

BOSQUE

CONTENIDO

REVISIONES

- Ahumada Rocío A, M Alicia Cantón, Claudia F Martínez. **La silvicultura ecológica: El rol de los bosques urbanos en el secuestro de CO₂ como servicio ecosistémico: Análisis del estado del conocimiento.** 3

ARTÍCULOS

- Rojas Yasna, Víctor Gerding, Rodrigo Sagardía, Eduardo Molina. **Carbono en el suelo y la biomasa aérea de bosques nativos patagónicos de la región de Aysén, Chile.** 15
- Quiñones Hernández Francisco Javier, Gabriel Graciano-Ávila, Carlos Enrique Aguirre-Calderón, Benedicto Vargas-Larreta. **Sistema volumétrico para *Picea chihuahuana*, *Abies durangensis* y *Pseudotsuga menziesii* en el noroeste de México.** 25
- Costella Claudia, Ezequiel Gasparin, Maristela Machado Araujo, Adriana Maria Griebeler, Marcos Vinicius Miranda Aguilar, Gerâne Silva Wertonge, Caroline Castro Kuinchtner, Hendrick Souza, Mauricio Pegoraro Stangarlin, Alexsandra Cezimbra Quevedo. **Calidad de semillas de *Eugenia involucrata*: un enfoque fisiológico y bioquímico como respuesta a la maduración del fruto.** 41
- Kees Sebastian, Miguel Brassiolo, Santiago Toledo, Pablo L Peri. **Efectos de la corta sobre la dinámica del bosque alto del Chaco húmedo Argentina.** 53
- Rey Montoya Tania Soledad, Alicia Fabrizio de Iorio, Juan Fernando Gallardo Lancho, Ditmar Bernardo Kurtz, Carolina Fernández López. **Impacto del uso del suelo sobre el contenido hídrico de Entisoles de Corrientes Argentina.** 69
- Kurtulgu Zümrüt, Atinç Partı. **Evaluación de la precisión y el rendimiento de CORS-VRS en área boscosa.** 77
- Pérez-Suárez Marlín, Jorge E. Ramírez-Albores, Leopoldo Mohedano-Caballero, Mario González-Aranda, Mario González-Pérez. **Importancia del arbolado del Paseo Toluca en la conservación de la diversidad vegetal urbana de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca.** 87
- Bahamonde Héctor A, Jorge L Frangi, Pablo L Peri. **¿Existe relación entre la concentración de nutrientes en hojas con la clase sitio donde se desarrollan los bosques de *Nothofagus antarctica* en Patagonia sur, Argentina?.** 99

BOSQUE es publicada por la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile. Fundada en 1975 con una periodicidad anual, a partir de 1985 aumentó su periodicidad a semestral. A partir del año 2003, se publican tres números al año en abril, agosto y diciembre.

BOSQUE is published by the Faculty of Forest Sciences and Natural Resources at the Austral University of Chile. It was first published as a yearly journal in 1975. Since 1985 it has been issued twice a year and since 2003 it is issued three times a year (April, August, and December).

Los artículos publicados en BOSQUE son indizados por:

Articles published in BOSQUE are indexed by:

Bibliografía Latinoamericana
Cabi Publishing
Forestry Abstracts
Forest Products Abstracts

WoS Web of Science (ISI)
Plant Growth Regulator Abstracts
Review of Agricultural Entomology
Scientific Electronic Library Online (SciELO)

SCOPUS
Seed Abstracts
Journal Citation Report (JCR)

COMITÉ CIENTÍFICO/SCIENTIFIC COMMITTEE

Luis Apiolaza University of Canterbury, Nueva Zelandia; **Claudia Bonomelli** Pontificia Universidad Católica de Chile, Chile; **Roberto Carrillo** Universidad Austral de Chile, Chile; **Miguel Castillo** Universidad de Chile, Chile; **Luis Chauchard** Universidad Nacional del Comahue, Argentina; **Jordi Cortina** Universidad de Alicante, España; **Fred Cabbage** North Carolina State University, USA; **Guilherme de Castro Andrade** Centro Nacional de Pesquisa de Florestas EMBRAPA, Brasil; **Ignacio Díaz-Maroto** Universidad de Santiago de Compostela, España; **Jorge Etchevers** Colegio de Postgraduados, México; **Thomas Fox** Virginia Tech, USA; **Jorge Gayoso** Universidad Austral de Chile, Chile; **Roberto Godoy** Universidad Austral de Chile, Chile; **Andrés Iroumé** Universidad Austral de Chile, Chile; **Douglass Jacobs** Purdue University, USA; **Antonio Jurado Bellote** Centro Nacional de Pesquisa de Florestas EMBRAPA, Brasil; **Thomas Knoke** Technische Universität München, Alemania; **Ludmila La Manna** Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico CIEFAP, Argentina; **Antonio Lara** Universidad Austral de Chile, Chile; **María V. Lencinas** CADIC-CONICET, Argentina; **Rafael Navarro** Universidad de Córdoba, España; **Peter Niemz** Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich; **Mario Niklitschek** Universidad Austral de Chile, Chile; **Leif Nutto** Universidad de Freiburg, Alemania; **Ralph Nyland** SUNY College of Environmental Science and Forestry, USA; **Pablo L. Peri** Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina; **Benno Pokorny** Albert-Ludwigs Universität Freiburg, Alemania; **Albert Reif** Universidad de Freiburg, Alemania; **Christian Salas** Universidad Mayor, Chile; **Luis Silveira** Universidad de La República, Uruguay; **Tom Veblen** University of Colorado, USA; **Alejandra Zúñiga** Universidad Austral de Chile, Chile.

Editor:

Marco Contreras S., Universidad Austral de Chile

Asistente del Comité Editorial:

Nolwenn Boucher, Universidad Austral de Chile

Revisores de Formato:

Daniel Koda, Universidad Austral de Chile

Revisora de Redacción: **Cecilia Ilharreborde**

Revisor de Inglés: **Asistido por PaperPal**

Oficina de la Revista: **Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.**

Fono: 56 (63) 2221743. Correo electrónico: revistabosque@uach.cl

Página web: <http://revistas.uach.cl/index.php/bosque/index> y <https://www.revistabosque.org>

Toda correspondencia respecto a publicaciones debe ser remitida al Editor (revistabosque@uach.cl), Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.

Editorial Office: **Faculty of Forest Sciences and Natural Resources, Austral University of Chile, Valdivia, Chile.**

Phone: 56 (63) 2221743, email: revistabosque@uach.cl Web: <http://revistas.uach.cl/index.php/bosque/index> and <https://www.revistabosque.org>

Correspondence related with publications should be sent to the editorial team (revistabosque@uach.cl), Austral University of Chile, Faculty of Forest Sciences and Natural Resources, Valdivia, Chile.

BOSQUE es financiada por la Universidad Austral de Chile.

BOSQUE

CONTENTS

REVIEWS

- Ahumada Rocío A, M Alicia Cantón, Claudia F Martinez. **The role of urban forests in CO₂ sequester as an ecosystem service: Current knowledge analysis.** 3

ARTICLES

- Rojas Yasna, Víctor Gerding, Rodrigo Sagardía, Eduardo Molina. **Carbon stocks in soils and above-ground biomass in Patagonian native forest of the Aysen region, Chile.** 15
- Quiñones Hernández Francisco Javier, Gabriel Graciano-Ávila, Carlos Enrique Aguirre-Calderón, Benedicto Vargas-Larreta. **Volume system for *Picea chihuahuana*, *Abies durangensis* and *Pseudotsuga menziesii* in northwestern Mexico.** 25
- Costella Claudia, Ezequiel Gasparin, Maristela Machado Araujo, Adriana Maria Griebeler, Marcos Vinicius Miranda Aguilar, Gerâne Silva Wertonge, Caroline Castro Kuinchtner, Hendrick Souza, Mauricio Pegoraro Stangarlin, Alexsandra Cezimbra Quevedo. **Quality of *Eugenia involucrata* seeds: a physiological and biochemical approach as a response to fruit maturation.** 41
- Kees Sebastian, Miguel Brassiolo, Santiago Toledo, Pablo L Peri. **Effects of cutting on the dynamics of the high forest of the humid Chaco Argentina.** 53
- Rey Montoya Tania Soledad, Alicia Fabrizio de Iorio, Juan Fernando Gallardo Lancho, Ditmar Bernardo Kurtz, Carolina Fernández López. **Impact of land use change on the water dynamics of Entisols de Corrientes Argentina.** 69
- Kurtulgu Zümrüt, Atınç Partli. **Evaluating Accuracy and Performance of CORS-VRS in Forested Area.** 77
- Pérez-Suárez Marlin, Jorge E. Ramírez-Albores, Leopoldo Mohedano-Caballero, Mario González-Aranda, Mario González-Pérez. **Importance of the trees on Paseo Toluca in the conservation of urban plant diversity in the Metropolitan Zone of the Toluca Valley.** 87
- Bahamonde Héctor A, Jorge L Frangi, Pablo L Peri. **Is there a relationship between the concentration of nutrients in leaves and the class of site where *Nothofagus antarctica* forests growth in southern Patagonia, Argentina?.** 99

REVISIONES

El rol de los bosques urbanos en el secuestro de CO₂ como servicio ecosistémico: Análisis del estado del conocimiento.

The role of urban forests in CO₂ sequester as an ecosystem service:
Current knowledge analysis.

Rocío A Ahumada ^{aa} , M Alicia Cantón ^a , Claudia F Martínez ^a 

*Autor de correspondencia: ^a CONICET, Centro Científico Tecnológico (CCT Mendoza), Instituto de Ambiente, Hábitat y Energía (INAHE), Mendoza, Argentina, tel.: +54 2614700592, rahumada@mendoza-conicet.gob.ar

RESUMEN

Los bosques urbanos han contribuido significativamente en el secuestro de CO₂ asociado al proceso de fotosíntesis, lo que ha permitido mitigar los efectos del cambio climático. El objetivo de esta revisión bibliográfica ha sido recopilar y sistematizar el estado de conocimiento asociado al secuestro de CO₂ en ambientes urbanos mediante la búsqueda y análisis de artículos científicos en el periodo 2013-2023. La sistematización de la información se estructuró en torno a tres ejes: información general, metodologías y resultados obtenidos. Se observó que este tema presenta una tendencia creciente, en países de Asia y América del Norte, en ciudades con diferentes características climáticas, siendo incipiente su desarrollo para ciudades de clima árido y de América del Sur. Los datos encontrados indicaron valores de entre 0,42 a 1.901 toneladas por hectárea de CO₂ secuestrado por bosques urbanos insertos en distintos climas. Dichos valores resultaron de la aplicación de modelos alométricos específicos y de programas de cómputo como Center for Urban Forestry Research's Tree Carbon Calculator (CTCC) y i-Tree. Las diferencias que se encontraron se relacionan a la condición forestal, siendo los ejemplares adultos, perennifolios y de rápido crecimiento, los más eficientes en el secuestro anual de CO₂ en relación con ejemplares jóvenes, caducifolios y de lento crecimiento.

Palabras clave: dasonomía urbana, secuestro de carbono, prestaciones ambientales, revisión bibliográfica

SUMMARY

Urban forests have contributed significantly to CO₂ sequestration associated with photosynthesis, which mitigates the effects of climate change. The objective of this literature review was to collect and systematize the state of knowledge associated with CO₂ sequestration in urban environments through a search and analysis of scientific articles in the period 2013-2023. Information systematization is structured around three axes: general information, methodologies, and obtained results. It was observed that the thematic approach presents a growing trend in Asian and North American countries in cities with different climatic characteristics, being incipient of its development for cities with arid climates in South America. The data indicate values between 0.42 and 1,901 tons per hectare of CO₂ sequestered by urban forests in different climates. These values resulted from the application of specific allometric models and software, such as the Center for Urban Forestry Research's Tree Carbon Calculator (CTCC) and i-Tree. The differences found were related to the forest condition, with the adult, perennial, and fast-growing species being the most efficient in terms of CO₂ annual sequestration in relation to young, deciduous, and slow-growing species.

Keywords: urban forestry, carbon sequestration, environmental benefits, literature review

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, la concentración urbana de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera se encuentra en significativo aumento en relación con la era preindustrial. En 2019, ya se observa que las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) alcanzan 410 partes por millón (ppm) -que representa un 47,3 % de aumento-, mientras que el metano (CH₄) ha registrado 1.866 partes por mil millones

(ppb) -esto representa un incremento del 157,8 %- y el óxido nitroso (N₂O) ha alcanzado 332 ppb, 32 % más que en 1770 (IPCC 2023). Cabe indicar que la actividad antrópica en las ciudades y su crecimiento incrementa la contaminación ambiental.

Frente al cambio climático, las ciudades, alineadas a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ONU 2015), buscan aplicar medidas de mitigación para disminuir sus efectos. Una de estas medidas es la incorporación de in-

fraestructura verde urbana (IVU), entendida como una red interconectada de espacios verdes que conservan las funciones y valores de los ecosistemas naturales y provee beneficios asociados a la población (Vargas-Hernández y Zdunek-Wielgołaska 2021). Dentro de la IVU, los bosques urbanos representan estrategias relevantes para controlar los factores ambientales condicionantes para las ciudades. Los bosques urbanos se refieren al recurso forestal y los sistemas biológicos asociados presentes en las ciudades, por lo que comprenden todos los conjuntos de árboles, agrupados en plazas y parques, tanto en alineación de calles como plantados en forma individual; en áreas urbanas y periurbanas (FAO 2016). El arbolado urbano aporta numerosos servicios ecosistémicos en entornos edificados, desde ecosistemas silvestres transformados hasta los construidos con la participación directa del trabajo humano (Hasse 2019). Los servicios ecosistémicos se estructuran en cuatro tipos: de soporte -fotosíntesis, ciclo de nutrientes, ciclo del agua-; de regulación -del clima local y la calidad de aire, infiltración y drenaje de agua, polinización, reducción sonora, balance de O₂ y CO₂, secuestro de carbono-; de provisión -alimentos, medicamentos, recursos genéticos, sombra, habitabilidad- y culturales -recreación, ecoturismo, diversidad cultural, patrimonio natural y biodiversidad, valor educativo, integración social, salud psico-física, entre otras- (Vásquez 2016).

En este marco, el secuestro de carbono por el arbolado urbano constituye de manera directa e indirecta, una medida de mitigación frente al cambio climático. En forma directa, puesto que el carbono es un componente de todas las formas de vida biológica, y los árboles lo utilizan para realizar la fotosíntesis y desarrollar biomasa, absorbiendo CO₂ atmosférico. Asimismo, la contribución indirecta del bosque urbano a la disminución de CO₂ atmosférico, se debe al efecto de enfriamiento que ofrece la sombra que genera, reduciendo el uso de energía y las emisiones de carbono asociadas a la calefacción y refrigeración de edificios y hogares (Bherwani *et al.* 2022).

Para la comprensión del servicio ecosistémico de secuestro de CO₂, toma importancia la ecología forestal (Gomes Pires de Paula *et al.* 2020). Permite analizar de qué forma dicho secuestro otorga al bosque urbano un papel fundamental en la dinámica de la ciudad y la calidad de vida del habitante urbano. Los árboles en alineación de calles enfrentan entornos más críticos y tienen menores oportunidades de realizar fotosíntesis en forma óptima dadas las condiciones del ambiente construido, la contaminación ambiental creciente, el aumento progresivo de temperaturas urbanas y de sequías frecuentes previstas a futuro; por tanto, las contribuciones del arbolado urbano al ambiente pueden verse comprometidas (Wang *et al.* 2019). El estudio del secuestro de CO₂ ofrece herramientas de manejo y planificación, así como cuantificarlo como servicio ambiental, en miras a potenciar los beneficios de los bosques urbanos, valorarlos de forma tangible y promover su incorporación y mantenimiento en las ciudades (López-

López *et al.* 2018, Snehlata *et al.* 2021, Tan *et al.* 2021, Koricho *et al.* 2022, Alpaidze y Salukvadze 2023).

El secuestro de CO₂ ha sido estudiado a nivel mundial por numerosos investigadores, enfocados en climas templados y tropicales. Se ha desarrollado en países como EEUU, Italia, China, Colombia, Ecuador, México y Argentina (McPherson *et al.* 2013, Nowak *et al.* 2014, Russo *et al.* 2014, Acuña-Simbaqueva *et al.* 2021, Wang *et al.* 2021, Castillo Ruperti *et al.* 2022, Duval *et al.* 2023, Zhao *et al.* 2023). No obstante, se encuentran escasas referencias de estudios en ciudades de clima árido expuestas a condiciones ambientales más desafiantes (Kim y Coseo 2018, Isaifan y Baldauf 2020).

El objetivo del presente trabajo es explorar el estado del arte respecto del secuestro de CO₂ por el arbolado urbano a nivel nacional e internacional. Se busca comprender el tema en referencia al impacto en la sostenibilidad de las ciudades y a las herramientas disponibles para su cuantificación. Se focaliza en ciudades de clima árido, tal como es el caso de Mendoza-Argentina, pero se discute la relevancia del secuestro de CO₂ para los diferentes climas. En este sentido a escala local, en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM) Argentina, interesa la cuantificación del secuestro de CO₂ por parte del arbolado urbano dada su abundante plantación (615.835 árboles en 325 km², Municipio 2023). A partir del inventario de gases de efecto invernadero de la ciudad de Mendoza, se determina que en el año 2020 las emisiones alcanzaron 628.444 ton de CO₂ equivalente (Plan Local de Acción Climática de la Ciudad de Mendoza 2023), valor que se busca reducir en el marco del programa de mitigación de los efectos del cambio climático. El AMM se emplaza en una zona árida con restricción del recurso hídrico, con un clima continental semiárido -BWk según la clasificación climática de Köppen-Geiger-. Con precipitaciones promedio de 200 mm anuales, concentradas en verano, tiene un índice de aridez de 0,174 (bioclima árido inferior), grandes amplitudes térmicas diarias y estacionales (temperatura media en julio: 8 °C, temperatura media en enero: 26,5 °C), alta radiación solar global -1.840 MJ m⁻²- y elevado porcentaje de días de cielo claro (2.762 hs. sol/). Desde el punto de vista urbanístico, la ciudad de Mendoza tiene una importante cantidad de espacios forestados, dando lugar a un modelo urbano calificado como “ciudad-oasis” (Bórmida 1984, citado por Martínez *et al.* 2014). El bosque urbano presenta árboles plantados a lo largo de calles, avenidas, plazas y parques, acompañados de un sistema de riego artificial. Esta IVU garantiza la validez del modelo de “ciudad-oasis” en relación con la sustentabilidad ambiental y la calidad de vida de sus usuarios; constituyendo una estrategia relevante para mitigar el CO₂ atmosférico y su efecto invernadero.

