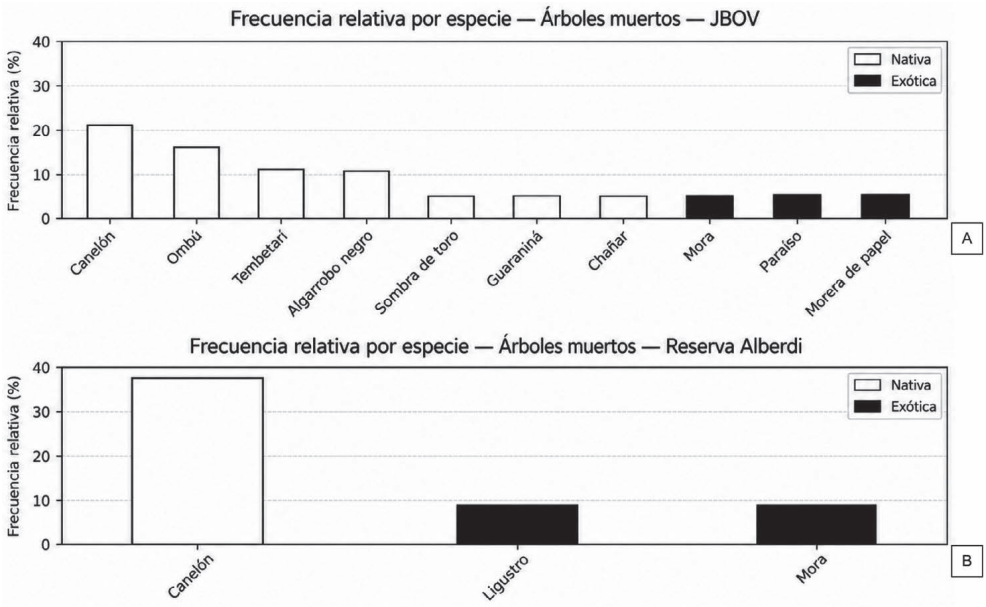


Fig. 5. Frecuencia relativa (%) de árboles muertos de cada especie en: (a) Jardín Botánico Oro Verde y (b) Reserva Escuela Alberdi diferenciadas en especies nativas (blanco) y exóticas (negro). Se consideran especies nativas a las especies que están dentro de su área de distribución natural.

Fig. 5. Relative frequency (%) of dead trees of each species in: (a) the Oro Verde Botanical Garden and (b) the Alberdi School Reserve, differentiated as native (white) and exotic (black) species. Native species are defined as those occurring within their natural distribution range.

Los diámetros promedio de las dos ANP también están dentro de un mismo rango, sin embargo, la distribución de clases diamétricas presentaron diferencias significativas (Tabla 3). El JBOV tiene una distribución de J invertida y en la REA esa distribución es más aplanada (Fig. 4). El JBOV tuvo una mayor proporción de árboles muertos que la REA, si bien tuvo una mayor distribución entre las frecuencias de clases diamétricas (datos no mostrados) y las especies de los árboles muertos (Fig. 5). Por último, el JBOV tuvo un mayor porcentaje de árboles ramificados y un promedio de pies por árbol un poco menor que la REA (Tabla 3).

Historia de uso Jardín Botánico Oro Verde

El terreno del jardín de plantas autóctonas (JBPA), inaugurado en 1996, pertenecía a la Universidad Nacional del Litoral (UNL) y, quedó excluido de ser usado con fines agrícola-ganaderos a causa de su accidentado terreno (Fagúndez, 1999). En 1971 se crea la Facultad de Ciencias Agropecuarias (FCA), que funcionaba en la Escuela Normal Rural Alberdi y dependía de la UNL. Cuando se crea la UNER (1973), la FCA es incorporada a la misma. En 1976 la Facultad empezó a funcionar en su sede actual, en la que se encuentra el JBOV (https://fca.uner.edu.ar/nosotros/).

El JBOV se inauguró en 1996 y consta del JBPA de 10 ha-en dónde se realizaron los muestreos de estructura forestal-, un jardín botánico sistemático, un espacio temático de especies hidrófilas, uno de educación ambiental, un agrobotánico y un centro de visitantes. Cuenta además con un herbario y colección de semillas (https://fca.uner.edu.ar/jardin-botanico/). En el año 2003 se declara ANP (Ley provincial N° 9.483).

Según testimonios de los entrevistados el JBOV fue intervenido en su inauguración (1996) cuando se realizaron los senderos para recorrer la reserva, en los que se ha desmalezado y agregado broza, también se han realizado escaleras en zonas de pendientes pronunciadas e instalado puentes en las partes del recorrido en las que pasa el arroyo. Una de las entrevistadas afirma que las escaleras y puentes se realizaron con madera proveniente de la ANP. Posteriormente, se continuó con el mantenimiento de los senderos con un desmalezado manual (machete y pala) de hasta 2 m de ancho. En el año 2001, se cambió un puente y se cambió un tramo del recorrido de un sendero a causa del aumento de caudal del arroyo. También se ha realizado control de especies exóticas invasoras (*L. lucidum, Broussonetia papyrifera, Acer negundo, Phoenix canariensis*), una de las entrevistadas menciona que se hubo un relevamiento y marcaciones únicamente y, otra, que el control es sistemático y se continúa haciendo. Los trabajadores no docentes que se ocupan del mantenimiento de la ANP no lo hacen en forma exclusiva y las personas a cargo del mantenimiento han rotado en el tiempo.