METODOLOGÍA

Esta revisión se estructuró en rastreo bibliográfico y sistematización y análisis de la información. La explora-

ción de artículos científicos fue realizada mediante el uso de palabras claves bilingües -inglés, español-, en bases de datos digitales ScienceDirect, ProQuest, EBSCOhost, CSA Illumina, informaworld, SpringerLink, Web of Science, y Wiley Interscience. El período de búsqueda fue 2013-2023 dado que no se encontraron revisiones anteriores al año 2013 que específicamente evaluaran el secuestro de CO₂ por bosques urbanos. Se empleó la búsqueda avanzada de estas bases de datos con las siguientes palabras clave: carbon sequestration, urban forest, ecosystem services; y en español: secuestro de carbono, bosque urbano, servicios ecosistémicos; relacionadas con el operador booleano “AND”. Los artículos recopilados fueron seleccionados en función de su calidad, determinada a partir del análisis sistémico de indicadores relacionados a la pertinencia temática, presencia de términos en título, resumen y palabras clave, idioma, y considerando que los documentos tomaran como objetivo principal el secuestro de CO₂. Otro criterio para excluir artículos fue no considerar las revisiones (figura 1).

De esta forma quedó definido un universo de análisis de 41 artículos que evalúan el potencial de secuestro de CO₂ de los bosques urbanos (cuadro 1).

Para sistematizar la información, se elaboró una base de datos estructurada en tres ejes: A) Información general (distribución geográfica, climática y temporal de la producción científica); B) Metodología de análisis de cuantificación de CO₂ secuestrado, clasificada según dos métodos teóricos: modelos y/o programas computacionales, identificando fortalezas y debilidades. Se compararon los datos de ingresos referidos a las variables dasométricas para determinar biomasa y por tanto CO₂ secuestrado, variables fisiológicas medidas, equipo utilizado, y período estacional de mediciones. C) Resultados obtenidos en términos de rangos de secuestro de CO₂ y su discriminación para los distintos climas.

Para el tratamiento estadístico de los datos se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo *et al.* 2011). Como estadígrafo, se seleccionó la mediana respecto del carbono secuestrado en ton/ha. Se utilizó esta medida dado que los

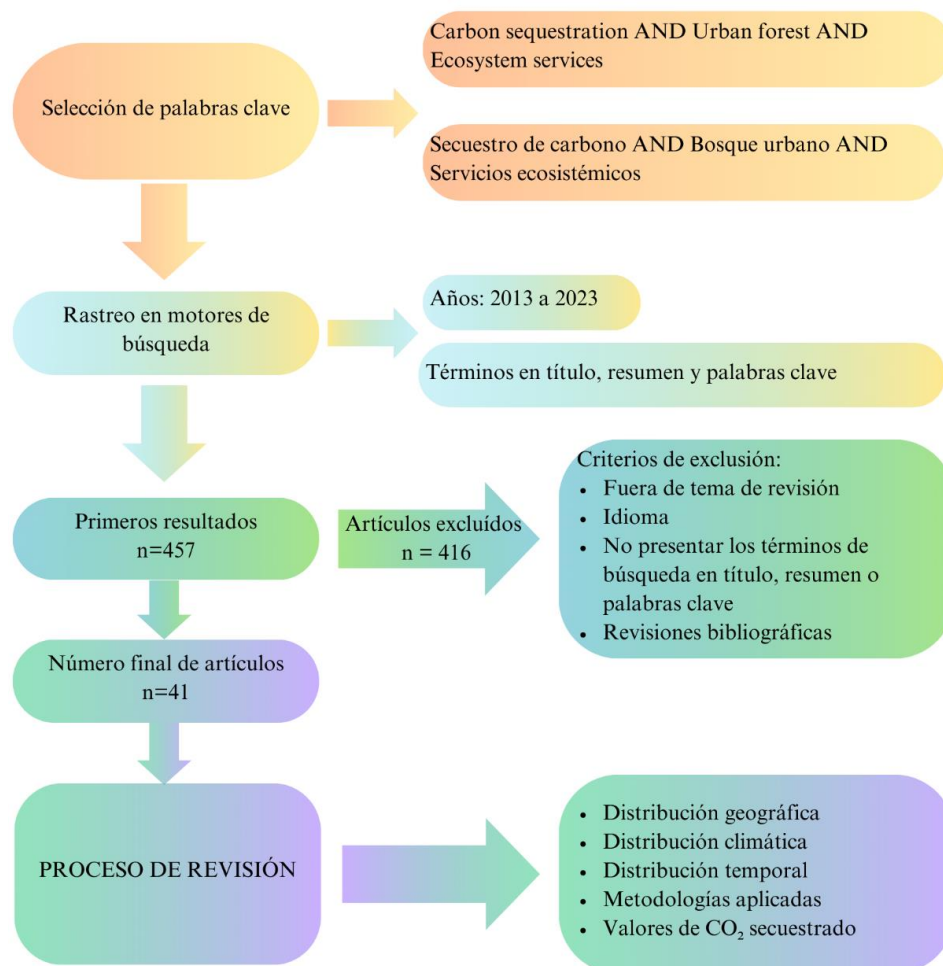


Figura 1. Esquema seguido para la obtención de los artículos para la revisión. Los colores representan las distintas fases del proceso de recopilación y revisión de datos.

Scheme followed to obtain the papers for the review. Colors represent the different phases of the data collection and review process.

Cuadro 1. Artículos revisados según clima, ubicación geográfica y año de publicación.

Reviewed papers according to climate, geographical location and publication year

Nº	Clima (Köppen- Geiger)	País. Continente.	Artículo	Autores	Año
1	Af	Colombia - América del Sur	Mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero de hogares por arbolado urbano en Ibagué-Colombia	Acuña-Simbaqueva <i>et al.</i>	2021
2	Am	Indonesia – Asia	Carbon sequestration by above-ground biomass in urban green spaces in Singaraja city	Oviantari <i>et al.</i>	2018
3	Am	India – Asia	Carbon Storage in Trees of Urban and Peri-urban Forests of Agartala, Tripura	Majumdar y Selvan	2018
4	Am Aw	Nigeria – África	Tree species diversity, volume yield, biomass and carbon sequestration in urban forests in two Nigerian cities	Agbelade y Onyekwelu	2020
5	Aw	Cuba - América Central	Comportamiento del carbono retenido en el arbolado urbano en el sur de la ciudad de Guantánamo	Rodríguez Matos y Ajete Hernández	2018
6	Aw	Tailandia – Asia	Carbon Sequestration Estimation of Urban Trees in Parks and Streets of Bangkok Metropolitan, Thailand	Fujimoto <i>et al.</i>	2016
7	Bwh	Qatar - Asia	Estimating Economic and Environmental Benefits of Urban Trees in Desert Regions	Isaifan y Baldauf	2020
8	Bsh	India – Asia	Carbon flow in Delhi urban forest ecosystems	Tripathi y Joshi	2015
9	Bwh	EEUU - América del Norte	Urban Park Systems to Support Sustainability: The Role of Urban Park Systems in Hot Arid Urban Climates	Kim y Coseo	2018
10	Bsh	India – Asia	Urban tree carbon density and CO ₂ equivalent of National Zoological Park, Delhi	Snehata <i>et al.</i>	2021
11	Bsh	Etiopía – África	Study on the ecosystem services of urban forests: implications for climate change mitigation in the case of Adama City of Oromiya Regional Sate, Ethiopia	Koricho <i>et al.</i>	2022
12	Cfa	Ecuador - América del Sur	Captura de carbono del arbolado de la Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Ecuador	Castillo Ruperti <i>et al.</i>	2022
13	Cfa	Corea del Sur – Asia	Volumetric equation development and carbon storage estimation of urban forest in Daejeon, Korea	Park <i>et al.</i>	2018
14	Cfa	India – Asia	Carbon Storage and Carbon Dioxide Sequestration by Urban Tree Cover: Case Study From Varanasi, India	Singh <i>et al.</i>	2022
15	Cfa	EEUU - América del Norte	Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO ₂ sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA	Ning <i>et al.</i>	2016
16	Cfa	EEUU - América del Norte	Estimating carbon storage in urban forests of New York City	Pregitzer <i>et al.</i>	2022
17	Cfa	China - Asia	What causal drivers influence carbon storage in Shanghai, China's urban and peri-urban forests?	Yao <i>et al.</i>	2017
18	Cfa	Japón – Asia	Estimation of Ecosystem Services Provided by Street Trees in Kyoto, Japan	Tan <i>et al.</i>	2021
19	Cfa	Argentina - América del Sur	Secuestro de carbono en árboles urbanos de Bahía Blanca, Argentina	Duval <i>et al.</i>	2023
20	Cfb	Italia – Europa	Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy	Russo <i>et al.</i>	2014
21	Cfb	Nueva Zelanda – Oceanía	Photosynthetic CO ₂ uptake and carbon sequestration potential of deciduous and evergreen tree species in an urban environment	Weissert <i>et al.</i>	2017

Continúa

Continuación Cuadro 1

22	Csa	Italia - Europa	Carbon sequestration of four urban parks in Rome	Gratani <i>et al.</i>	2016
23	Csa	EEUU - América del Norte	A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests	McPherson <i>et al.</i>	2013
24	Csa	México - América del Norte	Estimación del carbono almacenado del arbolado urbano de Guadalajara, Jalisco, México, mediante modelos Biométricos	Rodríguez Matos <i>et al.</i>	2022
25	Cwa	Brasil - América del Sur	An estimation of ecosystem services provided by urban and peri-urban forests: A case study in Juiz de Fora, Brazil	Costemalle <i>et al.</i>	2022
26	Cwb	Bolivia - América del Sur	Estimación del almacenamiento y retención de Dióxido de carbono en el arbolado urbano público de la zona de Achumani de la ciudad de La Paz a través de una aplicación móvil	Pacheco Gutiérrez	2020
27	Cwb	México - América del Norte	Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco	Martínez-Trinidad <i>et al.</i>	2021
28	Cwb	México - América del Norte	Servicios Ecosistémicos del Arbolado Urbano en la Laguna de San Baltazar, Puebla, mediante el uso del software i-Tree	Hernández-Castán <i>et al.</i>	2023
29	Dfa	EEUU - América del Norte	Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth	Boukili <i>et al.</i>	2017
30	Dfa	EEUU - América del Norte	Current and future biomass carbon uptake in Boston's urban forest	Trlica <i>et al.</i>	2020
31	Dfb	Finlandia - Europa	Carbon sequestration and storage potential of urban green in residential yards: A case study from Helsinki	Ariluoma <i>et al.</i>	2020
32	Dfb	Canadá - América del Norte	A national assessment of urban forest carbon storage and sequestration in Canada	Steenberg <i>et al.</i>	2023
33	Dfb	Georgia - Europa	Green in the City: Estimating the Ecosystem Services Provided by Urban and Peri-Urban Forests of Tbilisi Municipality, Georgia	Alpaidze <i>et al.</i>	2023
34	Dwa	China - Asia	Promoting sustainable carbon sequestration of plants in urban greenspace by planting design: A case study in parks of Beijing	Wang <i>et al.</i>	2021
35	Dwa	China - Asia	Carbon Storage and Sequestration of Urban Street Trees in Beijing, China	Tang <i>et al.</i>	2016
36	Dwa	China - Asia	Assessment of Urban Forest Ecological Benefit Based on the i-Tree Eco Model—A Case Study of Changchun Central City	Zhao <i>et al.</i>	2023
37	Dwa	China - Asia	Land pavement depresses photosynthesis in urban trees especially under drought stress	Wang <i>et al.</i>	2019
38	Aw, Bsh, Dfb	India - Asia	Role and value of urban forests in carbon sequestration: review and assessment in Indian context	Bherwani <i>et al.</i>	2022
39	Af, Cwb	Singapur –Asia México- América del Norte	Does urban vegetation enhance carbon sequestration?	Velasco <i>et al.</i>	2016
40	Aw	Tailandia - Asia	Investigating carbon dioxide absorption by urban trees in a new park of Bangkok, Thailand	Tor-Ngern y Leksungnoen	2020
41	Cfa	México – América del Norte	Biomass and carbon storage in trees of the first section of Chapultepec Park, Mexico City	López-López <i>et al.</i>	2018

Referencias: Af = Tropical Ecuatorial; Am = Tropical Monzónico; Aw = Tropical Sabana; Bsh = Seco Estepario Cálida; Bwh = Seco Desértico Cálido; Cfa = Templado Subtropical Húmedo; Cfb = Templado Marítimo de Costa Occidental; Csa = Templado Mediterráneo; Csb = Templado Mediterráneo de Veranos Frescos; Cwa = Templado Subtropical con Inviernos Secos; Cwb = Templado con Inviernos Secos; Dfa = Continental de Veranos Cálidos; Dfb = Continental de Veranos Frescos; Dwa = Continental de Veranos Cálidos

datos no presentan una distribución normal y su cantidad acotada hace que sea la indicada para obtener un valor medio de referencia. También se realizó un análisis de correlación mediante el coeficiente de Pearson para comparar el CO₂ secuestrado con relación al régimen de precipitación anual y la temperatura media del aire, para todas las locaciones revisadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados de la sistematización de los artículos seleccionados en los tres ejes de análisis antes descritos, con su correspondiente discusión.

Información General

● Distribución geográfica

En los artículos seleccionados se estudiaron 47 ciudades concentradas en países de Asia y América del Norte, con el 42 % y el 27 % respectivamente. América del Sur representó el 12 % y Europa reunió el 10 % de las publicaciones analizadas. Los continentes con menor cantidad de artículos revisados son África (5 %), Oceanía (2 %) y América Central (2%). Esto coincidió con los resultados aportados por Weissert y colaboradores (2014). Mientras que Kinnunen y colaboradores (2022) refieren que los estudios se concentran en América del Norte y Europa. Favorecen esta situación, el incremento de los efectos del cambio climático y la necesidad de buscar herramientas para afrontarlo y mitigarlo, actuando en forma local para responder de manera global, en concordancia con los ODS. De manera particular con los Objetivos 11 (Ciudades y comunidades sostenibles) y 13 (Acción por el clima), así como con los pronósticos del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (ONU 2015, IPCC 2023).

● Distribución climática según la clasificación de Köppen-Geiger

Se observó que la distribución de los artículos analizados según el clima agrupado de la ciudad de estudio, mostró una amplia variedad de tipos climáticos, donde la mayor cantidad de publicaciones se concentró en climas tipo C-templado (41 %), seguido por climas tipo A- tropicales (24 %). En el caso de climas tipo D-continentales, fueron representados por el 20 % de los artículos. Finalmente, los climas tipo B-secos fueron referenciados en el 15 % de los trabajos analizados.

Acorde a la metodología seguida se nota un bajo grado de representatividad del clima seco desértico y cálido en el desarrollo de estudios de secuestro de CO₂ por el bosque urbano (Kim y Coseo 2018, Isaifan y Baldauf 2020).

Los valores de secuestro de CO₂ según los distintos climas fueron más altos para ciudades templadas en relación con ciudades de clima continental y seco (Rodríguez-Ma-

tos *et al.* 2018, Bherwani *et al.* 2022). Los valores más elevados coincidieron con climas donde se desarrollan especies perennifolias (Gratani *et al.* 2016, Acuña-Simbaqueva *et al.* 2021), mientras que los más bajos respondieron a climas áridos, con estación seca o de receso vegetativo, donde el desarrollo de los árboles se ve limitado al régimen pluviométrico o al aporte adicional de agua por riego (Koricho *et al.* 2022). Aquí también influyó el modelo urbano adoptado, si es compacto con vegetación en la periferia de la ciudad o bien si corresponde a un modelo abierto de ciudad-oasis con una intensa trama de árboles alineados en paralelo a las calles (Martinez *et al.* 2014).

● Distribución temporal

En el período analizado se observó una tendencia positiva y ascendente respecto al estudio del secuestro de CO₂ por los bosques urbanos. Inició con un número que representa aproximadamente el 5 % anual (1 artículo), y en la actualidad incrementó al 15 %, es decir 5 artículos publicados anualmente. Esto dio una idea de la relevancia creciente de la temática en los últimos años (figura 2).