Uno de los entrevistados considera que las invasiones se dan por dos causas: una, por la dispersión por aves y, otra causa importante, es que cuando el arroyo —que viene de la REA, está intubado y pasa por debajo de la Ruta 11— trae los frutos de las palmeras y basura que vienen con las crecidas. También, se plantaron individuos de especies nativas de los que se desconocen, o se perdieron los registros sobre las especies, la cantidad, la procedencia y los años en que fueron plantadas. Estas plantaciones fueron puntuales. También, en los últimos años se urbanizó una zona lindera con la ANP y se han registrado algunas intrusiones. Más allá de lo mencionado no se han declarado otras intervenciones o disturbios.

Historia de uso Reserva Escuela Alberdi

En 1904 la legislatura aprueba la adquisición de la estancia Nuestra Señora de los Ángeles y se funda la Escuela Normal Rural Juan Bautista Alberdi, que funciona en lo que fue el casco de la estancia (Reales *et al*., 2023). No se encontraron registros bibliográficos sobre la historia de uso del bosque que compone la REA, aunque se pudo reconstruir su historia a partir del relato de los entrevistados. A comienzos de la década del 70, algunos profesores de la Escuela Alberdi proponen que el sector de monte nativo sea conservado y deje de ser área de pastoreo rotativo de vacunos. Entre los años 1976 y 1982 se permitieron dos acciones que modificarían el monte nativo.

Por un lado, cerca del ingreso a la hoy REA, se realizó la construcción de una fosa lineal de unos 100 m de largo x 5 m de ancho x 2 m de profundidad para enterrar residuos municipales de Oro Verde y de la Escuela Alberdi; la fosa se rellena con estos residuos y, también, con materiales de otro tipo, como plásticos, alambres, macetas de cemento, latas, cubiertas, etc. Según un entrevistado se han continuado arrojando residuos en años posteriores al relleno de la fosa. A partir del depósito de semillas de ingresaron algunas especies exóticas como ligustros, moras, almez, falso cafeto, helechos plumosos y espinosos, etc. Por otro lado, se permitieron acciones de entrenamiento militar en la etapa de instrucción de soldados de la II Brigada del Ejército, quienes realizaban campamentos semanales, y, por tal motivo, desmontaban los ligustros para la instalación de sus carpas y fosas de entrenamientos. Estos entrenamientos en el lugar derivaron en la introducción de especies frutales cultivadas, como Citrus, aunque no son perturbaciones notables, sino ejemplares aislados ("obs. pers."). Los residuos que no se han descompuesto o enterrado con el tiempo, continúan visibles cerca de la zona de ingreso a la reserva ("obs. pers.").

En el año 1992, se crea formalmente el "Área Natural Protegida Escuela Alberdi" (Ley provincial Nº. 9258/00. Art. 4). A partir del año 2013 hasta la fecha comienzan a realizarse paulatinamente las actividades de extensión, investigación y docencia de la FCyT, mencionadas en la introducción (https://ceregeo.github.io/reserva_alberdi/); todas actividades que tendrían un bajo impacto ambiental. Entre los años 2018 y 2019 se abrieron senderos para recorrida e interpretación en los que se han cortado algunas especies exóticas como ligustro y mora y únicamente ramas laterales de especies nativas. Posteriormente se continuo con el mantenimiento (únicamente corta ramas laterales). Los alumnos de la Escuela Alberdi también han realizado intervenciones puntuales, como anillado de ligustros en la REA desde el año 2007 en adelante. En el año 2021, en el marco del Proyecto de Extensión-Escuela Alberdi (PEX), comienzan a realizar control de especies exóticas y plantación de especies nativas. En el año 2023 se presenta el Plan de Manejo de la EA, elaborado por consultores externos (Reales *et al*., 2023). Algunos entrevistados suponen que la introducción de especies exóticas se dio por el basural y, también a través del arroyo, ya que la mayoría de los árboles exóticos se encuentran alrededor de los mismos.

DISCUSIÓN

Jardín Botánico Oro Verde

Composición específica, frecuencias, VI y diversidad.— La composición florística del JBOV combina especies arbóreas de bosques xerófilos, como el chañar *(Geoffroea decorticans)*, el algarrobo (*Neltuma nigra*) y el espinillo (*Vachellia caven*) con especies de bosques en galería o riparios como el tembetarí (*Zanthoxylum* sp.), el canelón (*Myrsine laetevirens*) y el palo tinta

(*Achatocarpus praecox*), en un tipo de formación boscosa que Aceñolaza *et al*. (2005) definen como Bosques de Barranca. Los resultados muestran que es un bosque dominado principalmente por especies riparias como el canelón y el tembetarí (Aceñolaza *et al.*, 2005), pero no hay una dominancia marcada de una especie en particular. De las especies características del bosque xerófilo sólo el chañar tiene un VI mayor a 1 (VI= 15,33). La baja presencia e importancia ecológica de las especies típicas del bosque xerófilo, puede deberse a que el JBOV se encuentra bordeando un arroyo por el que ingresan y se establecen las especies riparias. Si bien en la reserva predominan las zonas altas y con buen drenaje, más propicia para las especies xerófilas, (Fagúndez, 1999) o, a dificultades en la regeneración por semilla de las especies xerófilas (Medrano-Santos *et al*., 2026) que en el Espinal entrerriano podrían acentuarse (un tema que sería recomendable estudiar en futuras investigaciones).

En los bosques nativos de la provincia de Entre Ríos se pueden encontrar distintas formaciones o ambientes, aún en superficies reducidas (Aceñolaza *et al*., 2005). El JBOV tiene una alta composición de especies arbóreas comparada con la observada en otros estudios realizados en ambientes de Bosques de Barranca, por ej. Aceñolaza (2000) registró un máximo de 10 especies nativas de árboles adultos. Las frecuencias relativas y más aún el valor de importancia (VI) de las especies muestra que la importancia de las especies exóticas es baja. El índice de Shannon-Wiener suele oscilar entre 1,5 y 3,5 en estudios ecológicos y rara vez supera este límite superior (Ameneshewa *et al*., 2025). Valores inferiores a 1,5 indican una baja diversidad mientras que los superiores a 2,5 reflejan comunidades forestales complejas y ecológicamente estables (Cuza *et al*., 2026). En esta ANP el índice de Shannon-Wiener tuvo valores intermedios acercándose a los valores de bosques diversos, probablemente, si se hubiera calculado a partir de DAP menores, por ejemplo, a partir de 5 cm, hubiera dado valores superiores.

Densidad y área basal.— Dentro de la bibliografía consultada, sólo en Sabattini *et al*. (1999) se reportan valores superiores de densidad a la observada en el JBOV (1550 ind ha^{-1}) para un monte con características de selva marginal en Santa Elena, Entre Ríos, aunque no se conoce el DAP mínimo a partir del cual determinaron esa densidad. En el resto de los estudios, la densidad de árboles es inferior a la observada en el JBOV: Sione *et al*. (2023) registraron 341 ind ha^{-1} promedio en Feliciano (ER), y Sione *et al*. (2021) registraron 528 individuos en Aldea Santa María (ER) en formaciones del Espinal entrerriano. También, Capelino *et al*. (2018) registraron de 310 a 495 ind ha^{-1} para bosques maduros del Espinal santafesino. Lo mismo ocurre con el AB en donde otros estudios han registrado AB de 10,1 a 13,3 m^2 ha^{-1} (Capelino *et al.*, 2018), de 11, 10 m^2 ha^{-1} (Sione et *al.*, 2023) de 15,4 a 35,6 m^2 ha^{-1} (Aceñolaza, 2000). No se han encontrado estudios específicos en ambientes que combinen especies xerófilas y riparias como los analizados en este trabajo.

Distribución de clases diamétricas, ramificaciones y árboles muertos.— El tamaño promedio de los árboles (DAP promedio) y la distribución de clases diamétricas para las especies nativas se encuentran dentro de lo esperado para este tipo de bosques, en los que la mayoría de los árboles adultos tienen entre 10 y 35 cm de DAP, pero en el JBOV en particular hay un mayor porcentaje de árboles de especies nativas en las clases diamétricas superiores, comparado con otros estudios (Capelino *et al*., 2018), es decir, hay más árboles grandes, por ser más longevos o tener mejores condiciones de crecimiento. La distribución de clases diamétricas de las especies nativas tiene la estructura de J invertida, lo que muestra que la regeneración se mantiene estable. La distribución de clases diamétricas de los árboles exóticos se acerca a una línea horizontal, lo que indicaría que el grado de invasión de especies exóticas no aumentó en las últimas décadas.

Los disturbios o perturbaciones causadas por vientos fuertes, exposición crónica al viento y el fuego condicionan la estructura de la copa de los árboles y la ramificación a escala global (Jucker *et al.*, 2025). Los claros en el dosel provocados por caídas de árboles en tormentas o extracciones selectivas también influyen en las ramificaciones de los árboles que rodean al claro (Churski *et al.*, 2022; Turrión y Bautista, 2025). En ecología forestal, tradicionalmente se ha considerado que la presencia de árboles ramificados por debajo de 1,3 es indicadora de disturbios, naturales o antrópicos. Se puede considerar que el porcentaje de árboles ramificados en el JBOV es bajo, comparado con Capelino *et al.* (2018), aunque si se consideran todos los árboles ramificados por debajo de 1,3 m el porcentaje sobre el total de árboles es mucho mayor (datos no mostrados). Si bien no hay datos previos, el análisis de la estructura forestal de JBOV permite inferir que las intervenciones antrópicas no tuvieron un impacto significativo sobre la misma y las ramificaciones se deben principalmente a causas naturales.