Metodologías aplicadas

El total de artículos analizados describieron el uso de modelos teóricos para la cuantificación del secuestro de CO₂. No obstante, se diferenciaron dos aplicaciones: modelos alométricos desarrollados previamente en la zona de estudio, y aplicaciones de cómputo como i-Tree Canopy, i-Tree Eco, Carbon Tree Calculator (Center for Urban Forest Research - CUFR) y Kuka-Suite App. Un modelo alométrico es una ecuación basada en análisis de regresión lineal o no lineal que describe la relación entre variables dasométricas, como el diámetro de tronco medido a 1,30 m a partir de la base (DAP) y la altura total del forestal; la biomasa y finalmente el carbono almacenado de dicho forestal. Estos modelos han sido desarrollados a lo largo del tiempo para bosques naturales (Segura y Kanninen 2005, Lozano Sivilsaca *et al.* 2018), no así para bosques urbanos, cuyo abordaje es más reciente (Dobbs *et al.* 2011, Weissert *et al.* 2017). Los modelos variaron según el objetivo de los artículos y los métodos aplicados, *i.e.* Tang *et al.* (2016) emplean la Ecuación [1] para *Fraxinus* spp.:

$$B = 2,1893 + 3,2949 * 10^{-2} * D * H \quad [1]$$

Donde B es biomasa, D es DAP y H es altura del árbol. Luego, la biomasa se afecta por 0,5 para obtener el valor de C.

Así, los modelos alométricos permitieron determinar el secuestro de CO₂, de manera precisa para una ciudad o región, considerando sus características climáticas y la especie o género a evaluar. Por tanto, si los modelos ajustaron a los datos, su aplicación permitiría obtener información

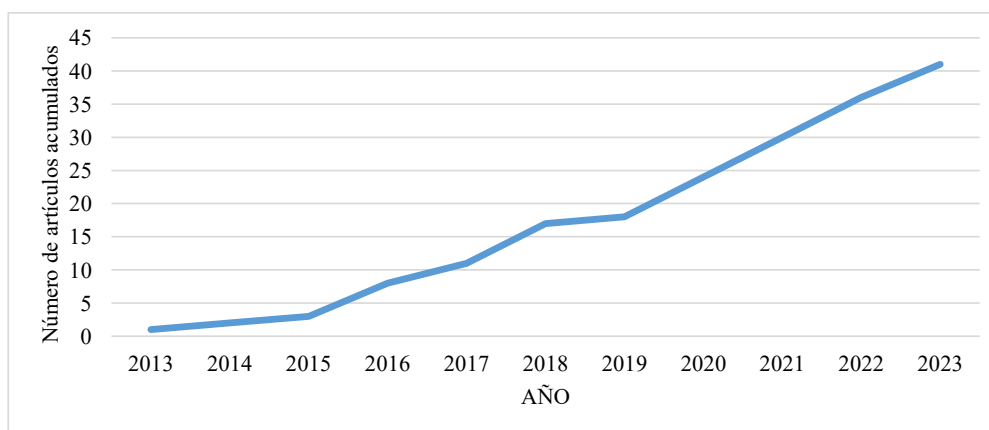


Figura 2. Distribución temporal de los artículos analizados. Curva de frecuencias acumuladas.

Temporal distribution of analyzed papers. Cumulative frequency curve.

válida sobre la variable a estudiar. No obstante, el desarrollo de estos modelos implicó la recolección y análisis de numerosos datos para que tenga validez estadística (Park *et al.* 2018).

Por su parte, los programas más utilizados fueron i-Tree y CUFR. El primero es un conjunto de programas de acceso libre desarrollado por el Servicio Forestal de EEUU (USDA 2006) pero adaptado sólo a algunos países. Proporcionó herramientas para analizar el arbolado urbano y rural, permitiendo mejorar su gestión y cuantificar los servicios ecosistémicos (Martínez Trinidad *et al.* 2021). Dentro del grupo de análisis de árboles individuales, se encontró el programa i-Tree Eco (Ariluoma *et al.* 2020, Koricho *et al.* 2022), que a través de la obtención de datos en campo y su análisis, permitió caracterizar individuos, bosques o parcelas aisladas de árboles. Los resultados incluyeron: análisis funcionales de los bosques (eliminación de contaminantes atmosféricos, secuestro de CO₂, efectos energéticos sobre edificios) y análisis estructurales (condición y distribución de especies, índice de área foliar y biomasa, índices de biodiversidad) (Tan *et al.* 2021). Otro programa utilizado fue i-Tree Canopy (Alpaidze y Salukvadze 2023, Duval *et al.* 2023). Permite estimar a partir de una imagen satelital, las diferentes coberturas del suelo de un sitio, incluida la arbórea. Esta caracterización estimó diversos servicios ecosistémicos como secuestro de CO₂ y efectos sobre escorrentías, entre otros. Estos programas han sido desarrollados específicamente para ciudades de EEUU, Canadá, Australia, México y Colombia; utilizando bases de datos con variables climáticas, valores de contaminación y las especies más frecuentes en dichos sitios (Isaifan y Baldauf 2020). Por tanto, aplicarlo en otros países requiere como referencia la identificación de una ciudad/estado de EEUU con la misma clasificación climática y latitud que la ciudad en estudio. Como desventaja, esto provocaría que los resultados difieran de los valores reales para el sitio de análisis.

Respecto al programa “CUFR Carbon Tree Calculator” (CCTC-Calculadora de Carbono de Árboles) también fue desarrollado por el Servicio Forestal de EEUU (USDA). Se ingresan datos como el DAP, la edad de los árboles, la zona climática y la antigüedad de los edificios cercanos (Russo *et al.* 2014). A partir de dicha información, el programa proporciona datos cuantitativos sobre el secuestro de CO₂ y los ahorros de energía para la calefacción/refrigeración de edificios, suministrada por árboles individuales. Está desarrollado para 16 ciudades de referencia de EEUU y sus principales especies (McPherson *et al.* 2013). Esto también se tradujo como una limitante a la hora de utilizarla en ciudades diferentes, por lo que los resultados obtenidos también podrían estar alejados de los datos reales para el caso de estudio.

Se observó también la utilización de “Kuka-Suite App”, una aplicación desarrollada para el estudio del arbolado de la ciudad de La Paz, Bolivia (Pacheco Gutiérrez 2020). Se basa en datos relevados en campo (especie, altura y DAP) y utiliza ecuaciones alométricas para determinar el secuestro de CO₂. Actualmente esta aplicación no está disponible.

La ventaja de emplear alguno de estos programas radicó en que permiten obtener un escenario amplio de servicios ecosistémicos del arbolado urbano, partiendo de mediciones en campo o imágenes satelitales. Como desventaja, su uso fue limitado para ciudades no incluidas en la base de datos de los mismos. Se observó que los modelos requerían, además, una muestra de datos tomados en campo lo suficientemente representativa en cantidad para registrar la variabilidad y asegurar un ajuste válido estadísticamente (Boukili *et al.* 2017, Park 2018, Agbelade y Onyekwelu 2020).

En el cuadro 2 se resumieron las metodologías descritas, ordenadas según su frecuencia de aplicación y todas correspondientes a la época de medición de primavera-verano.

Cuadro 2. Metodologías aplicadas y variables medidas en los artículos analizados.

Applied methodologies and measured variables in the analyzed papers.

N°	Metodología aplicada	Variables medidas	Sitio de muestreo	Resultado obtenido
1	Modelos alométricos	DAP Altura Fotosíntesis neta Conductancia estomática Absorción de CO ₂ Índice de área foliar	Parques y arbolado en alineación	Biomasa y CO ₂ secuestrado
2	Software: i-Tree Eco	DAP Altura Especie Diámetro de copa Distancia a edificios	Parcelas circulares de 0,04 ha	CO ₂ secuestrado
3	Software: i-Tree Canopy	Cobertura vegetal desde imagen satelital	Ciudad, arbolado en alineación y parques	CO ₂ secuestrado
4	Software: CUFR Carbon Tree Calculator	DAP Altura Especie Diámetro de copa Distancia a edificios	Parcelas circulares de 0,04 ha	CO ₂ secuestrado
5	Kuka-Suite App	DAP Altura Especie	Cuadrantes de 1 ha	CO ₂ secuestrado

La mayoría de los artículos utiliza modelos alométricos, entre otros, Park *et al.* (2018), desarrollaron ecuaciones para especies de parques de la ciudad de Daejeon (Corea del Sur), con clima subtropical húmedo. Se estimó el volumen de la biomasa en función del DAP y del área de cobertura de la copa. Estimaron también que pueden eliminarse anualmente 793 toneladas de CO₂. Asimismo, Rodríguez *et al.* (2022) aplicaron un modelo para estudiar el arbolado urbano de Guadalajara (México), con clima mediterráneo, obteniendo un valor de 367,37 toneladas de carbono almacenado (que representa 1.348,25 toneladas de CO₂ removido de la atmósfera).

Las variables medidas para la determinación de CO₂ secuestrado se agruparon en dasométricas y fisiológicas. La mayoría de los autores analizados utilizaron como variables dasométricas, altura y DAP de los ejemplares estudiados.

Por otro lado, las variables fisiológicas incluyeron tasa fotosintética neta, conductancia estomática, absorción de CO₂ e índice de área foliar. La tasa fotosintética fue cuantificada con un medidor portátil de fotosíntesis, modelo LI-6400, de la marca LI-COR (Wang *et al.* 2021). Permitió la medición simultánea de fluorescencia de clorofila e intercambio de gases sobre la misma área foliar, caracterizando el proceso de fotosíntesis de la especie forestal en estudio. Como ventajas presentó la característica de ser portátil, lo que permitió la toma de datos en campo; además de contar con un programa de código abierto que puede personalizarse con ecuaciones o programas automáticos. Tor-Ngern

y Leksungnoen (2020) emplearon el equipo portátil TARGAS-1, de la marca PP System, que incorpora dos analizadores de gases infrarrojos no dispersivos para CO₂ y H₂O. Contiene sensores para medición de temperatura del aire y PAR (por sus siglas en inglés, Radiación Fotosintéticamente Activa), almacenando los datos en una memoria portátil y permitiendo su transferencia a una computadora personal. Otro equipo de la misma marca utilizado por Weissert *et al.* (2017) se denomina CIRAS-2, es portátil y analiza fotosíntesis, conductancia estomática, transpiración e intercambio gaseoso. El equipo trabaja en condiciones de temperatura controlada y presión compensada para permitir la máxima fiabilidad de medida bajo ambientes fluctuantes.

Otras variables detectadas en el secuestro de CO₂ son la edad de los árboles (jóvenes o adultos), la velocidad de crecimiento y la periodicidad de la hoja (caducifolios o perennifolios).

Cuantificación de valores de CO₂ secuestrado

Se analizaron 31 ciudades con diferentes climas que reportaron datos de CO₂ secuestrado. La cantidad de ciudades varió según el tipo de clima, en referencia a la clasificación de Köppen-Geiger así como los valores promedio, obteniéndose 5 ciudades de clima A, 4 de clima B, 17 de clima C y 6 del clima D. El rango de valores promedio osciló entre 7,81 ton ha⁻¹ para ciudades con climas continentales (D) a 217,3 ton ha⁻¹ para ciudades de climas templados

(C) (cuadro 3). Wang *et al.* (2021) estudiaron el secuestro de CO₂ en Beijing-China, con clima tipo D, y obtuvieron un valor de 20,6 ton ha⁻¹ mientras que Trlica *et al.* (2020) determinaron un secuestro de 0,5 ton ha⁻¹ para Boston-EEUU, para el mismo clima. En ciudades de climas secos (B) el valor promedio fue 53,6 ton ha⁻¹. Esto representó un valor intermedio que merece ser explorado con mayor profundidad, para caracterizar la capacidad de estas ciudades de climas secos para mitigar el CO₂ en exceso.

De la revisión se desprende que, para algunos casos, los árboles están sólo en la periferia acorde a un modelo de ciudad compacta (Isaifan y Baldauf 2020), mientras que, en otros casos, están dentro de la trama consolidada propiciando el modelo urbano de ciudad-oasis (Martínez *et al.* 2014, Costemalle *et al.* 2023).

Con un tamaño muestral (n = 31) que correspondió a la cantidad de artículos que referencian el CO₂ secuestrado, se obtuvo una mediana de 3,86 ton ha⁻¹. Cabe aclarar que se realizó una homogenización de las unidades de los datos del secuestro, dado que de otro modo es limitante su interpretación. El valor de ton ha⁻¹ fue calculado a partir de la conversión unificadora de las unidades de medida reportada en los artículos (ton año⁻¹, ton km², kg ha⁻¹ entre otras) simplificando así la comparación entre los valores referenciados. El rango de secuestro de CO₂ va desde 0,42 a 1.901 ton ha⁻¹, con un rango de medias de 7,81 a 217,34 ton ha⁻¹.

Cuadro 3. Valores Mínimos, Máximos y Promedios de CO₂ secuestrado para las 31 ciudades analizadas.

Minimum, Maximum and Average values of CO₂ sequestered for the 31 analyzed cities.

Clima	CO ₂ secuestrado (ton ha ⁻¹)		
	Promedio	Máximo	Mínimo
A-Tropical	61,74	223	1,1
B-Seco	53,6	168,83	0,56
C- Templado	217,34	1901	0,45
D-Continental	7,81	24	0,42

Los valores obtenidos –para un nivel de significancia de $P < 0,01$ - indicaron una correlación lineal baja entre CO₂ secuestrado y temperatura (0,16) y no significativa ($P = 0,38$) sin correlación lineal entre el CO₂ secuestrado y precipitaciones anuales (0,04). Esto indicó que las variables no se relacionan de forma lineal, debido probablemente, a que los estudios fueron realizados en diversas áreas vegetadas de la ciudad, como plazas, parques y arbolado en alineación. Otros factores que pudieron influir en el rango de CO₂ secuestrado fueron la edad de los árboles, DAP, altura, especie, y configuración urbana (cuadro 4).

CONCLUSIONES

Se observa que el interés en la temática evidencia un aumento en los últimos años con más aportes a partir de 2020. Los valores obtenidos de CO₂ secuestrado difieren según la ciudad y el clima donde se desarrolló el estudio, puesto que son factores que influyen en la selección y el crecimiento de las especies utilizadas en el arbolado urbano.

La metodología utilizada para la cuantificación de este servicio ecosistémico también incide en el valor obtenido, dadas las particularidades de los programas computacionales utilizados (caso de i-Tree y CUFR-CCTC).

Esta información demuestra que los modelos alométricos constituyen una herramienta precisa de cuantificación del secuestro de CO₂, ya que utilizan datos locales –climáticos y relativos a los árboles-. En comparación con los modelos alométricos, se observa que los programas empleados presentan como fortalezas ser de acceso libre, de aplicación sencilla, utilizan datos tomados en campo o a partir de imágenes satelitales y permiten obtener resultados en forma rápida. Como debilidad se observa que los programas son originarios de ciudades de EEUU, México, Colombia y algunos países de Europa, por lo que, para su aplicación en otras localidades, debe elegirse como referencia una ciudad con el mismo clima y latitud o bien calibrarse con datos locales.

Por otro lado, es relevante aclarar el método utilizado para su cuantificación, dado que pueden existir diferencias al comparar los valores obtenidos para un mismo sitio. La

Cuadro 4. Análisis de correlación de Pearson entre CO₂ secuestrado, temperatura media del aire y régimen de precipitación anual. Salida de Infostat.

Pearson correlation analysis between sequestered CO₂, average air temperature and annual precipitation regime. From Infostat software.

	Secuestro de CO ₂ (ton/ha)	Temperatura (°C)	Precipitaciones (mm)
Secuestro de CO ₂ (ton/ha)	1,00	0,38 ^{ns}	0,81 ^{ns}
Temperatura (°C)	0,16	1,00	---
Precipitaciones (mm)	0,04	---	1,00

Nota: En la diagonal principal se observan las correlaciones de cada variable con sí misma. Este coeficiente es siempre 1 y no tiene valor interpretativo. Por debajo de la diagonal principal están los coeficientes de correlación calculados, y por encima los valores p correspondientes para las hipótesis nula y alternativa ($H_0: p = 0$ vs. $H_1: p \neq 0$); ^{ns} = no significativo.

elección del método a aplicar dependerá de los objetivos del análisis y de los recursos metodológicos como económicos disponibles. Del análisis realizado se observa que no todos los métodos proporcionan datos comparables de secuestro de CO₂, sería conveniente complementar -a modo de ajuste- los cálculos computacionales con mediciones en campo.

Se detecta que la edad del árbol influye en el secuestro de CO₂ dado que existen valores diferenciales entre árboles jóvenes y adultos. En ejemplares jóvenes, los valores son más mayores por sus altas tasas de crecimiento, no obstante, los adultos presentan mayor carbono acumulado por tener más biomasa. Una situación similar se observa en el caso de la comparación entre especies caducifolias y perennifolias, siendo estas últimas más eficientes en el secuestro anual de CO₂ por presentar tasas fotosintéticas altas durante el invierno cuando las especies caducifolias se encuentran en la fase fenológica de defoliación. Influye además la velocidad de crecimiento de la especie considerada, siendo aquellas que crecen con mayor rapidez las que secuestran más CO₂, en relación con las especies de crecimiento más lento.

Las ciudades emplazadas en climas áridos, sumado a los efectos del cambio climático y del fenómeno Isla de Calor Urbana, encuentran en el bosque urbano una estrategia eficaz para mitigar dichos efectos negativos. No sólo permiten atenuar la presencia de CO₂ como GEI, sino que proporcionan otros servicios ecosistémicos relevantes para la habitabilidad del entorno urbano. Si bien los valores de secuestro de CO₂ también son bajos en zonas tropicales y continentales, las ciudades con estos climas no presentan la fragilidad ambiental y la restricción de recursos forestales que sí se observan en ciudades áridas y su periferia.

De la revisión realizada, se destaca que el estudio de secuestro de CO₂ por el bosque urbano en climas con las mencionadas características está en incipiente desarrollo, puesto que sólo dos trabajos se llevaron adelante en ciudades con clima seco, para el periodo de análisis considerado y bajo la metodología descrita. Esto avala la necesidad de generar conocimiento a escala local, para la ciudad de Mendoza (Argentina) que presenta clima Bwk continental semiárido, pero que responde a un modelo urbano abierto de ciudad-oasis.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

La primera autora realizó el rastreo bibliográfico. En conjunto entre las tres autoras se diseñó y estructuró el trabajo. Cada una contribuyó a la discusión e interpretación de los resultados obtenidos y las tres autoras prepararon el manuscrito final.