Si bien la mortalidad es un proceso demográfico cada vez más relevante a nivel mundial por el aumento demostrado de las tasas en distintos bosques del mundo, la reducción de la esperanza de vida de especies arbóreas o su influencia en el almacenamiento de carbono (Rodríguez *et al.*, 2023), hay pocos estudios en el Espinal que han registrado los árboles muertos. En este estudio se registraron un 11% de árboles muertos, que podría ser considerado un alto porcentaje comparado con otros estudios, por ej. en Capelino *et al.* (2018) registraron un 3,6 %, pero en este trabajo sólo registraron árboles muertos en pie y en nuestro estudio se incluyeron todos los modos de mortalidad, es decir, árboles muertos en pie, desarraigados, quebrados u otras categorías. También, los árboles muertos constituyen elementos estructurales básicos para otras especies, desde organismos saprofitos a especies excavadoras de cavidades, como los pájaros carpinteros, que crean estructuras de anidación y refugio en árboles muertos en pie y en árboles con la copa seca o muerta (Jauregui *et al.*, 2021). En este sentido, el bosque del JBOV tiene un buen volumen de madera muerta en distintas formas. Por otro lado, la distribución de clases diamétricas y la frecuencia

de especies de los árboles muertos son similares a la de los árboles vivos. No hay datos que alerten sobre la mortalidad de una especie o tamaño de los árboles en particular.

Reserva Escuela Alberdi

Composición específica, frecuencias, VI y diversidad.— La REA comparte con el JBOV ambiente, especies arbóreas y la formación vegetal de Bosque de Barranca descripta en el apartado anterior. Lo más notorio de la estructura forestal del bosque de la reserva es el alto grado de invasión de especies exóticas registrado (VI del ligustro 26,88), que impacta en varios de los atributos medidos en este trabajo, por ejemplo, en la menor composición específica de árboles adultos con respecto a un bosque más conservado. La invasión de especies exóticas dentro de los ecosistemas nativos genera gran cantidad de impactos a nivel ecológico, económico y social (Pyšek *et al.*, 2020).

Una característica particular de la REA es que hay varias especies, como la tipa (*T. tipu*), el jacarandá (*J. mimosifolia*), el palo borracho (*C. speciosa*), que no se distribuyen naturalmente en el Espinal, y son frecuentes en el arbolado urbano y en jardines particulares. Tanto el grado de invasión como la composición de especies exóticas pueden explicarse por la historia de uso de este bosque nativo. Por un lado, pasaron al menos tres décadas entre la introducción de las especies exóticas y el comienzo de su control; y, por otro lado, los residuos sólidos urbanos vertidos en la REA contenían frutos, semillas y partes vegetativas provenientes del arbolado urbano a través del cual ingresaron estas especies. También, al haberse instalado la Escuela Alberdi setenta años antes que su vecina, la FCA-UNER, y al ser un centro en el que se realizaron distintas actividades (educativas, militares), puede haber facilitado la extracción selectiva de especies arbóreas porque el monte estaba más accesible a la comunidad, por cercanía y por tener menores pendientes. La reiterada extracción selectiva de los mejores individuos arbóreos deja al bosque cada vez más empobrecido genéticamente (Ratnam *et al.*, 2014; Roque *et al.*, 2023).

Densidad y área basal.— Al igual que el JBOV, la densidad y área basal de la REA fueron superiores a las mostradas por otros estudios en el Espinal entrerriano, pero en el REA más de la mitad de esos valores corresponde a especies exóticas, lo que alerta sobre el grado de invasión de este bosque.

Distribución de clases diamétricas, ramificaciones y árboles muertos.— La expansión de invasoras se realiza a expensas de especies y ecosistemas nativos ya que una implica competencia por los recursos -luz, agua, nutrientes- (Heberling y Fridley, 2013; Liebhold *et al*., 2017). Esta invasión de especies exóticas podría estar afectar procesos no evaluados en este tra-

bajo, como la regeneración de especies nativas. Si bien no se han medido los renovales, se observa que la distribución de frecuencias está aplanada con respecto a lo esperable para un bosque conservado (distribución de J invertida) y que hay más individuos maduros jóvenes (DAP de 10 a 20 cm) de especies exóticas que de especies nativas. Por lo que podría inferirse que ya se está afectando la función ecológica de regeneración, que podría estar afectada en diferentes aspectos como la fenología reproductiva, la germinación, el establecimiento de las plantas y la mortalidad en las primeras etapas. En suma, la frecuencia de árboles muertos de 10 a 15 cm de DAP es muy alta y los árboles muertos de la especie nativa más abundante duplica a la suma de árboles muertos de las especies exóticas.

Comparación y conectividad entre las dos reservas

Comparativamente la REA presenta una menor diversidad que el JBOV y se refleja en todos los atributos medidos (especies presentes, frecuencias relativas, VI, índice de Shannon, densidad, área basal). Sin embargo, es en la distribución de clases diamétricas y en las frecuencias de los árboles muertos en dónde se advierte que algunas funciones ecológicas cómo la renovación del bosque podría estar alteradas en la REA por la presencia de especies exóticas invasoras. El análisis de la estructura ayuda a comprender la historia, el estado y el desarrollo futuro de los bosques (Hui et *al.*, 2019).