FINANCIAMIENTO

El trabajo recibió el apoyo financiero por parte del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técni-

cas (CONICET) y la Agencia Nacional de Promoción de la Ciencia y Tecnología (ANPCyT) a través de los proyectos PICT 2018-3590 y PICT 2020-02444.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el valioso aporte en términos estadísticos de la Dra. Stella Maris Donato, personal de apoyo a la investigación (CPA INAHE-CCT Conicet Mendoza). También extendemos nuestro agradecimiento a los revisores por sus contribuciones.

REFERENCIAS

- Acuña-Simbaqueva LM, HJ Andrade, MA Segura, E Sierra-Ramírez, DS Canal-Daza, OE Greñas-Corales. 2021. Mitigation of greenhouse gas emissions from households by urban woodland in Ibagué-Colombia. *Ambiente e Sociedade* 24: 1-20. <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200191vu2021L3AO>
- Agbelade AD, JC Onyekwelu. 2020. Tree species diversity, volume yield, biomass and carbon sequestration in urban forests in two Nigerian cities. *Urban Ecosystems* 23(5): 957-970. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00994-4>
- Alpaidze L, J Salukvadze. 2023. Green in the City: Estimating the Ecosystem Services Provided by Urban and Peri-Urban Forests of Tbilisi Municipality, Georgia. *Forests* 14(1): 121. <https://doi.org/10.3390/f14010121>
- Ariuloma M, J Ottelin, R Hautamäki, E M Tuhkanen, M Mänttari. 2020. Carbon sequestration and storage potential of urban green in residential yards: A case study from Helsinki. *Urban Forestry and Urban Greening* 57: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126939>
- Bherwani H, T Banerji, R Menon. 2022. Role and value of urban forests in carbon sequestration: review and assessment in Indian context. *Environment, Development and Sustainability* 26: 603-626. <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02725-5>
- Boukili VKS, DP Bebbler, T Mortimer, G Venicx, D Lefcourt, M Chandler, C Eisenberg. 2017. Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. *Urban Forestry and Urban Greening* 24: 212-221. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.015>
- Castillo Ruperti RJ, VE Bello Pinargote, YS Loor Barrezueta, CC Ayón Hidalgo. 2022. Captura de carbono del arbolado de la Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Ecuador. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad* 5: 1-18. <https://doi.org/10.46380/rias.vol5.e262>
- Costemalle VB, HMN Candido, FA Carvalho. 2023. An estimation of ecosystem services provided by urban and peri-urban forests: a case study in Juiz de Fora, Brazil. *Ciencia Rural* 53(4). <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20210208>
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L González, M Tablada, YC Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- Dobbs C, J Hernández, F Escobedo. 2011. Ecuaciones de biomasa aérea y área foliar basadas en métodos no destructivos para árboles urbanos de dos comunas de Chile Central.

- Bosque* 32(3): 287-296. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000300010>
- Duval VS, ME Arias, JP Celemin. 2023. Carbon sequestration in urban trees of Bahía Blanca, Argentina. *Boletín de Estudios Geográficos* 119: 35–51. <https://doi.org/10.48162/rev.40.027>
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2016. Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. F Salbitano, S Borelli, M Conigliaro e Y Chen. Estudio FAO: Montes, N° 178. Roma.
- Fujimoto M, L Puangchit, F Sugawara, D Sripraram, W Jiamjeerakul, H Kato. 2016. Carbon Sequestration Estimation of Urban Trees in Parks and Streets of Bangkok Metropolitan, Thailand. *Thai Journal of Forestry* 35(3): 30-41.
- Gomes Pires de Paula G, CR de Souza, VA Maia, N de Aguiar-Campos, NCA Fagundes, FM Gianasi, DT Girardelli, A de J Rodrigues Pais, WB da Silva, RM dos Santos. 2020. Study of the floristic, functional and phylogenetic composition of trees in a short time in a forest fragment of the atlantic forest, Brazil. *Bosque* 41(3): 261-276. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002020000300261>
- Gratani L, L Varone, A Bonito. 2016. Carbon sequestration of four urban parks in Rome. *Urban Forestry and Urban Greening* 19: 184-193. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.007>
- Hasse D. 2019. The Rural-Urban Gradient and Ecosystem Services. In Schröter M, A Bonn, S Klotz, C Baessler. Atlas of Ecosystem Services. Springer, Cham. p. 141-146. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_23
- Hernández-Castán J, E Cuesta Mejía, B Ortiz Espejel, E Rosano Reyes. 2022. Servicios ecosistémicos del arbolado urbano en la Laguna de San Baltazar, Puebla, mediante el uso del software i-Tree. *CIENCIA Ergo-Sum* 30 (2): 1-11. <https://doi.org/10.30878/ces.v30n2a5>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 35-115. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Isaifan RJ, RW Baldauf. 2020. Estimating Economic and Environmental Benefits of Urban Trees in Desert Regions. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8 (16):1-14. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00016>
- Kim G, P Coseo. 2018. Urban Park Systems to Support Sustainability: The Role of Urban Park Systems in Hot Arid Urban Climates. *Forests* 9 (7). <http://doi.org/10.3390/f9070439>
- Kinnunen A, I Talvitie, J Ottelin, J Heinonen, S Junnila. 2022. Carbon sequestration and storage potential of urban residential environment – A review. *Sustainable Cities and Society* 84: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104027>
- Koricho HH, AD Seboka, F Fufa, T Gebreyesus, S Song. 2022. Study on the ecosystem services of urban forests: implications for climate change mitigation in the case of Adama City of Oromiya Regional Sate, Ethiopia. *Urban Ecosystems* 25 (2): 575-584. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01152-0>
- López-López SF, T Martínez-Trinidad, H M Benavides-Meza, M García-Nieto, G Ángeles-Pérez. 2018. Biomass and carbon storage in trees of the first section of Chapultepec park, Mexico city. *Madera y Bosques* 24 (3): 1-14. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431620>
- Lozano Sivilsaca DC, BG Palacios Herrera, ZH Aguirre Mendoza. 2018. Modelos Alométricos Para Estimar El Almacenamiento De Carbono De Bosques Montanos Bajos En El Sur Del Ecuador. *Ciência Florestal* 28(3): 1328–1339. <https://doi.org/10.5902/1980509833464>
- Majumdar T, T Selvan. 2018. Carbon Storage in Trees of Urban and Peri-urban Forests of Agartala, Tripura. *IAETSD Journal For Advanced Research In Applied Sciences* 5 (2): 715-731.
- Martínez CF, MA Cantón, FA Roig Juñent. 2014. Incidencia del déficit hídrico en el crecimiento de árboles de uso urbano en ciudades de zonas áridas: Caso de Mendoza, Argentina. *Interciencia* 39 (12): 890-897.
- Martínez-Trinidad T, PH López, SF López-López, LM Caballero. 2021. Diversity, structure and ecosystem services of trees in four parks in Texcoco using i-Tree Eco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12 (67): 202-223. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.880>
- McPherson EG, Q Xiao, E Aguaron. 2013. A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests. *Landscape and Urban Planning* 120: 70–84. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.005>
- Ning ZH, R Chambers, K Abdollahi. 2016. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO₂ sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA. *iForest* 9(6): 860-867. <https://doi.org/10.3832/ifor1845-009>
- Nowak DJ, S Hirabayashi, A Bodine, E Greenfield. 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution* 193: 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). 2015. Consultado en 2023. Disponible en: <https://www.un.org>
- Oviantari MV, IM Gunamantha, NP Ristiati, IMPA Santiasa, PPY Astariani. 2018. Carbon sequestration by above-ground biomass in urban green spaces in Singaraja city. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 200(1): 1-7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/200/1/012030>
- Pacheco Gutiérrez CA. 2020. Estimation of the storage and retention of carbon dioxide by the public urban forest of the area of Achumani in La Paz city through a mobile application. *Fides et ratio-Revista de Difusión cultural y científica de la Universidad de La Salle en Bolivia* 19(19): 153-174.
- Park JH, SG Baek, MY Kwon, SM Je, SY Woo. 2018. Volumetric equation development and carbon storage estimation of urban forest in Daejeon, Korea. *Forest Science and Technology* 14(2): 97-104. <https://doi.org/10.1080/21580103.2018.1452799>
- Plan Local de Acción Climática de la Ciudad de Mendoza. Consultado en 2023. Disponible en: <https://www.ramcc.net/municipio.php?m=147>
- Pregitzer CC, C Hanna, S Charlop-Powers, MA Bradford. 2022. Estimating carbon storage in urban forests of New York City. *Urban Ecosystems* 25(2): 617-631. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01173-9>
- Rodríguez Matos Y, A Ajete Hernández, S Orta Pozo, D N Rondón González, J R Rivera Díaz. 2018. Comportamiento del carbono retenido en el arbolado urbano en el sur de la ciudad de Guantánamo. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* 6(3): 284-299.
- Rodríguez R de JJ, AG Rodríguez, EH Álvarez, JLS Ramírez, AG González. 2022. Estimation of carbon stored in urban trees

- in Guadalajara, Jalisco, Mexico, using Biometric models. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research* 5(1): 224-240. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-018>
- Russo A, FJ Escobedo, N Timilsina, AO Schmitt, S Varela, S Zerbe. 2014. Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 10(1): 54-70. <https://doi.org/10.1080/21513732.2013.873822>
- Segura M, M Kanninen. 2005. Allometric Models for Tree Volume and Total Aboveground Biomass in a Tropical Humid Forest in Costa Rica. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation* 37(1): 2-8. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.02027.x>
- Singh AK, VK Nair, H Singh, RK Mishra, JS Singh. 2022. Carbon Storage and Carbon Dioxide Sequestration by Urban Tree Cover: Case Study From Varanasi, India. *Proceedings of the National Academy of Sciences India Section B - Biological Sciences* 92(3): 647-657. <https://doi.org/10.1007/s40011-022-01348-0>
- Snehlata, A Rajlaxmi, M Kumar. 2021. Urban tree carbon density and CO₂ equivalent of National Zoological Park, Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment* 193:1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09619-5>
- Stenberg JWN, M Ristow, PN Duinker, L Lapointe-Elmrabti, JD MacDonald, DJ Nowak, J Pasher, C Flemming, C Samson. 2023. A national assessment of urban forest carbon storage and sequestration in Canada. *Carbon Balance and Management* 18(11):1-13. <https://doi.org/10.1186/s13021-023-00230-4>
- Tan X, S Hirabayashi, S Shibata. 2021. Estimation of ecosystem services provided by street trees in Kyoto, Japan. *Forests* 12(3):1-21. <https://doi.org/10.3390/f12030311>
- Tang Y, A Chen, S Zhao. 2016. Carbon storage and sequestration of urban street trees in Beijing, China. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4(53):1-8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00053>
- Tor-Ngern P, N Leksungnoen. 2020. Investigating carbon dioxide absorption by urban trees in a new park of Bangkok, Thailand. *BMC Ecology* 20(20):1-10. <https://doi.org/10.1186/s12898-020-00289-4>
- Tripathi M, H Joshi. 2015. Carbon flow in Delhi urban forest ecosystems. *Annals of Biological Research*, 6(8): 13-17.
- Trlica A, LR Hutyra, LL Morreale, IA Smith, AB Reinmann. 2020. Current and future biomass carbon uptake in Boston's urban forest. *Science of the Total Environment* 709:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136196>
- Unicipo - Gobierno de Mendoza. 2020. Censo Forestal Georreferenciado. Consultado en 2023. Disponible en: <https://miarbol.mendoza.gov.ar>
- USDA (United States Department of Agriculture). 2006. Software i-Tree. Consultado en 2023. Disponible en: <https://www.itreetools.org/>
- Vargas-Hernández JG, J Zdunek-Wielgołaska. 2021. Urban green infrastructure as a tool for controlling the resilience of urban sprawl. *Environment, Development and Sustainability* 23: 1335-1354. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00623-2>
- Vásquez AE. 2016. Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* 63: 63-86.
- Velasco E, M Roth, L Norford, LT Molina. 2016. Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning* 148: 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.003>
- Wang XM, XK Wang, Y B Su, HX Zhang. 2019. Land pavement depresses photosynthesis in urban trees especially under drought stress. *Science of the Total Environment* 653: 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.281>
- Wang Y, Q Chang, X Li. 2021. Promoting sustainable carbon sequestration of plants in urban greenspace by planting design: A case study in parks of Beijing. *Urban Forestry and Urban Greening* 64:1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127291>
- Weissert LF, JA Salmond, L Schwendenmann. 2014. A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO₂ emissions. *Urban Climate* 8: 100-125. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2014.01.002>
- Weissert LF, JA Salmond, L Schwendenmann. 2017. Photosynthetic CO₂ uptake and carbon sequestration potential of deciduous and evergreen tree species in an urban environment. *Urban Ecosystems* 20: 663-674. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0627-0>
- Yao X, M Zhao, FJ Escobedo. 2017. What causal drivers influence carbon storage in Shanghai, China's urban and peri-urban forests? *Sustainability* 9(4):1-17. <https://doi.org/10.3390/su9040577>
- Zhao H, D Zhao, X Jiang, S Zhang, Z Lin. 2023. Assessment of Urban Forest Ecological Benefit Based on the i-Tree Eco Model—A Case Study of Changchun Central City. *Forests* 14(7):1-17. <https://doi.org/10.3390/f14071304>

Recibido: 16.06.2024

Aceptado: 27.02.2025

ARTÍCULOS

Carbono en el suelo y la biomasa aérea de bosques nativos patagónicos de la región de Aysén, Chile

Carbon stocks in soils and above-ground biomass in Patagonian native forest of the Aysen region, Chile

Yasna Rojas ^{a*} , Víctor Gerding ^b ,
Rodrigo Sagardía ^a , Eduardo Molina ^a 

*Autor de correspondencia: ^aInstituto Forestal (INFOR), Sede Los Ríos, Valdivia, Chile, tel.: +56 632335226, yrojas@infor.cl

^bUniversidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Instituto de Bosques y Sociedad, Valdivia, Chile.

RESUMEN

Las estimaciones de carbono del suelo específicas de un país posibilitan el mejoramiento de sus inventarios de gases de efecto invernadero. En Chile, especialmente en la Patagonia, existe poca información sobre acumulación de carbono en el suelo de los ecosistemas forestales nativos. Este trabajo estimó la acumulación de carbono orgánico en el suelo y en la biomasa aérea arbórea a partir de datos de INFOR de 72 bosques nativos de la región de Aysén, en función del tipo forestal y del tipo de suelo. El carbono orgánico en el suelo (0-30 cm) promedió $93,6 \text{ t ha}^{-1} \pm 34,1 \text{ t ha}^{-1}$ y fue independiente del tipo de suelo, pero estuvo influido por el tipo forestal, siendo menor el promedio en el tipo forestal lenga y mayor en el siempreverde; en coihue de Magallanes el promedio no se diferenció de los otros dos tipos forestales. En la biomasa aérea, el carbono acumulado promedió $119,2 \text{ t ha}^{-1} \pm 61,8 \text{ t ha}^{-1}$, sin efectos significativos del tipo de suelo ni del tipo forestal. El 55 % de los rodales presentó más carbono en la biomasa aérea que en el suelo. Las cantidades de carbono de la biomasa aérea y del suelo variaron en forma independiente entre ellas. El muestreo realizado hasta ahora es reducido, pero sus resultados destacan como un avance en la información de carbono del suelo y la biomasa aérea de bosques nativos en Aysén. Se requiere avanzar en la ampliación del muestreo con una mejor definición de la taxonomía del suelo.

Palabras claves: lenga, coihue de Magallanes, siempreverde, Andisol, Inceptisol.

SUMMARY

Country-specific soil carbon estimates improve the greenhouse gas inventories. In Chile, especially in Patagonia, information on soil carbon stocks in natural forest ecosystems is scarce. This study estimated soil organic carbon stocks and aboveground biomass of 72 natural forests in the Aysen region as a function of forest and soil type, based on data from INFOR. The organic carbon stocks in mineral soils (0-30 cm) averaged $93,6 \text{ t ha}^{-1} \pm 34,1 \text{ t ha}^{-1}$ and was independent of the soil type, however it was influenced by forest type, with the average being lower for the lenga forest type and higher in the siempreverde forest type; for coihue de Magallanes the average did not differ from the other two forest types. For the aboveground biomass, the carbon stock averaged $119,2 \text{ t ha}^{-1} \pm 61,8 \text{ t ha}^{-1}$ without significant effects from soil and forest types. 55 % of the stands showed more carbon in the aboveground biomass than in the soil. The carbon stocks in the soil and aboveground biomass varied independently. The sampling carried out so far is limited, but its results stand out as a progress for soil carbon and aboveground biomass information of Aysen native forests. Sampling expansion with a better definition of soil taxonomy is required.

Keywords: lenga, coihue de Magallanes, siempreverde, Andisol, Inceptisol.

INTRODUCCIÓN

En los acuerdos internacionales por el cambio climático, como la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático y el Acuerdo de París, se establece que los países tienen que informar regularmente so-

bre su nivel de emisiones de gases de efecto invernadero (United Nations 2015). En este contexto, es importante que los países cuenten con datos específicos de sus depósitos de carbono y factores de emisión que les permitan reportar de manera más precisa su nivel de emisiones y apoyar en la toma de decisiones en la formulación de es-

estrategias de mitigación y adaptación (FAO 2017). El establecimiento de valores de referencia de carbono del suelo específicos de un país es una posibilidad para el mejoramiento de los inventarios de gases de efecto invernadero (Bernoux *et al.* 2002). Con ello es posible entregar valores más precisos y representativos en el contexto de los acuerdos internacionales. En este escenario, el Instituto Forestal (INFOR) busca contribuir a establecer valores de referencia de carbono del suelo específicos para el país en bosques naturales (Rojas *et al.* 2020). Para ello se levantan datos en terreno anualmente en conjunto con el Inventario Forestal Nacional (INFOR 2023) y así desarrollar un muestreo más eficiente.