Las diferencias específicas y estructurales entre las dos reservas sugieren que la conectividad entre las mismas ha sido baja. Si bien comparten un arroyo (que está intubado debajo de la Ruta 11) y están a una distancia en la que puede producirse la polinización entre individuos de las dos reservas (Guidetti *et al*., 2022) es llamativa la diferencia de especies exóticas presentes en una y otra reserva. Estas diferencias podrían explicarse no sólo por procesos ecológicos, sino por comportamientos sociales, muy probablemente la mayoría de usuarios de una de las reservas ni siquiera conozcan a la otra. Por ejemplo, hasta este estudio, no se han encontrado proyectos ni trabajos en conjunto entre las dos ANP. Las especies nativas vegetales dependen directamente de la conectividad del paisaje (Uroy *et al*., 2019). Si bien, lo primero que podría pensarse con un aumento de la conectividad son los riesgos que tendría el JBOV en aumentar la frecuencia y composición de las especies exóticas invasoras, la conectividad ecológica tiene beneficios como la conservación o el aumento de la variabilidad específica y genética, mientras que la conectividad social puede favorecer la comprensión, el respeto y el cuidado de estos ambientes, incluso la realización de mejores diagnósticos.

CONCLUSIÓN

El JBOV tiene la estructura forestal de un bosque conservado del Espinal con presencia de especies riparias, con una alta variabilidad y frecuencia relativa de especies nativas y baja presencia de especies exóticas y altos valores de densidad y AB comparados con otros bosques del Espinal entrerriano. Las recomendaciones de gestión, principalmente preventivas, que podrían hacerse para el JBOV son: i) Que se monitoree y controle la presencia de especies exóticas; ii) Que se designe a un trabajador específico a cargo del mantenimiento del JBPA y sea instruido para diferenciar especies nativas de exóticas, así como también sobre la importancia de erradicar esta últimas; iii) Que se evalúe el impacto ambiental de las actividades que se realizan dentro de esta AP.

En contraste, la REA presenta una frecuencia relativa alta de especies arbóreas exóticas y menores valores de densidad y AB de especies arbóreas nativas comparado con el JBOV. Las recomendaciones de gestión forestal que podrían hacerse para la REA son: i) Retirar los residuos que aún permanecen visibles dentro de la reserva. ii) Realizar un control más agresivo de las especies exóticas que actúan como invasoras, principalmente del ligustro. iii) Realizar enriquecimiento y/o restauración con especies nativas (con material genético controlado) en todas las zonas que actualmente están invadidas por especies exóticas.

Las dos ANP analizadas, a pesar de su cercanía espacial, presentan diferencias estructurales y especificas marcadas. Estas diferencias pueden explicarse principalmente por las distintas historias de uso de estas ANP. Este estudio servirá de base para conocer los atributos forestales básicos actuales del JBOV y de la REA; para comprender el impacto ecológico que tuvieron las distintas historias de uso y algunas políticas públicas con el paso del tiempo, como la instalación de un basural o el permiso de realizar campamentos militares, y como referencia para evaluar el impacto en la estructura forestal de futuras prácticas de manejo de las reservas. Se recomiendan las siguientes acciones que beneficien un aumento en la conectividad de las dos reservas: i) Favorecer el pasaje de fauna a partir de la puesta en valor y monitoreo del conducto que pasa por debajo de la Ruta 11 que podría actuar de pasafauna; ii) Fomentar la realización de actividades académicas en las dos reservas en conjunto; iii) Proponer la realización de proyectos de investigación y extensión en conjunto.

AGRADECIMIENTOS

A Estela Rodríguez y becarios del PID-UNER 2274 por participar de los muestreos. Este estudio se enmarca en el proyecto de investigación PID-UNER 2274 "Fenología reproductiva y ecofisiología de semillas en especies arbóreas del Espinal mesopotámico", financiado por la Universidad Nacional de Entre Ríos.

CONFLICTOS DE INTERÉS

No existen conflictos de interés entre autores ni con terceras personas.

BIBLIOGRAFÍA

Aceñolaza, P. G. (2000). Variabilidad estructural de una comunidad forestal sobre suelos vérticos de la provincia de Entre Ríos. *Revista Facultad de Agronomía* 20 (1): 123-130.

Aceñolaza, P., Sione, W. F., Kalesnik, F. y Cristina, M. (2005). Determinación de unidades homogéneas de vegetación en el Parque Nacional Pre-Delta (Argentina). INSUGEO, *Miscelánea* 14: 81-90.

Ali, A. (2019). Forest stand structure and functioning: Current knowledge and future challenges. *Ecological Indicators* 98: 665-677. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.017

Ameneshewa, W., Kebede, Y., Unbushe, D. y Legesse, A. (2025). Forest (tree) species composition, diversity and utilization pattern of Sheka biosphere reserve: Shato forest, southwest Ethiopia. *Discover Sustainability* 6. https://doi.org/10.1007/s43621-025-00936-0

Arana, M. D., Natale, E., Oggero, A., Ferretti, N., Romano, G., Martínez, G., Posadas, P. y Morrone, J. J. (2021). Esquema biogeográfico de la República Argentina. *Opera Lilloana* 56: 1-240.