Existe poca información sobre ecosistemas forestales de la zona sur y austral en Chile, especialmente en Aysén, que den cuenta de su acumulación de carbono en el suelo. La literatura concerniente a las regiones político-administrativas de Los Ríos y Magallanes se basa en mediciones puntuales que entregan valores de carbono del suelo en bosques nativos de *Nothofagus pumilio* (Poepp *et* Endl.) Krasser (lenga), *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst. (coihue de Magallanes), *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. (roble) y *Fitzroya cupressoides* (Molina) I. M. Johnston. (alerce) y en plantaciones forestales, principalmente de *Pinus radiata* D. Don (pino radiata) y *Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws (pino ponderosa) (Gerding y Thiers 2002, Klein *et al.* 2008, Dube *et al.* 2012, Valdés 2012, Urrutia *et al.* 2015, Rojas *et al.* 2020, Perez-Quezada *et al.* 2021, González *et al.* 2022, Parra 2022). También deriva de combinaciones de mediciones puntuales con expansión en el territorio a través de modelación para casos de plantaciones, bosque nativo y otros usos del suelo (Olmedo *et al.* 2020, Pfeiffer *et al.* 2020, Cortés 2021, Perez-Quezada *et al.* 2023).

Para la región de Aysén, el reconocimiento de suelos y su respectiva cartografía cubre aproximadamente el 25 % de la superficie regional, abarcando suelos de los órdenes Andisol, Mollisol e Inceptisol, como también algunas asociaciones que pueden contener a los anteriores y a otros suelos no clasificados (CIREN 2005, 2019). En esta región también se presentan suelos del orden Histosol (Villaruel *et al.* 2021) y es de esperar que también se encuentren Entisoles y Spodosoles. Los suelos en la región pueden almacenar distintos niveles de carbono en función de su evolución pedogénica, con una tendencia natural de concentración decreciente hacia estratos más profundos, como se observó en la región de Los Ríos (Rojas *et al.* 2020). Por otra parte, la región de Aysén presenta 4,4 millones de hectáreas de bosques nativos identificados en cuatro tipos forestales (CONAF 2021), los cuales explican su distribución natural en función, primero, del clima y, segundo, por particularidades de la fertilidad del suelo, donde el régimen de aire es decisivo para permitir o limitar a las especies que conforman estos bosques (Donoso 1981). Así, estos tipos forestales se ubican en gradientes de humedad climática y edáfica crecientes en la siguiente

secuencia: lenga, coihue de Magallanes, siempreverde y ciprés de las Guaitecas. Entonces, se plantea la hipótesis que el carbono edáfico se explica tanto por el tipo de bosque como por el tipo de suelo, por sus relaciones con el clima y la fertilidad del suelo en esta zona patagónica. En consecuencia, los objetivos de este estudio son: i) estimar la acumulación de carbono orgánico en el suelo (0-30 cm) y en la biomasa aérea arbórea de bosques nativos de la región de Aysén; y ii) analizar la distribución y variabilidad de este carbono en el suelo y en la biomasa aérea en función del tipo forestal y del tipo de suelo.

MÉTODOS

Características de los bosques. La información de los bosques provino de las parcelas del Inventario Forestal Nacional de INFOR, que se levantaron en los años 2021 y 2022 (Sagardía *et al.* 2022), y de parcelas levantadas en 2020 y 2021 por la línea de investigación de Adaptación y Mitigación al Cambio Climático de INFOR. La unidad de muestreo fue un conglomerado de tres parcelas circulares de 500 m² organizadas como parcelas de muestreo circular anidadas y concéntricas (INFOR 2023). De esta base de datos sólo fueron consideradas aquellas parcelas en las cuales también se obtuvo información del suelo.

Los 72 conglomerados del estudio en la región de Aysén (figura 1) están clasificados en los tipos forestales lenga, coihue de Magallanes y siempreverde (cuadro 1), sin representación del tipo forestal ciprés de las Guaitecas. Los bosques del tipo forestal lenga, en promedio, fueron los más densos y de menores diámetros. En coihue de Magallanes, el 53 % de las parcelas tenía DAP medio < 20,1 cm, con densidades entre 860 y 1905 árboles ha⁻¹, y solo 23 % de las parcelas presentaron árboles con DAP medio > 50 cm, con densidades menores a 190 árboles ha⁻¹. Los bosques del tipo forestal siempreverde tuvieron la mayor participación de árboles con DAP > 20 cm. Los tres tipos forestales presentaron, en promedio, similares volúmenes comerciales de madera (310 a 324 m³ ha⁻¹), pero con una alta variabilidad (51 – 53 % de coeficiente de variación). La variabilidad de los distintos atributos dasométricos de cada tipo forestal (cuadro 1) refleja que los respectivos bosques presentaron amplios rangos de estructuras.

Estimación de la cantidad de carbono del suelo. Se contó con muestras de 72 perfiles de suelo, uno por cada bosque inventariado, a los cuales se les determinó el contenido de carbono para las profundidades 0-15 cm y 15-30 cm (144 muestras en total). En el laboratorio, el carbono orgánico fue determinado mediante análisis por oxidación de la materia orgánica con una mezcla de dicromato y ácido sulfúrico y medición colorimétrica (Sadzawka *et al.* 2006). La densidad aparente del suelo se determinó utilizando el método del cilindro de volumen conocido (MacDicken 1997). La cantidad de carbono por hectárea se calculó mediante la expresión [1]:

$$Qc = C \times DA \times E \times \left(1 - \frac{P}{100}\right) \quad [1]$$

Donde: Qc = cantidad de carbono ($t\ ha^{-1}$) del estrato de suelo; C = contenido de carbono orgánico del suelo (%); DA = densidad aparente del suelo ($t\ m^{-3}$); E = espesor del estrato de suelo (cm); P = pedregosidad en el estrato de suelo (%).

La clasificación de los suelos se obtuvo de la cartografía y descripción de suelos de CIREN (2005, 2019) y,

como se aprecia en la figura 1, sólo una pequeña proporción de la región cuenta con información de la taxonomía del suelo. La identificación de los tipos forestales se realizó según la actualización del Catastro de Usos Vegetacionales de CONAF (2021).

Estimación de la cantidad de carbono de la biomasa aérea. De acuerdo con la información reportada por el Inventario Forestal Nacional (Sagardía *et al.* 2022), se evaluaron 72 conglomerados para estimar la biomasa aérea arbórea o

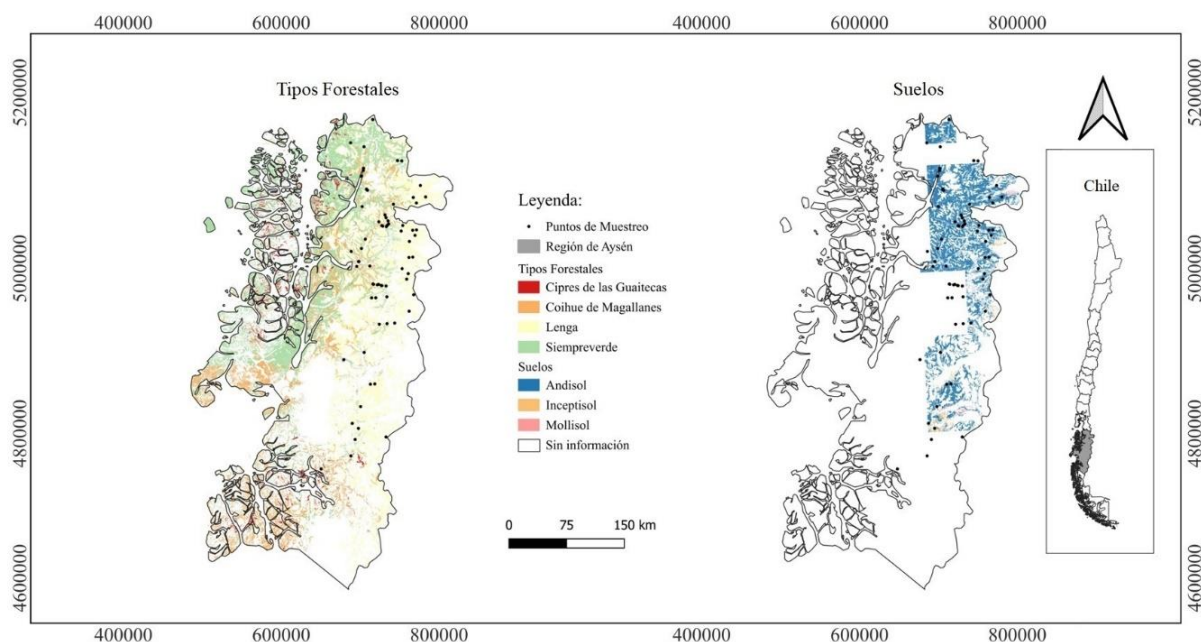


Figura 1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en relación con los bosques (INFOR 2023) y los suelos (CIREN 2019) en la región de Aysén.

Geographic location of the sampling spots related to the forests (INFOR 2023) and soils (CIREN 2019) in Aysen region.

Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de los bosques por tipo forestal.

Descriptive statistics of forests for each forest type.

Tipo forestal (número de rodales)	Parámetro	DAP [DMC] (cm)	Área basal ($m^2\ ha^{-1}$)	Densidad ($n\ ha^{-1}$)	Volumen comercial ($m^3\ ha^{-1}$)
Lenga (25)	Media	21,0 [19,0]	36,4	1287	316
	Desviación estándar*	7,8 (37,3)	16,1 (44,2)	896 (70)	167 (53)
	Rango	12,3; 36,5	8,1; 72,3	263; 3035	37; 732
Coihue de Magallanes (13)	Media	27,9 [23,6]	40,7	928	324
	Desviación estándar*	17,4 (62,6)	18,6 (45,8)	584 (63)	165 (51)
	Rango	12,0; 65,1	10,5; 80,4	93; 1905	46; 713
Siempreverde (34)	Media	29,4 [28,1]	37,1	598	310
	Desviación estándar*	10,8 (36,7)	17,1 (46,0)	412 (69)	158 (51)
	Rango	13,9; 54,8	9,0; 95,5	80; 1893	93; 769

*En paréntesis: coeficiente de variación (%).

vuelo. Luego, la cantidad de carbono en dicha biomasa se estimó mediante la expresión [2]:

$$Bc = V \times BEF \times D \times Cf \quad [2]$$

Donde: Bc = carbono de la biomasa por especie ($t\ ha^{-1}$); V = volumen comercial ($m^3\ ha^{-1}$) por especie; BEF = factor de expansión a biomasa aérea [1,41 = tipo forestal lenga (Gayoso y CONAF 2013) y fue determinado considerando bosques de las regiones político-administrativas de Biobío, Los Ríos y Aysén, con una representación de un 33,7 % para la región de Aysén (30 árboles de un total de 89); 1,74 = tipos forestales siempreverde y coihue de Magallanes factor desarrollado para bosque siempreverde distribuido entre las regiones político-administrativas de Los Ríos y Los Lagos (Schlegel 2001)]; D = densidad de la madera [$0,5\ t\ m^{-3}$ (Ministerio del Medio Ambiente 2023)]; Cf = fracción de carbono de la biomasa [0,47 (IPCC 2006)].

Se calculó el cociente (Cv/s) entre la cantidad de carbono del vuelo ($t\ ha^{-1}$) y la cantidad de carbono del suelo 0-30 cm ($t\ ha^{-1}$) como indicador simplificado del índice de reserva de la vegetación; mientras menor sea su valor, mayor será la estabilidad del ecosistema con respecto al carbono (Gerding y Schlatter 1999).

Análisis estadístico. Comprendió estadísticas descriptivas, se realizó verificación de supuestos de normalidad con la prueba de Shapiro-Wilks y, dado que los datos no presentaron distribución normal, se aplicó análisis de varianza no paramétrica (Kruskal-Wallis) en comparación de medias con (nivel de significancia de 0,05), para identificar los efectos significativos del tipo forestal y del tipo de suelo sobre el carbono. Además, se realizó análisis de correlación no paramétrico (coeficiente de Spearman) para explorar las relaciones entre pares de variables y análisis de regresión lineal para especificar el efecto de una variable sobre otra. Estos análisis se realizaron con el *software* estadístico Infostat (Di Renzo *et al.* 2020).

RESULTADOS

Para el conjunto de bosques analizados en la región de Aysén, el porcentaje de carbono orgánico del suelo superficial (0-15 cm) tuvo un valor promedio $\pm$ desviación estándar de $8,23\ \% \pm 5,99\ \%$ y en el estrato inferior (15-30 cm) fue de $5,71\ \% \pm 5,25\ \%$, con la natural tendencia decreciente en profundidad. En ambos estratos de suelo, los rangos de variación del contenido de carbono orgánico estuvieron entre 1 % y 30 %.

El carbono orgánico acumulado en el suelo del estrato de 0-30 cm (cuadro 2) alcanzó un promedio de $93,6\ t\ ha^{-1} \pm 34,1\ t\ ha^{-1}$, variando en un rango de $29,8\ t\ ha^{-1}$ a $196,5\ t\ ha^{-1}$. El estrato de suelo de 0-15 cm de profundidad, en promedio, acumuló el $59,2\ \% \pm 9,7\ \%$ del carbono del estrato 0-30 cm y resultó ser un buen estimador de la cantidad

de carbono del suelo en la profundidad 0-30 cm (figura 2A y 2B). La cantidad de carbono del suelo fue independiente del tipo de suelo ($P = 0,484$), pero estuvo influida por el tipo forestal ($P = 0,005$), siendo menor en el tipo forestal lenga que en los tipos forestales coihue de Magallanes y siempreverde; entre estos dos últimos no hubo diferencia significativa (cuadro 2).

En la biomasa aérea, el carbono acumulado (cuadro 2) mostró un promedio de $119,2\ t\ ha^{-1} \pm 61,8\ t\ ha^{-1}$, fluctuando entre $12,2\ t\ ha^{-1}$ y $311,9\ t\ ha^{-1}$, sin presentar efectos significativos del tipo forestal ($P = 0,398$) ni del tipo de suelo ($P = 0,229$).

La cantidad de carbono retenida en los bosques de Aysén, considerando la biomasa aérea y el suelo, alcanzó un promedio de $212,8\ t\ ha^{-1} \pm 73,4\ t\ ha^{-1}$, variando entre $76,8$ y $424,9\ t\ ha^{-1}$, sin diferencias significativas entre tipos forestales ($P = 0,061$) ni tipos de suelos ($P = 0,239$) (cuadro 2). Esta acumulación correlacionó positivamente más con la cantidad de carbono de la biomasa aérea ($r = 0,887$, $P < 0,001$) (figura 2C) que con la del suelo ($r = 0,546$, $P < 0,001$), coincidiendo con la importancia de la biomasa aérea en la variación del cociente Cv/s (figura 2D).

El cociente Cv/s (cuadro 2) alcanzó un promedio de $1,44 \pm 0,89$, con un rango entre 0,14 y 3,95, y tampoco presentó efectos significativos del tipo forestal ($P = 0,672$) ni del tipo de suelo ($P = 0,238$). En el 35 % de los rodales se obtuvo un Cv/s < 1 , es decir, se presentó más carbono en el suelo que en el vuelo; en el 10 %, el Cv/s estuvo torno a $1 \pm 0,1$, mostrando similares cantidades de carbono en el vuelo y en el suelo; en el 33 %, el Cv/s fluctuó sobre 1 y hasta un valor de 2, y en el 22 % superó el valor de 2. En la mayoría de los casos (55 %), el vuelo presentó más carbono acumulado que el suelo de 0-30 cm de profundidad. Como era de esperar, el cociente Cv/s fue directamente proporcional a la cantidad de carbono del vuelo e inversamente proporcional a la cantidad de carbono del suelo (figura 2D y 2E). La variación de la cantidad de carbono del vuelo fue independiente de la variación de la cantidad de carbono del suelo ($r = 0,095$; $P = 0,425$).

DISCUSIÓN

Las cantidades de carbono por hectárea acumuladas en el suelo de 0-30 cm bajo bosques nativos en Aysén (cuadro 2) son de similares magnitudes a las informadas por Pfeiffer *et al.* (2020) para la misma zona en cada tipo forestal: lenga $75,4\ t\ ha^{-1} \pm 34,5\ t\ ha^{-1}$, coihue de Magallanes $94,7\ t\ ha^{-1} \pm 34,9\ t\ ha^{-1}$ y siempreverde $107,4\ t\ ha^{-1} \pm 37,2\ t\ ha^{-1}$. También muestran valores comparables, en el mismo rango latitudinal, con las estimaciones de Doetterl *et al.* (2015) para suelos ubicados en Chile (32 a $67\ t\ ha^{-1}$ en 0-10 cm de suelo). Sin embargo, las estimaciones del IPCC (2019) informan cantidades mayores que las encontradas en el presente estudio (cuadro 2) en los suelos Andisoles ($136\ t\ ha^{-1} \pm 19\ t\ ha^{-1}$), aunque semejantes en los Inceptisoles ($81\ t\ ha^{-1} \pm 4\ t\ ha^{-1}$).

Cuadro 2. Carbono acumulado en todos los sitios y según tipo forestal y orden de suelo.

Carbon stocks in all sites, for each forest type and soil order.