Arturi, M. F. (2006). Situación ambiental en la Ecorregión Espinal. En: A. Brown, U. Martínez-Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), La Situación Ambiental Argentina (págs. 241-246). Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina.

Butus, M. L., Reinoso, P. D., Sattler, M. N., Ledesma, S. G., Martínez, M. A., Peltzer, Y. H., Talavera, M., Sarli, F., Heinze, D., Cerling, F., Peralta, F., Kemmerer, R. y Tortaloro, V. (2024). Colección, documentación y conservación de semillas de especies nativas del Jardín Botánico Oro Verde FCA UNER y zonas aledañas. *Ciencia, Docencia y Tecnología Suplemento* 14 (17). Recuperado de https://pcient.uner.edu.ar/index.php/Scdyt/article/view/2035

Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J. y Acosta, A. T. (2018). Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science* 21: 298-311. https://doi.org/10.1111/avsc.12369

Capelino, P., Bender, A. y Hernández, P. (2018). Evaluación de la vegetación leñosa de un algarrobal del Espinal de la provincia de Santa Fe (Argentina). *Quebracho* 26 (1-2): 51-59.

Churski, M., Charles-Dominique, T., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B., Kuijper, D. y Cromsigt, J. (2022). Herbivore-induced branching increases sapling survival in temperate forest canopy gaps. *Journal of Ecology* 110: 1390- 1402. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13880

Cottam, G. y Curtis, J. T. (1956). The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37: 451-460.

Cuza, P., Sîrbu, T. y Pînzaru, P. (2026). Assessment of Diversity and Evenness of Herbaceous Vegetation and Natural Regeneration Communities in the Plaiul Fagului Reserve. *Ecologies* 7: (1) 18. https://doi.org/10.3390/ecologies7010018

Donoso, C. (1993). Estructura, variación y dinámica de bosques templados de Chile y Argentina. Ecología Forestal. Santiago, Chile. Colección Nueva técnica, 484 p.

Dubayah, R., Blair, J. B., Goetz, S., Fatoyinbo, L., Hansen, M., Healey, S., Hofton, M., Hurtt, G., Kellner, J., Luthcke, S., Armston, J., Tang, H., Duncanson, L., Hancock, S., Jantz, P., Marselis, S., Patterson, P. L., Qi, W. y Silva, C. (2020). The Global Ecosystem Dynamics Investigation: High-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. *Science of Remote Sensing* 1: 100002. https://doi.org/10.1016/j.srs.2020.100002

Ehbrecht, M., Seidel, D., Annighöfer, P., Kreft, H., Köhler, M., Zemp, D., Puettmann, K., Nilus, R., Babweteera, F., Willim, K., Stiers, M., Soto, D., Boehmer, H. J., Fisichelli, N., Burnett, M. W., Juday, G., Stephens, S. y Ammer, C. (2021). Global patterns and climatic controls of forest structural complexity. *Nature Communications* 12. https://doi.org/10.1038/s41467-020-20767-z

Fagúndez, G. A. (1999). Fundamentos para la creación y funcionamiento de un Jardín Botánico. El Jardín Botánico Oro Verde. (Tesis de grado), Universidad Nacional de Entre Ríos, Argentina.

Flick, U. (2023). An introduction to qualitative research. SAGE publications Ltd.

Garachana, D. M., Aragón, R. y Baldi G. (2018). Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. *Ecología Austral*: 28: 553-564. https://doi.org/10.25260/EA.18.28.3.0.767

Guida-Johnson, B. y Zuleta, G. A. (2013). Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 31-40. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.002

Guidetti, B. Y. (2020) Servicios ecosistémicos brindados por aves frugívoras dispersoras de semillas en bosques con ganadería extensiva del Espinal de la Provincia de Entre Ríos. (Tesis Doctoral), Universidad Nacional del Nordeste, Argentina.

Guidetti, B. Y., Dardanelli, S., Miño, F. M. L. y Amico, G. C. (2022). Artificial perches for birds in deforested areas favor a seed rain similar to woodland remnants. *Plant Ecology* 223: 1261-1274. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-700313/v1

Heberling, J. M. y Fridley, J. D. (2013). Resource-use strategies of native and invasive plants in Eastern North American forests. *New Phytologist* 200 (2): 523-533.

Hui, G., Zhang, G.-G., Zhao, Z.-H. y Yang, A. (2019). Methods of Forest Structure Research: a Review. *Current Forestry Reports* 5: 142-154. https://doi.org/10.1007/s40725-019-00090-7

Jauregui, A., Rodríguez, S. A., García, L. N. G., González, E. y Segura, L. N. (2021). Wood density and tree size used as cues to locate and excavate cavities in two Colaptes woodpeckers inhabiting a threatened southern temperate forest of Argentina. *Forest Ecology and Management* 502: 119723.

Jucker, T., Fischer, F. J., Chave, J., Coomes, D. A., Caspersen, J., Ali, A., Panzou, G. J. L., Feldpausch, T. R., Falster, D., Usoltsev, V. A., Jackson, T. D., Adu-Bredu, S., Alves, L. F., Aminpour, M., Ilondea, B. A., Anten, N. P. R., Antin, C., Askari, Y., Ayyappan, N., Banin, L. F., Barbier, N., Battles, J. J., Beeckman, H., Bocko, Y. E., Bond-Lamberty, B., Bongers, F., Bowers, S., van Breugel, M., Chantrain, A., Chaudhary, R., Dai, J., Dalponte, M., Dimobe, K., Domec, J. C., Doucet, J. L., Dupuy Rada, J. M., Duursma, R. A., Enríquez, M., van Ewijk, K. Y., Farfán-Rios, W., Fayolle, A., Ferretti, M., Forni, E., Forrester, D. I., Gilani, H., Godlee, J. L., Haeni, M., Hall, J. S., He, J. K., Hemp, A., Hernández-Stefanoni, J. L., Higgins, S. I., Holdaway, R. J., Hussain, K., Hutley, L. B., Ichie, T., Iida, Y., Jiang, H. S., Joshi, P. R., Kaboli, H., Kazempour Larsary, M., Kenzo, T., Kloeppel, B. D., Kohyama, T. S., Kunwar, S., Kuyah, S., Kvasnica, J., Lin, S., Lines, E. R., Liu, H., Lorimer, C., Loumeto, J. J., Malhi, Y., Marshall, P. L., Mattsson, E., Matula, R., Meave, J. A., Mensah, S., Mi, X., Momo, S. T., Moncrieff, G. R., Mora, F., Muñoz, R., Nissanka, S. P., Nur Hajar, Z. S., O'Hara, K. L., Pearce, S., Pelissier, R., Peri, P. L., Ploton, P., Poorter, L., Javanmiri Pour, M., Pourbabaei, H., Ribeiro, S. C., Ryan, C., Sanaei, A., Sanger, J., Schlund, M., Sellan, G., Shenkin, A., Sonké, B., Sterck, F. J., Svátek, M., Takagi, K., Trugman, A. T., Vadeboncoeur, M. A., Valipour, A., Vanderwel, M. C., Vovides, A. G., Waldner, P., Wang, W., Wang, L. Q., Wirth, C., Woods, M., Xiang, W., Ximenes, F. de A., Xu, Y., Yamada, T., Zavala, M. A. y Zimmermann, N. E. (2025). The global spectrum of tree crown architecture. *Nature Communications* 16: 4876. https://doi.org/10.1038/s41467-025-60262-x

Lapola, D. M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L. E. O. C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H. M., Seixas, H., Silva, C. V. J., Silva-Junior, C. H. L., Alencar, A. A. C., Anderson, L. O., Armenteras, D., Brovkin, V., Calders, K., Chambers, J., Chini, L., Costa, M. H., Faria, B. L., Fearnside, P. M., Ferreira, J., Gatti, L., Gutierrez-Velez, V. H., Han, Z., Hibbard, K., Koven, C. D., Lawrence, P., Pongratz, J., Portela, B. T. T., Rounsevell, M., Ruane, A. C., Schaldach, R., da Silva, S. S., von Randow, C. y Walker, W. S. (2023). The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science* 379 (6630): eabp8622. https://doi.org/10.1126/science.abp8622

Lewis, J. P., Noetinger, S., Prado, D. E. y Barberis, I. M. (2009). Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodiversity and conservation* 18 (13): 3615-3628.

Liebhold, A. M., Brockerhoff, E. G., Kalisz, S., Nuñez, M. A., Wardle, D. A., y Wingfield, M. J. (2017). Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions* 19 (11): 3437-3458.

Ley provincial Nº. 9258/00. (13 de octubre de 2000). Recuperado de: https://portal.entrerios.gov.ar/desarrolloeconomico/ambiente/areasprotegidas/ps/normas/5313

Ley provincial N° 9.483. (27 de febrero de 2003). Recuperado de https://portal.entrerios.gov.ar/desarrolloeconomico/ambiente/areasprotegidas/ps/normas/5313

Maldonado, F. D., Sione, W. F. y Aceñolaza, P. G. (2012). Mapeo de desmontes en áreas de bosque nativo de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Ambiência* 8 (4): 523- 532. https://doi.org/10.5777/AMBIENCIA.2012.04.07

Matteucci, S. D. (2012). Ecorregión Espinal. En: Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M.E. (eds.), Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. pp. 349-390.