Variable	Parámetro estadístico	Todos los sitios	Tipo forestal			Orden de suelo		
			Lenga	Coihue de Magallanes	Siempreverde	Andisol	Inceptisol	Orden no reconocido
	n	72	25	13	34	48	2	22
Carbono acumulado en el suelo de 0-30 cm (t ha ⁻¹)	Media*	93,6	78,5 ^a	97,4 ^{ab}	103,3 ^b	90,0	83,9	102,4
	D.E.	34,1	30,0	34,8	33,8	29,6	18,0	43,0
	CV %	36,5	38,2	35,7	32,7	32,9	21,5	42,0
	Mínimo	29,8	29,8	51,2	37,6	29,8	71,1	37,6
	Máximo	196,5	161,2	180,0	196,5	161,2	96,6	196,5
	Mediana	86,1	76,1	87,0	96,7	85,1	83,9	98,3
Carbono acumulado en la biomasa aérea (t ha ⁻¹)	Media	119,2	103,7	131,5	125,9	120,4	52,6	122,7
	D.E.	61,8	54,9	66,9	64,1	58,9	35,2	68,1
	CV %	51,8	52,9	50,8	50,9	48,9	66,8	55,5
	Mínimo	12,2	12,2	18,5	37,9	12,2	27,8	13,0
	Máximo	311,9	240,6	289,4	311,9	311,9	77,5	300,0
	Mediana	113,5	105,9	126,8	111,2	114,4	52,6	116,0
Carbono acumulado en la biomasa aérea y en el suelo (t ha ⁻¹)	Media	212,8	182,2	228,9	229,2	210,4	136,5	225,1
	D.E.	73,4	57,7	74,6	77,9	64,8	53,2	89,3
	CV %	34,5	31,6	32,6	34,0	30,8	39,0	39,7
	Mínimo	76,8	76,8	123,5	109,0	96,8	98,9	76,8
	Máximo	424,9	324,1	387,6	424,9	424,9	174,1	420,8
	Mediana	205,0	178,9	224,5	230,3	205,0	136,5	228,3
Cociente de carbono suelo/suelo (Cv/s)	Media	1,44	1,54	1,52	1,33	1,51	0,60	1,36
	D.E.	0,89	1,00	0,99	0,77	0,90	0,29	0,89
	CV %	61,8	64,7	64,8	58,1	59,4	48,8	65,0
	Mínimo	0,14	0,14	0,17	0,44	0,14	0,39	0,17
	Máximo	3,95	3,81	3,95	3,31	3,95	0,80	3,31
	Mediana	1,25	1,55	1,27	1,08	1,40	0,60	1,15

Letras distintas identifican medias diferentes entre tipos forestales: * $P = 0,005$.

La cantidad promedio de carbono por hectárea en el suelo (0-30 cm) de los bosques de la región de Aysén equivale al 66 % de la encontrada en los bosques de la región de Los Ríos (Rojas *et al.* 2020), proporción que se aprecia en cada orden de suelo. A escala regional, el almacenamiento de carbono en el suelo está principalmente determinado por el clima más que por las variaciones de la cubierta vegetal (Meersmans *et al.* 2016, Gonçalves *et al.* 2021). Esta tendencia de menor presencia de carbono en los suelos de la región austral se explica por la menor productividad general debido al clima más frío (Centro de Agricultura y Medioambiente 2017a,b) y los suelos menos desarrollados de Aysén (CIREN 2005) con respecto a Los Ríos.

En la región de Aysén, la cantidad de carbono del suelo presenta una tendencia asociada con los tipos forestales (cuadro 2), los cuales están determinados fundamentalmente por variaciones climáticas. Así, se observa una menor acumulación de carbono donde domina el tipo forestal lenga, de clima más seco en general, en comparación con los tipos forestales coihue de Magallanes y siempreverde, de climas más húmedos (Donoso y Donoso 2006, González *et al.* 2006). La acumulación de carbono en el suelo (0-30 cm) no presenta variación significativa con el tipo de suelo, por una parte, debido a la insuficiente identificación del orden taxonómico de los suelos abarcados, ya que el 30 % de los casos no contó con esta información, pudien-

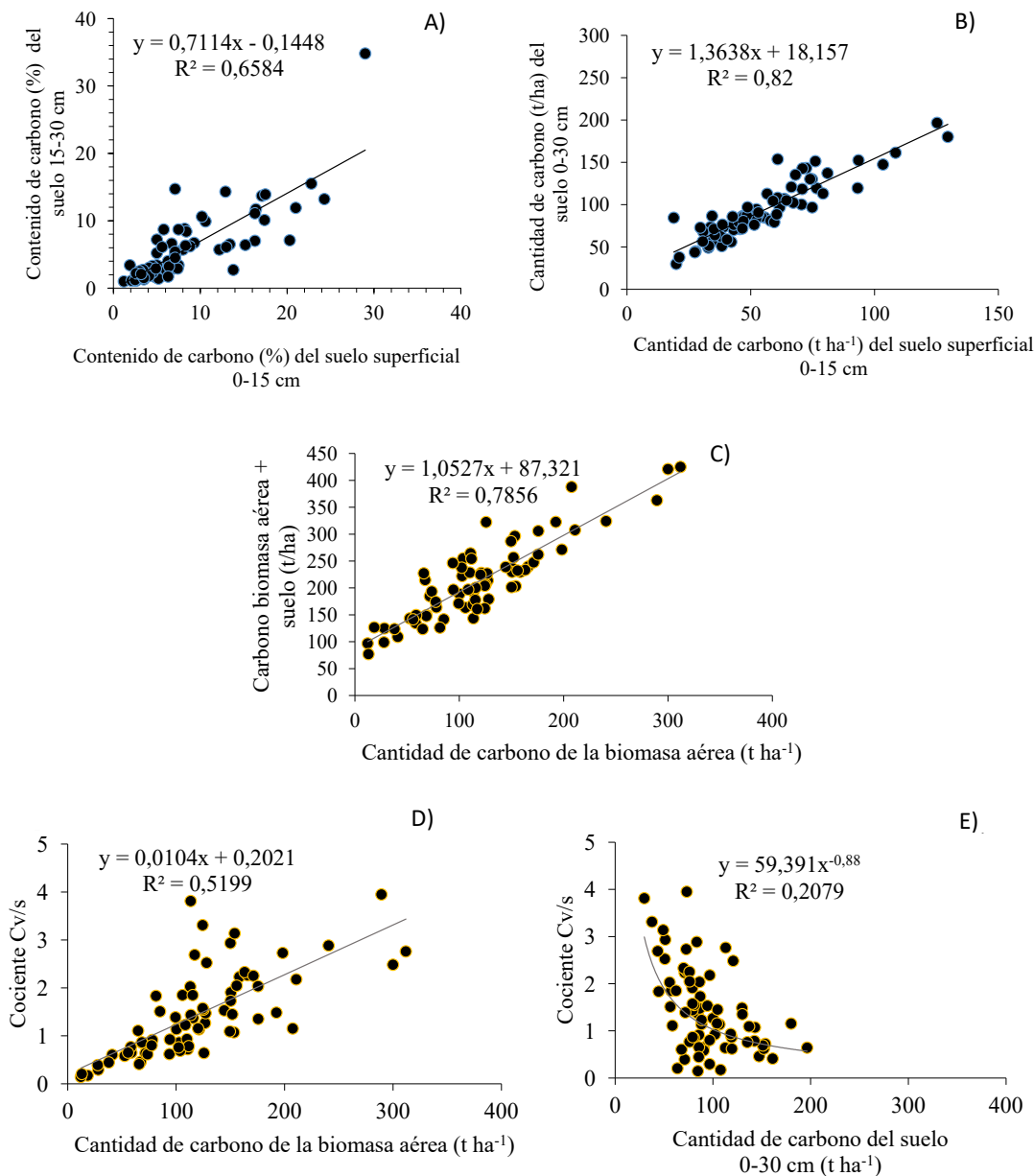


Figura 2. A) Contenido de carbono del suelo del estrato inferior (15-30 cm) en función del contenido de carbono del suelo del estrato superior (0-15 cm). B) Cantidad de carbono del suelo (0-30 cm) en función de la cantidad de carbono del suelo del estrato superior (0-15 cm). C) Cantidad de carbono de la biomasa aérea más el suelo en función de la cantidad de carbono de la biomasa aérea. D) Cociente de carbono suelo/suelo (Cv/s) en función de la cantidad de carbono de la biomasa aérea. E) Cociente Cv/s en función de la cantidad de carbono del suelo 0-30 cm.

A) Soil carbon content in the 15-30 cm depth as a function of the soil carbon content in the 0-15 cm depth. B) Soil carbon stocks in 0-30 cm depth as a function of soil carbon stocks in 0-15 cm depth. C) Carbon stocks in above-ground biomass plus soil as a function of carbon stocks in above-ground biomass. D) Above-ground biomass/soil (Cv/s) carbon proportion as a function of the above-ground biomass carbon stocks. E) Above-ground biomass/soil (Cv/s) carbon proportion as a function of the soil carbon stocks in 0-30 cm depth.

do haber una mezcla de órdenes taxonómicos que genere dispersión de los datos. Por otra parte, podría ser más importante la variación climática y de fertilidad del suelo que la de taxonomía edáfica. Hasta ahora la información taxonómica de suelos de CIREN (2005) se ha concentrado principalmente en áreas que no están bajo bosques (figu-

ra 1), privilegiando los usos agropecuarios de los suelos; esto representa una debilidad general de las bases de datos generadas por el Estado de Chile para informar sobre el carbono en los ecosistemas forestales. En todo caso, una ampliación del muestreo y mejor definición de la taxonomía del suelo podrían mejorar la capacidad de estimar

tanto el carbono del suelo como del vuelo. Especial efecto podrá tener la incorporación de Histosoles, por sus elevados contenidos de carbono, y del tipo forestal ciprés de Las Guaitecas, por su relativa baja productividad y presencia en suelos de alta acumulación de materia orgánica (Donoso 1981).

El carbono acumulado en la biomasa aérea es variable según la estructura y estado de desarrollo de cada rodal muestreado. En el presente estudio, se observó la variación de estos atributos forestales (cuadro 1), con coeficientes de variación cercanos al 50 % para el carbono acumulado en la biomasa aérea, con valores mínimos de 12,2 t ha⁻¹ y valores máximos de 311,9 t ha⁻¹. Una situación similar se aprecia en los datos publicados por Pfeiffer *et al.* (2020), Perez-Quezada *et al.* (2021, 2023) los cuales muestran amplia variación con magnitudes comparables a las de este estudio.

El cociente Cv/s muestra que, en promedio, la cantidad de carbono del vuelo acumula en torno a 1,4 veces la cantidad de carbono que se encuentra en el estrato de 0-30 cm de profundidad del suelo. En el 55 % de los rodales, la cantidad de carbono del vuelo supera a la del suelo, tornando más frágiles a estos ecosistemas de baja proporción de carbono edáfico (Gerding y Schlatter 1999). El carbono del vuelo presenta mayor riesgo de perderse del sitio por causas antrópicas, como la cosecha de madera e incendios forestales, mientras que el carbono del suelo es más estable en el largo plazo. Es decir, la estabilidad del ecosistema forestal aumenta cuando la cantidad de carbono acumulado en el suelo aumenta. En el presente estudio, no se observa una tendencia de este cociente con respecto al tipo de suelo ni al tipo forestal, posiblemente debido a la alta variabilidad de suelos y estructuras de los bosques como también a una muestra de rodales relativamente pequeña en ese contexto.

La cantidad de carbono por hectárea de los rodales (suelo + vuelo) es un buen estimador de la cantidad total de carbono que almacenan estos ecosistemas forestales, porque representan la mayor parte de ellos (Perez-Quezada *et al.* 2021). Como la tendencia de estos bosques de Aysén es a contener mayor cantidad de carbono en el vuelo que en el suelo (0-30 cm), la biomasa aérea representa mejor al total de carbono acumulado por hectárea en el ecosistema, lo que se refleja en una muy alta relación entre estas variables (figura 2C).

CONCLUSIONES

Las cantidades de carbono por hectárea acumuladas en el suelo bajo bosques nativos en Aysén son de similares magnitudes a las determinadas en otros estudios para la región, pero menores a las encontradas más al norte de Chile, en la región de Los Ríos.

La variación del carbono edáfico se explica por el tipo forestal, lo cual es consecuencia de su relación con el clima y la fertilidad del suelo. Sin embargo, la insuficiente

identificación taxonómica de los suelos abarcados en el estudio no permite relacionar la acumulación de carbono edáfico con el orden taxonómico del suelo.

La acumulación de carbono en la biomasa aérea de los bosques presenta variaciones independientes del tipo forestal y del tipo de suelo, pudiéndose explicar mediante la estructura de los bosques.

Si bien la muestra obtenida hasta ahora es reducida, los resultados presentados destacan como un avance en la información de carbono edáfico para la región de Aysén. No obstante, se requiere avanzar en la ampliación del muestreo con una mejor definición de la taxonomía del suelo, para contar con información que represente adecuadamente las distintas condiciones del país donde crecen los bosques.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

YR: diseñó el trabajo, contribuyó al análisis y síntesis de datos, presentación e interpretación de resultados y discusión. VG: contribuyó al análisis y síntesis de datos, presentación e interpretación de resultados y discusión. RS: contribuyó al procesamiento y cura de los datos de biomasa del bosque y preparación del manuscrito. EM: contribuyó al procesamiento de los datos de suelo y preparación del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada con fondos del Ministerio de Agricultura de Chile. Agradecimientos a los técnicos e investigadores de INFOR, Luis Barrales, Marco Barrientos y Rodrigo Guíñez por la toma de muestras en terreno y a Carlos Bahamondez y Marjorie Martin por la revisión de los datos y del manuscrito.

REFERENCIAS

- Bernoux M, MD Carvalho, B Volkoff, CC Cerri. 2002. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* 66: 888-896. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.8880>
- Centro de Agricultura y Medioambiente. 2017a. Atlas agroclimático de Chile. Estado actual y tendencias del clima. Tomo V: Regiones de Los Ríos y Los Lagos. Santiago de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 128 p.
- Centro de Agricultura y Medioambiente. 2017b. Atlas agroclimático de Chile. Estado actual y tendencias del clima. Tomo VI: Regiones de Aysén y Magallanes. Santiago de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 132 p.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales, CL). 2005. Descripciones de suelos y materiales y símbolos. Estudio agrológico de la XI Región. Santiago de Chile. CIREN. 125 p.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales, CL). 2019. Estudio agrológico sobre ortoimágenes 1:20.000, Región de Aysén, año 2019. Cobertura cartográfica digital. Consultado 15 may. 2020. Disponible en: <https://ide.mina-gri.gob.cl>

- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2021. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile al año 2020. Santiago de Chile. Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales CONAF. 76 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: https://sit.conaf.cl/variados/Catastros_Recur-sos_Vegetacionales_Nativos_de_Chile_Nov2021.pdf
- Cortés V. 2021. Acumulación de carbono en suelos de las regiones del Maule y de Los Ríos. Tesina ingeniería forestal. Valdivia. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 32 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2021/fifc828a/doc/fifc828a.pdf>
- Di Renzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo. 2020. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- Doetterl S, A Stevens, J Six, R Merckx, K Van Oost, M Casanova Pinto, A Casanova-Katny, C Muñoz, M Boudin, E Zagal Venegas, P Boeckx. 2015. Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. *Nature Geoscience* 8(10): 780-783. DOI: <https://doi.org/10.1038/ngeo2516>
- Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Investigación y desarrollo forestal. Santiago. Corporación Nacional Forestal y Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Documento de trabajo N° 38, FO: 003. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <https://www.fao.org/3/ak256s/ak256s.pdf>
- Donoso C, P Donoso. 2006. *Nothofagus betuloides* (Mirb) Oerst. Coigüe de Magallanes, Ouchpaya (onas), Guindo (zona Austral), Coigüe Colorado (Tierra del Fuego). In Donoso Zegers C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia. Marisa Cuneo Ediciones. p. 411-422.
- Dube F, M Espinosa, N Stolpe, E Zagal, N Thevathasan, A Gordon. 2012. Productivity and carbon storage in silvopastoral systems with *Pinus ponderosa* and *Trifolium* spp., plantations and pasture on an Andisol in Patagonia, Chile. *Agroforestry Systems* 86: 113–128. DOI <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9471-7>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2017. Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Roma. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. 90 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i6937es/i6937ES.pdf>
- Gayoso J, Corporación Nacional Forestal. 2013. Funciones alométricas para la determinación de existencias de carbono forestal para la especie *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser (Lenga). Santiago de Chile. CONAF. 39 p.
- Gerding V, JE Schlatter. 1999. Estabilidad nutritiva de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en cinco sitios característicos de la VIII Región. *Bosque* 20(2): 107–115. DOI: <https://doi.org/10.4206/bosque.1999.v20n2-10>
- Gerding V, O Thiers. 2002. Caracterización de suelos bajo bosques de *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume, en Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 819-833. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000400015>
- Gonçalves DRP, U Mishra, S Wills, S Gautam. 2021. Regional environmental controllers influence continental scale soil carbon stocks and future carbon dynamics. *Scientific Report* 11: 6474. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85992-y>
- González M, C Donoso, P Ovalle, G Martínez-Pastur. 2006. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser. Lenga, roble blanco, leñar, roble de Tierra del Fuego. In Donoso Zegers C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia. Marisa Cuneo Ediciones. p. 486-500.
- González M, A Lara, R Urrutia-Jalabert, A Bustos-Salazar, C Ruiz-Gómez, JC Aravena. 2022. Carbon stocks across different environments, disturbance regimes, and stand age in *Fitzroya cupressoides* forests, the longest-lived species of the southern hemisphere. *Frontiers in Forests and Global Change* 5:960429. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.960429>
- INFOR (Instituto Forestal, CL). 2023. Inventario Forestal Nacional. Los recursos forestales en Chile. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <https://ifn.infor.cl/index.php>
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, CH). 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H, L Buendia, K Miwa, T Ngara, K Tanabe eds. Japan. IGES. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 2: Generic methodologies applicable to multiple land use categories. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, CH). 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. E Calvo Buendia, K Tanabe, A Kranjc, J Baasansuren, M Fukuda, S Ngarize, A Osako, Y Pyrozhenko, P Shermanau, S Federici, eds. Switzerland. IPCC. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 2: Generic methodologies applicable to multiple land use categories. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch02_Generic%20Methods.pdf
- Klein D, J Fuentes, A Schmidt, H Schmidt, A Schulte. 2008. Soil organic C as affected by silvicultural and exploitative interventions in *Nothofagus pumilio* forests of the Chilean Patagonia. *Forest Ecology and Management* 225: 3549-3555. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.002>
- MacDicken K, 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Arlington, VA. Winrock International Institute for Agricultural Development, Forest Carbon Monitoring Program. 87 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults/titleDetail/PB99143257.xhtml>
- Meersmans J, D Arrouays, A Van Rompaey, C Pagé, S De Baets, TA Quine. 2016. Future C loss in mid-latitude mineral soils: climate change exceeds land use mitigation potential in France. *Scientific Report* 6: 35798. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep35798>
- Ministerio del Medio Ambiente. 2023. Informe del Inventario Nacional de Chile 2022. Inventario nacional de gases de efecto invernadero y otros contaminantes climáticos 1990-2020. Santiago de Chile. División de Cambio Climático,

- Ministerio del Medio Ambiente. 594 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: https://snichile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/04/2022_IIN_CL.pdf
- Olmedo G, M Guevara, H Gilabert, C Montes, E Arellano, B Barría-Knopf, F Gárate, P Mena-Quijada, E Acuña, H Bown, M Ryan. 2020. Baseline of Carbon Stocks in *Pinus radiata* and *Eucalyptus* spp. Plantations of Chile. *Forests* 11(10): 1063. DOI: <https://doi.org/10.3390/f11101063>
- Parra C. 2022. Almacenamiento de carbono en renovales de *Nothofagus obliqua* en el centro-sur de Chile. Tesina ingeniería forestal. Valdivia. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 47 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2022/fifp258a/doc/fifp258a.pdf>
- Perez-Quezada JF, M Moncada, P Barrales, R Urrutia-Jalabert, M Pfeiffer, A Fariás, R Sagardía. 2023. How much carbon is stored in the terrestrial ecosystems of the Chilean Patagonia? *Austral Ecology* 00: 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.13331>
- Perez-Quezada JF, CA Pérez, CE Brito, JP Fuentes, A Gaxiola, D Aguilera-Riquelme, J Lopatin. 2021. Biotic and abiotic drivers of carbon, nitrogen and phosphorus stocks in a temperate rainforest. *Forest Ecology and Management* 494. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119341>
- Pfeiffer M, J Padarian, R Osorio, N Bustamante, G Olmedo, M Guevara *et al.* 2020. CHLSOC: the Chilean soil organic carbon database, a multi-institutional collaborative effort. *Earth System Science Data* 12: 457–468. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-12-457-2020>
- Rojas Y, V Gerding, C Bahamondez, E Molina, R Sagardía. 2020. Contenido y cantidad de carbono del suelo en bosque nativo de la región de Los Ríos. Valdivia, Chile. Instituto Forestal. Informe Técnico N° 233. 21 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/30394>
- Sadzawka R.; MA Carrasco, R Grez, ML Mora, H Flores, A Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Santiago Chile, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie actas INIA N° 34. 164 p. <https://biblioteca.inia.cl/handle/20.500.14001/8541>
- Sagardía R, C Bahamondez, A Ávila, R Reyes, G Vergara. 2022. Los Recursos Forestales en Chile 2022. Inventario Forestal Nacional de Bosques Nativos y Actualización de Plantaciones Forestales. Instituto Forestal, Chile. Informe Técnico N° 258. p. 193. Recuperado 14 de noviembre 2023. Disponible en <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/32626>
- Schlegel B. 2001. Estimación de la biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempreverde. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de carbono en ecosistemas forestales. 18 al 20 de octubre del 2001, Valdivia, Chile. 13 p. https://www.researchgate.net/publication/255632322_ESTIMACION_DE_LA_BIOMASA_Y_CARBONO_EN_BOSQUES_DEL_TIPO_FORESTAL_SIEMPREVERDE_1
- United Nations. 2015. Paris agreement. 27 p. Consultado 08 ene. 2024. Disponible en: https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf
- Urrutia-Jalabert R, Y Malhi, A Lara. 2015. The Oldest, Slowest Rainforests in the World? Massive biomass and slow carbon dynamics of Fitzroya cupressoides temperate forests in Southern Chile. *PLoS ONE* 10(9): e0137569. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137569>
- Valdés A. 2012 Estimación del contenido y balance de carbono en un bosque de *Nothofagus pumilio* y una turbera de *Sphagnum magellanicum* en tierra del Fuego, Chile. Seminario de Título de Biólogo mención Medio Ambiente. Santiago. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 60 p. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/192665>
- Villarroel D, JM Henríquez, E Domínguez, F Silva, MP Martínez, J Báez. 2021. Distribución geográfica de turberas de *Sphagnum* en la región de Aysén. Cap. 1 p. 21 - 47. In Domínguez E, MP Martínez eds. Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas de *Sphagnum* en la región de Aysén. Colección libros INIA No 41. Coyhaique. Centro Regional de Investigación Tamel Aike, Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 34. <https://biblioteca.inia.cl/bitstream/handle/20.500.14001/67739/NR42559.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Recibido: 08.01.2024

Aceptado: 27.02.2025

Sistema volumétrico para *Picea chihuahuana*, *Abies durangensis* y *Pseudotsuga menziesii* en el noroeste de México

Volume system for *Picea chihuahuana*, *Abies durangensis* and *Pseudotsuga menziesii* in northwestern Mexico

Francisco Javier Quiñones Hernández ^a , Gabriel Graciano-Ávila ^b ,
Carlos Enrique Aguirre-Calderón ^c , Benedicto Vargas-Larreta ^{c*} 

^a Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de El Salto, Programa de Maestría, Colonia La Forestal, El Salto, Durango, México.

^b Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de El Salto, Programa de postdoctorado, Colonia La Forestal, El Salto, Durango, México.

* Autor de correspondencia: ^c Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de El Salto, Colonia La Forestal, El Salto, Durango, México, tel.: +52 6758760933, bvargas@itelsalto.edu.mx

RESUMEN

Picea chihuahuana, especie endémica del norte de México, está catalogada en peligro de extinción en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y en la NOM-059-SEMARNAT-2010. *Pseudotsuga menziesii* tiene estatus de protección especial en la misma Norma, mientras que *Abies durangensis* enfrenta una alta presión antropogénica. Por lo anterior, es necesario contar con herramientas científicas para asegurar su conservación. El objetivo de este estudio fue desarrollar un sistema de ecuaciones compatibles para estimar volumen del fuste, ramas y total árbol con corteza, así como el volumen comercial de estas especies en el noroeste de México. Se midieron 100 árboles por especie mediante técnicas no destructivas, segmentando fuste y ramas. Se ajustaron nueve tarifas volumétricas para el volumen del fuste, así como diferentes formas de modelos lineales y no lineales para el volumen de ramas. Para garantizar aditividad, los parámetros de las ecuaciones se estimaron simultáneamente con el procedimiento ITSUR, corrigiendo heterocedasticidad y autocorrelación mediante regresión ponderada y un modelo autorregresivo continuo de orden 2. Las ecuaciones explicaron más del 97 % de la variabilidad del diámetro a lo largo del fuste, 96 % del volumen comercial, 95 % del volumen total y 58 % del volumen de ramas. Las ecuaciones generadas son una nueva herramienta para analizar la distribución del volumen en árboles completos, contribuyendo al manejo, conservación y aprovechamiento sostenible de estas especies.

Palabras clave: tarifa volumétrica, muestreo no destructivo, modelo de Fang, modelo autorregresivo.

SUMMARY

Picea chihuahuana, an endemic species of northern Mexico, is classified as endangered on the Red List of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and NOM-059-SEMARNAT-2010. *Pseudotsuga menziesii* is listed under special protection in the same regulation, whereas *Abies durangensis* faces significant anthropogenic pressure. This study aimed to develop a compatible equation system to estimate stem volume, branch volume, total tree volume with bark, and merchantable volume for these species in northwestern Mexico. A total of 100 trees per species were measured using non-destructive techniques to segment stems and branches. Nine volume equations were fitted for stem volume, as well as several linear and nonlinear models for branch volume. To ensure additivity, the parameters of the equations were simultaneously estimated using the ITSUR procedure, addressing heteroscedasticity and autocorrelation using weighted regression and a second-order continuous autoregressive model. The equations explained over 97 % of the variability in diameter along the stem, 96 % of the merchantable volume at different stem heights, 95 % of the total volume, and 58 % of the branch volume. The developed equations provide a novel tool for analyzing the total tree volume distribution, supporting the management, conservation, and sustainable use of these species.

Keywords: volumetric equation, non-destructive sampling, Fang model, regression.

INTRODUCCIÓN

El manejo forestal depende, en gran medida, del volumen de los árboles individuales y de los rodales, ya sean

parte de bosques naturales o de plantaciones forestales. En ese contexto, las ecuaciones de volumen desempeñan un papel crucial al estimar la cantidad de madera cosechada, las existencias volumétricas y el crecimiento en los eco-

sistemas forestales. Al utilizar ecuaciones de volumen, los propietarios forestales pueden calcular con precisión el valor de sus terrenos, teniendo en cuenta incluso las emisiones potenciales de carbono asociadas a los cambios en el uso del suelo. Este enfoque respalda el desarrollo de una gestión forestal efectiva y la implementación de estrategias de conservación (Diéguez-Aranda *et al.* 2009, Guzmán-Santiago *et al.* 2020).

En México, autores como Vargas-Larreta *et al.* (2017), han generado ecuaciones para una gran cantidad de especies forestales de climas templados y tropicales, las cuales se han desarrollado empleando métodos destructivos que implican el derribo y troceo de árboles. Sin embargo, algunas especies de interés para la conservación, como *Picea chihuahuana* Martínez y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, aún no cuentan ecuaciones de volumen o biomasa, debido a que se encuentra enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, por lo que su derribo está prohibido por la ley (SEMARNAT 2019).

En muchos casos, es esencial no solo conocer el volumen total de madera, sino también la fracción de dicho volumen destinada a diversos destinos comerciales, como desarrollo, aserrado o trituración (Diéguez-Aranda *et al.* 2009). Para llevar a cabo esta clasificación de la madera por destinos, se recurre comúnmente a las funciones de perfil, las cuales se fundamentan en el ajuste de ecuaciones que describen la variación del diámetro a lo largo del fuste del árbol, caracterizando así su forma (Kozak 2004). La integración de la función de perfil desde el suelo hasta cualquier altura proporciona una estimación precisa del volumen maderable hasta dicho punto sobre el fuste. La ventaja distintiva de estas herramientas radica en que, al clasificar la madera por destinos comerciales, posibilitan una valoración económica de la producción de manera mucho más precisa en comparación con las tarifas clásicas, las cuales únicamente determinan el valor total del volumen.

Picea chihuahuana tiene una distribución geográfica limitada a la Sierra Madre Occidental, específicamente en los estados de Durango y Chihuahua. Esta especie endémica se desarrolla en poblaciones reducidas, adaptándose a altitudes comprendidas entre 2.150 y 2.990 m s.n.m. Actualmente, se encuentra catalogada como en peligro de extinción en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y la Norma Oficial Mexicana 059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2019). Este estatus crítico se atribuye a la marcada disminución de las áreas de distribución y el tamaño poblacional en el territorio nacional, factores que amenazan gravemente su supervivencia. Entre las causas de su situación actual se incluyen el aislamiento geográfico de las poblaciones, la reproducción irregular derivada de la distribución heterogénea de edades en la población, la escasa regeneración natural, la tala ilegal con fines madereros y la extracción clandestina de árboles jóvenes o de las puntas de árboles para su uso como árboles de navidad (Aguilar-Soto *et al.* 2015).

Por otra parte, los bosques de *Abies* se encuentran típicamente asociados a climas fríos y húmedos, distribuyéndose predominantemente en el hemisferio norte. La diversidad de este género se refleja en la presencia de 57 especies a nivel mundial, de las cuales ocho se distribuyen en México, incluyendo *Abies durangensis* Martínez, *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. y Cham. y *Abies vejarii* Martínez. De estas, *A. durangensis* se distribuye en el noroeste de los estados de Chihuahua y Durango, aunque se ha reportado en un sitio aislado en Jalisco (Farjon y Filer 2013). Crece en cañones creando bosques puros, aunque frecuentemente se presenta en rodales mezclados, comúnmente asociado con *Pinus strobiformis* Engelm, *Pinus durangensis* Martínez y *Pinus cooperi* C.E. Blanco. Cerca de El Salto, Durango, es un componente de los bosques de coníferas más ricos de la Sierra Madre Occidental, con hasta ocho especies y seis géneros en un mismo rodal (Farjon y Filer 2013). Los bosques de *Abies* enfrentan una notable presión, no solo debido a la tala ilegal, sino también a causa del impacto del ecoturismo. La disminución de su hábitat en México ha elevado considerablemente el riesgo de su supervivencia (SEMARNAT 2019).

Las especies del género *Pseudotsuga* forman extensos y continuos bosques en la región costera y cordilleras interiores de Canadá y Estados Unidos. No obstante, en el suroeste de este último país y en México, su distribución se caracteriza por ser discontinua y fragmentada (Farjon y Filer 2013). *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, es abundante e importante en el oeste de EE.UU. y Canadá (Hermann y Lavender 1999). Sin embargo, en México es escasa y se ha incluido como especie bajo protección especial en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2019), lo que prohíbe su aprovechamiento comercial. Aunque la Norma reconoce cuatro especies, estudios recientes indican que todas son *P. menziesii* (Reyes *et al.* 2006). En México, los árboles de *Pseudotsuga* se encuentran en poblaciones aisladas, frecuentemente mezclados y dominados por otras especies; crecen en forma natural principalmente en la porción norte de la Sierra Madre Occidental, en Chihuahua, Durango, Sonora y Zacatecas, y en la parte norte de la Sierra Madre Oriental en Nuevo León, Coahuila y Tamaulipas (Farjon y Filer 2013). Además, se encuentra en pequeños rodales en la parte oriental del Eje Neovolcánico, en el centro del país (Domínguez 2004), así como en el estado de Oaxaca, donde se localizan dos poblaciones (Del Castillo *et al.* 2004). Aunque no hay un recuento preciso de las poblaciones naturales de *P. menziesii*, se han reportado alteraciones en ellas por el cambio de uso de suelo, el sobrepastoreo, la tala clandestina, la colecta de germoplasma y las plagas, mismas que reducen la cantidad de conos y semillas, y amenazan la permanencia de esta conífera (Velasco *et al.* 2007, Ventura *et al.* 2010).

En el norte de México, estas tres especies presentan una distribución geográfica muy restringida, lo que las expone a la amenaza de una disminución en su área de distribución debido a la intervención humana y los efectos del cambio climático (González-Elizondo y Wehenkel 2022).

Esta situación subraya la necesidad de generar información dasométrica sobre las tres especies con el objetivo de desarrollar estrategias de conservación, entre ellas, la inclusión de sus poblaciones en programas destinados a la conservación de especies prioritarias, la ejecución de medidas para prevenir y reducir la endogamia, la formulación de programas para la recuperación y conservación, la implementación de programas de monitoreo forestal y la aplicación de métodos de extracción forestal selectiva en áreas con presencia de las especies.

La eventual pérdida de poblaciones y el declive en el área de distribución de *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii* no solo conllevaría a la extinción de un significativo patrimonio genético, ecológico, biogeográfico y evolutivo, sino que también implicaría la desaparición de especies asociadas y la pérdida de servicios ambientales esenciales, tales como la producción de agua, oxígeno, aire puro, retención de suelo y regulación climática.

El objetivo de este estudio fue desarrollar, a partir de técnicas de muestreo no destructivas, el primer sistema compatible de ecuaciones para estimar volumen y para describir el perfil del fuste de árboles de *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii* en el noroeste de México.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se llevó a cabo en la Unidad de Manejo Forestal Regional (UMAFOR) 1008 “El Salto”, localizada al suroeste del estado de Durango, en las coordenadas geográficas 23° 06' 59" y 24° 11' 38" N y 105° 55' 56" y 105° 10' 31" O. La vegetación está compuesta por bosque de pino, pino-encino, encino y encino-pino, principalmente. Las precipitaciones son de 800 a 1.200 mm anuales y la temperatura es de 18 °C. Predominan los climas

templado subhúmedo, semicálido subhúmedo y semifrío subhúmedo (INEGI 2017).

Selección y tamaño de muestra. Se midieron 100 árboles de cada especie, seleccionados de forma que representarían la variedad de tamaños y condiciones de crecimiento. La medición se realizó segmentando los árboles desde la base hasta la punta. Los diámetros se midieron a alturas de 0,10, 0,40, 0,90 y 1,30 m con cinta diamétrica, y luego en secciones de 1 m hasta la altura total (figura 1). En el muestreo se incluyeron las ramas con un diámetro basal ≥ 5 cm (medidas con cinta diamétrica y longímetro), mientras que las ramas menores a este umbral se descartaron debido a que su contribución al volumen total se considera despreciable (Abbot *et al.* 1997).