Medrano-Santos, J., Enrico, L. y Funes, G. (2026). Assessing Land-Use Effects on Woody Species' Seed Rain and Soil Seed Bank in Dry Forests of Central Argentina. *Austral Ecology* 51 (3): e70199. https://doi.org/10.1111/aec.70199

Morguenstern, Q. I., Maroli, M., Pineda Sánchez, A., Zapata, C. V., Sanchez, L. C., Prieto, Y. A., Tarquini, J., Hergenreder, C., Grimaux, A. y Ronchi Virgolini, A. L. (2023). Riqueza de mamíferos terrestres y amenazas para su conservación en la Reserva Juan Bautista Alberdi, Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. *Acta zoológica lilloana* 67 (2): 343-354. https://doi.org/10.30550/j.azl/1784

Nanni, A. S., Piquer Rodríguez, M., Rodríguez, D., Nuñez Regueiro, M., Periago, M. E., Aguiar, S., Ballari, S., Blundo, C., Derlindati, E., Di Blanco, Y., Eljall, A., Grau, H. R., Herrera, L., Huertas Herrera, A., Izquierdo, A. E., Lescano, J. N., Macchi, L., Mazzini, F., Milkovic, M., Montti, L., Paviolo, A., Pereyra, M., Quintana, R., Quiroga, V.,

Renison, D., Santos Beade, M., Schaaf, A., y Gasparri, N. I. (2020). Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30 (2): 304-320. https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... y Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95 (6): 1511-1534.

Ratnam, W., Rajora, O., Finkeldey, R., Aravanopoulos, F., Bouvet, J. M., Vaillancourt, R., Kanashiro, M., Fady, B., Tomita, M. y Vinson, C. (2014). Genetic effects of forest management practices: Global synthesis and perspectives. *Forest Ecology and Management* 333: 52-65. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.008

Reales, F., Alí, S.M. y Alonso, J. (2023). Plan de Manejo, "Reserva Escuela Alberdi" Categoría: Reserva de Usos Múltiples, Distrito Sauce, Departamento Paraná, Entre Ríos.

Rodríguez S. A., Zamboni P. y Aceñolaza P. (2023). Mortalidad de árboles en bosques nativos, un proceso cada vez más relevante. *Revista Científica Agropecuaria* 26: 31-38. ISSN 0329-3602.

Rodríguez, S. A, Cristiano, P. M, Lezcano, O. A, Suirezs, T. M, Díaz Villa, M. V. E., Bucci, S. J, Goldstein, G. y Campanello, P. I. (2021). Crown structural properties, wood density, and liana load: influence on growth and mortality in subtropical forests. *Canadian journal of forest research* 51: 111-121. https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0002

Roque, R. H., Sebbenn, A., Boshier, D., Filho, A. F. y Tambarussi, E. (2023). Logging Affects Genetic Diversity Parameters in an Araucaria angustifolia Population: An Endangered Species in Southern Brazil. *Forests* 14 (5): 1046. https://doi.org/10.3390/f14051046

Sabattini, R. A., Sione, S. M., Ledesma, S. G., Sabattini, J. y Wilson, M. G. (2016). Estimación de la pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la Cuenca del Arroyo Estacas (Entre Ríos, Argentina). *Revista Científica Agropecuaria* 20 (1-2): 45-56.

Sabattini, R. A., Wilson, M. G., Muzzachiodi, N. y Dorsch, A. F. (1999). Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria* 3: 7-19.

Santoni, L. C. (2025). Aportes para la integración de las áreas verdes y protegidas al Ordenamiento Ambiental Territorial de la cuenca del arroyo Paracao (Oro Verde, Entre Ríos). (Tesis Maestría), Universidad Nacional del Litoral, Argentina.

Singh, M., Bijlwan, A., Shukla, G., Chakravarty, S. (2025). Forest Degradation and Ecosystem Functioning. In: Shukla, G., Manohar K., A., Raj Kizha, A., Panwar, P., Chakravarty, S. (eds) Forest Degradation and Management. *Forestry Sciences* 87. https://doi.org/10.1007/978-3-031-84055-5_6

Sione, S. M. J., Andrade, H. J., Wilson, M. G., Rosenberger, L. J., Sasal, M. C., Ledesma, S. G. y Gabioud, E. A. (2021). Reducción de emisiones de carbono por deforestación evitada en bosques del Espinal (Entre Ríos, Argentina). *Colombia Forestal* 24 (2): 39-51. https://doi.org/10.14483/2256201x.16166

Sione, S. M. J., Wilson, M. G., Ledesma, S. G., Gabioud, E. A., Oszust, J. D. y Rosenberger, L. J. (2023). Driving factors of tree biomass and soil carbon pool in xerophytic forests of northeastern Argentina. *Ecological Processes* 12: 64. https://doi.org/10.1186/s13717-023-00478-1

Turrión, D. y Bautista, S. (2025). Tree-architectural response to restoration thinning pattern in post-fire Aleppo pine forests – A modular view of tree plasticity. *Forest Ecology and Management*. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123025

Uroy, L., Ernoult, A. y Mony, C. (2019). Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landscape Ecology* 34 (2): 203-225.

Yi, X., Yu, X., Zhou, W., Tong, Y., Zhang, X. y Mi, X. (2026). Canopy structural complexity promotes ecosystem multifunctionality in a temperate forest. *Plant Diversity*. https://doi.org/10.1016/j.pld.2026.05.016

Zhang, W., Xi, Y., Brandt, M., Ren, C., Bai, J., Ma, Q. y Fensholt, R. (2024). Stand structure of tropical forests is strongly associated with primary productivity. *Communications Earth & Environment* 5 (1): 796. https://doi.org/10.1038/s43247-024-01984-6