Las secciones de los árboles se cubicaron mediante la fórmula de Smalian, mientras que la punta se cubicó como un cono. El volumen total del árbol se calculó sumando los volúmenes de las secciones y las ramas. De cada árbol se registraron datos de diámetro normal con corteza (D , en cm), altura total (H , en m), altura del tocón ($htoc$, en m) y diámetros (d_i , en cm) a diversas alturas (h_i , en m). Además, se calculó el volumen comercial (v_i , en m³) a un diámetro específico en punta delgada (d_i), el volumen total del árbol (v_{ta} , en m³), el diámetro relativo ($d_{rel} = d_i/D$) y la altura relativa ($h_{rel} = h_i/H$). El cuadro 1 resume las estadísticas descriptivas de las variables medidas.

Con el propósito de identificar potenciales valores atípicos, se realizó un ajuste local cuadrático no paramétrico (Bi 2000) con un factor de suavizado establecido en 0,3 mediante el procedimiento LOESS de SAS/STAT (SAS Institute 2009). Los datos atípicos identificados constituyeron el 0,005 % del conjunto total de mediciones del fuste y fueron excluidos de análisis subsecuentes (Figura 2).

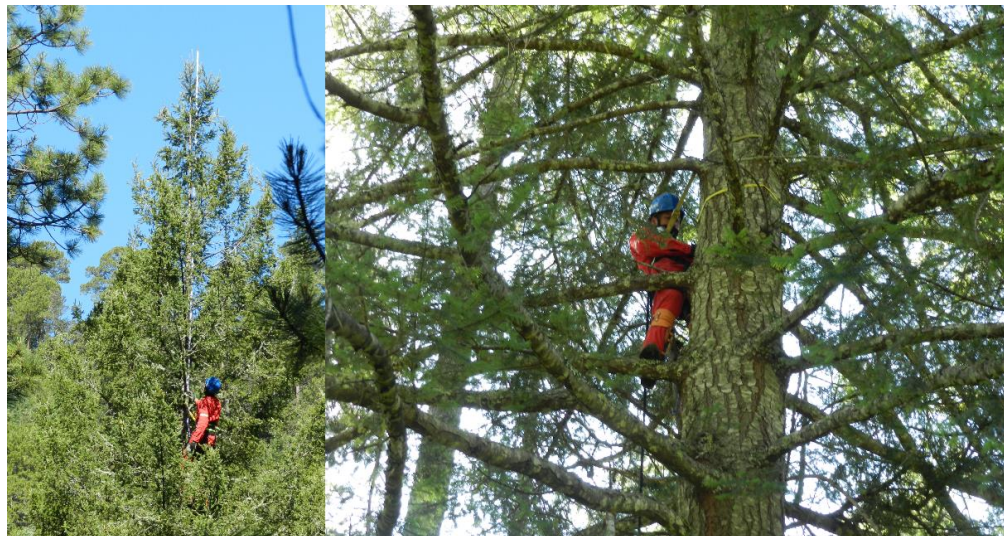


Figura 1. Ilustración del procedimiento en campo para la toma de datos.

Illustration of the field procedure for data collection.

Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de las variables registradas de cada especie.
Descriptive statistics of the variables recorded for each species.

Especie	n	Variable	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Std
<i>P. chihuahuana</i>	100	<i>D</i>	10,8	108,3	36,8	19,5
		<i>H</i>	6,0	39,5	20,1	9,4
		<i>v_r</i>	0,0	0,13	0,03	0,02
		<i>v_t</i>	0,03	9,27	1,34	1,78
<i>A. durangensis</i>	100	<i>D</i>	11,5	83,9	35,6	15,7
		<i>H</i>	7,5	39,3	21,5	7,4
		<i>v_r</i>	0,0	0,12	0,03	0,01
		<i>v_t</i>	0,04	8,01	1,43	1,39
<i>P. menziesii</i>	100	<i>D</i>	10,0	99,6	30,7	16,3
		<i>H</i>	7,7	35,8	19,4	6,7
		<i>v_r</i>	0,0	0,3	0,04	0,06
		<i>v_t</i>	0,03	7,34	1,01	1,34

donde: *D* = diámetro normal a 1,30 m (cm); *H* = altura total (m); *v_r* = volumen de ramas (m³), *v_t* = volumen total (m³), n= número de observaciones; Desv. Std. = desviación estándar.

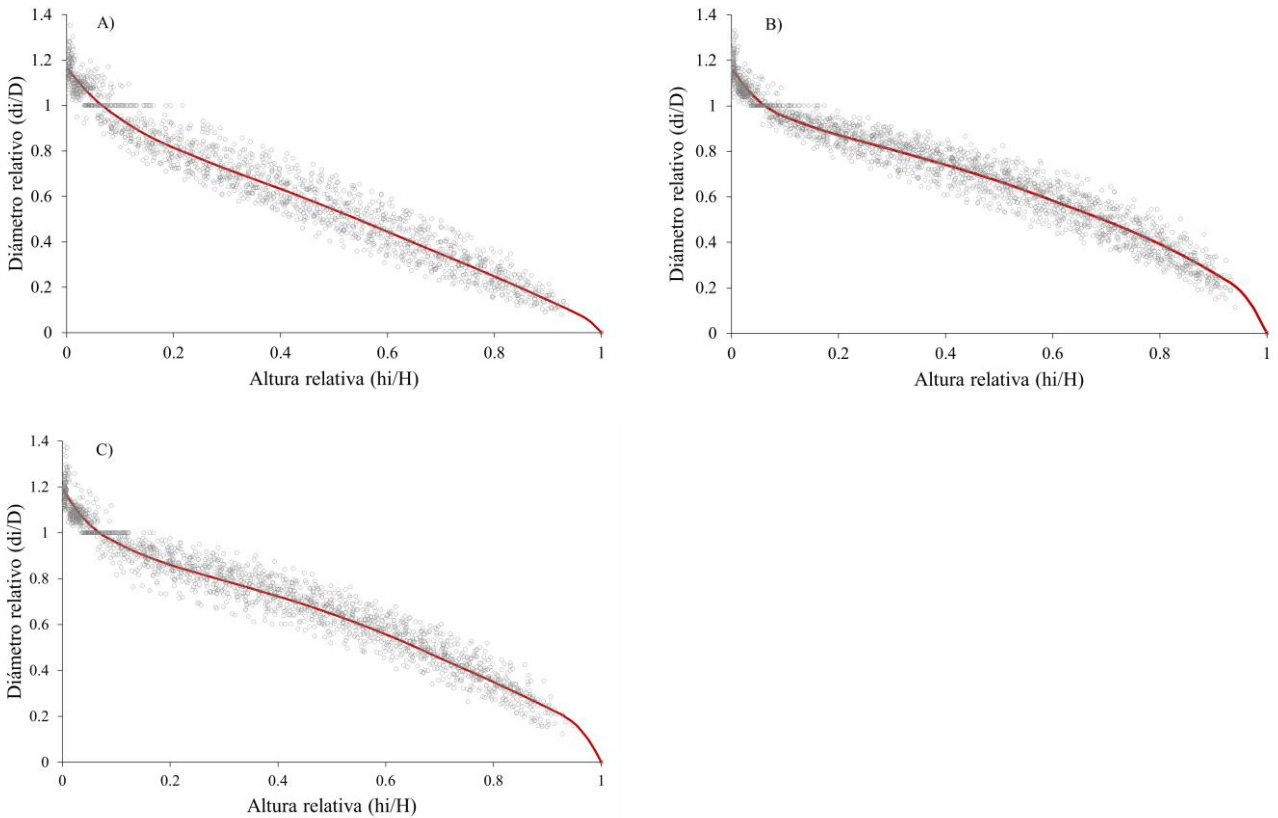


Figura 2. Puntos de datos de altura relativa y diámetro relativo con un ajuste local cuadrático no paramétrico y un factor de suavizado de 0,3. A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.
Relative height and relative diameter data points with a nonparametric local quadratic fit and a smoothing factor set to 0.3. A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

Sistema compatible ahusamiento-volumen. En una fase preliminar, se evaluaron los modelos del cuadro 2 para estimar el volumen del fuste, seleccionándose el modelo de Schumacher-Hall (1933) como el mejor e integrándolo como ecuación de volumen total en la función compatible ahusamiento-volumen.

Posteriormente, se ajustaron modelos lineales y no lineales mediante mínimos cuadrados para estimar el volumen de las ramas (v_r), utilizando el diámetro (D) y la altura (H) como variables independientes. Los mejores resultados se obtuvieron al emplear únicamente D como variable predictora, por lo que el sistema compatible quedó integrado por las ecuaciones [1], [2] y [3]:

$$v_{cc} = a_0 \cdot D^{a_1} \cdot H^{a_2} \quad [1]$$

$$v_r = c_0 \cdot D^2 \quad [2]$$

$$v_t = v_{cc} + v_r = a_0 \cdot D^{a_1} \cdot H^{a_2} + c_0 \cdot D^2 \quad [3]$$

En el siguiente paso, el sistema de ecuaciones compatibles de volumen se ajustó garantizando el cumplimiento de la condición de aditividad, asegurando que el volumen total del árbol (v_t) sea igual a la suma de los volúmenes del fuste (v_{cc}) y las ramas (v_r) Diéguez-Aranda *et al.* (2006). Posteriormente, se ajustó el ahusamiento mediante el modelo exponencial-segmentado de Fang *et al.* (2000), que considera las tres secciones del tronco (neiloide, paraboloides y cono) con un factor de forma variable. La ecuación [4] relaciona el diámetro con corteza (di_{cc} , cm) con la altura (hi , m) a la que se localiza dicho diámetro con corteza. Esta función de perfil ha

demostrado ser eficiente en la descripción del perfil del fuste en diversas especies forestales (López-Martínez *et al.* 2020).

$$di_{cc} = c_1 \cdot \sqrt{H^{(k-b_1)/b_1} \cdot (1-q)^{(k-\beta)/\beta} \cdot \alpha_1^{I_1+I_2} \alpha_2^{I_2}} \quad [4]$$

$$c_1 = \sqrt{\frac{a_0 D^{a_1} H^{a_2 \frac{k}{b_1}}}{b_1 \cdot (r_0 - r_1) + b_2(r_1 - \alpha_1 r_2) + b_3 \alpha_1 r_2}}$$

$$\beta = b_1^{1-(I_1+I_2)} \cdot b_2^{I_1} b_3^{I_2} \quad \alpha_1 = (1-p_1)^{\frac{(b_2-b_1)k}{b_1 b_2}}$$

$$\alpha_2 = (1-p_2)^{\frac{(b_3-b_2)k}{b_2 b_3}} \quad r_0 = (1-h_{toc}/H)^{k/b_1} \quad r_1 = (1-p_1)^{k/b_1}$$

$$r_2 = (1-p_2)^{k/b_2}$$

$$I_1 = 1 \text{ if } p_1 \leq q \leq p_2; 0 \text{ en caso contrario.}$$

$$I_2 = 1 \text{ if } p_2 \leq q \leq 1; 0 \text{ en caso contrario.}$$

donde di_{cc} es el diámetro a una determinada altura sobre el fuste; p_1 y p_2 representan las alturas relativas sobre el suelo donde se localizan los dos puntos de inflexión del modelo que dividen el fuste en tres secciones con distintos factores de forma b_i ; $q = hi/H$; $k = \pi/40000$; h_{toc} es la altura del tocón (m) y a_0, a_2, b_1, b_3, p_1 y p_2 son los parámetros a ser estimados en el ajuste del modelo.

El modelo de Fang *et al.* (2000) incluye una ecuación de volumen comercial (v_i) (ecuación [5]) y otra de volu-

Cuadro 2. Expresión matemática de las ecuaciones de volumen ajustadas.

Mathematical expression of the volume equations fitted.

Nombre	Expresión	
Schumacher-Hall	$v_{cc} = a_0 \cdot D^{a_1} \cdot H^{a_2}$	a.1
Spurr	$v_{cc} = a_0 \cdot D^2 \cdot H$	a.2
Spurr potencial	$v_{cc} = a_0 \cdot (D \cdot H)^{a_1}$	a.3
Spurr con término independiente	$v_{cc} = a_0 + a_1 \cdot D^2 \cdot H$	a.4
Variable combinada generalizada incompleta	$v_{cc} = a_0 + a_1 \cdot H + a_2 \cdot D^2 \cdot H$	a.5
Variable combinada generalizada completa	$v_{cc} = a_0 + a_1 \cdot D^2 + a_2 \cdot H + a_3 \cdot D^2 \cdot H$	a.6
Fórmula Australiana	$v_{cc} = a_0 + a_1 \cdot D^2 + a_2 \cdot D^2 \cdot H + a_3 \cdot H$	a.7
Honer	$v_{cc} = \frac{D^2}{a_0 + \frac{a_1}{H}}$	a.8
Newnham	$v_{cc} = a_0 + a_1 \cdot D^{a_2} + H^{a_3}$	a.9

donde: D = diámetro normal (cm), H = altura total (m), v_{cc} = volumen (m^3), a_i = parámetros a estimar.

men total del fuste (v_{cc}). La primera se obtiene integrando la función de perfil (ecuación [4]) hasta una altura (hi), y la segunda integrándola a lo largo de toda la total, lo cual debe ser consistente con el volumen obtenido con la ecuación [1].

$$vi_{cc} = c_1^2 \cdot h^{k/b_1} \cdot [b_1 r_0 + (I_1 + I_2)(b_2 - b_1)r_1 + I_2(b_3 - b_2)\alpha_1 r_2 - \beta(1 - q)^{k/\beta} \alpha_1^{I_1+I_2} \alpha_2^{I_2}] \quad [5]$$

El paso final consistió en ajustar simultáneamente el sistema de ecuaciones para garantizar la compatibilidad entre las estimaciones del volumen del fuste derivadas de la ecuación [1], y las obtenidas mediante la ecuación de volumen comercial (ecuación [5]), asegurando que $vi_{cc} = v_{cc}$ cuando $h_i = H$.

Ajuste del sistema de ecuaciones. Se exploraron tres estrategias de ajuste para el sistema de cubicación propuesto: (a) ajuste simultáneo de la función de perfil (ecuación [4]) y de la ecuación de volumen comercial (ecuación [5]), así como la estimación independiente del volumen de las ramas (ecuación [2]), para posteriormente usar los parámetros obtenidos en el cálculo de v_{cc} y v_t (ecuaciones [1] y [3]); (b) estimación simultánea de los parámetros de las ecuaciones de volumen del fuste, ramas y volumen total (ecuaciones [1], [2] y [3]), seguida de la sustitución de los parámetros a_0 - a_2 en las de perfil y volumen comercial (ecuaciones [4] y [5]); los parámetros restantes (b_1 - b_3 , p_1 y p_2) se ajustaron posteriormente de manera independiente; y (c) estimación global de todos los parámetros del sistema, en el cual se ajustaron de manera simultánea todas las ecuaciones. El primer método presentó sesgos y errores estándar muy altos en la ecuación de volumen, mientras que con el tercer método no se logró la convergencia de los parámetros. Por ello, se seleccionó el segundo método como la opción de ajuste más adecuada para desarrollar el sistema de cubicación.

Corrección de la heterocedasticidad y autocorrelación. Para los modelos de volumen de fuste, ramas y total, la heterocedasticidad se corrigió mediante regresión ponderada, asignando un peso igual a la inversa de la varianza de cada observación (Parresol 1999). Los factores de ponderación considerados fueron $1/D^k$ para v_r (ecuación [2]) y $1/(D^2 H)^k$ para v_{cc} (ecuación [1]) y v_t (ecuación [3]). Los valores de la constante k se optimizaron utilizando la metodología propuesta por Harvey (1976). Esta técnica implica emplear los errores del modelo ajustado sin pesos como variable dependiente en el modelo potencial de varianza del error.

Para el sistema de ahusamiento-volumen comercial, la corrección de la autocorrelación en los errores se llevó a cabo mediante mínimos cuadrados generalizados no lineales, donde se expandió el término del error mediante la inclusión de un modelo autorregresivo continuo de orden 2 [CAR(2)] (Zimmerman *et al.* 2001). En un modelo

autorregresivo continuo, la estructura del error se expresa de la siguiente manera (ecuación [6]):

$$e_{ij} = \sum_{k=1}^{k=x} l_k \rho_k^{h_{ij}-h_{ij-1}} e_{ij-k} + \varepsilon_{ij} \quad [6]$$

donde e_{ij} es el j -ésimo residuo ordinario del i -ésimo árbol, e_{ij-k} es el j -ésimo residuo ordinario del $i-k$ -ésimo árbol, $ik = 1$ para $j > k$ y es cero para $j \leq k$; ρ_k es el parámetro autorregresivo de orden k a ser estimado, y $h_{ij}-h_{ij-k}$ es la distancia que separa la j -ésima - k -ésima observación dentro de cada árbol, cumpliendo la condición $h_{ij} > h_{ij-k}$; considerando ahora el término del error bajo la suposición de independencia. La estructura del error expresada en la ecuación anterior, se ajustó simultáneamente con la estructura de la media de la ecuación de ahusamiento desarrollada para cada especie. Este ajuste se realizó utilizando regresión iterativa aparentemente no relacionada (ITerated Seemingly Unrelated Regression, ITSUR), implementada a través del procedimiento MODEL de SAS/ETS® (SAS Institute 2009).

Evaluación de la bondad de ajuste. La evaluación del ajuste se llevó a cabo mediante el coeficiente de determinación estimado para regresión no lineal (R^2), la raíz del error medio cuadrático ($REMC$) y el sesgo promedio ($\bar{E}$) (ecuaciones [7], [8] y [9]).

$$R^2 = r_{y_i \cdot \bar{y}_i}^2 \quad [7]$$

$$REMC = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - p}} \quad [8]$$

$$\bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{n} \quad [9]$$

donde p = número de parámetros a estimar; n = tamaño de muestra; y_i = valores observados; $\hat{y}_i$ = valores estimados; $\bar{E}$ = valor promedio.

Adicionalmente, la idoneidad del desempeño de las ecuaciones fue examinada mediante el análisis de los residuos di a diferentes alturas relativas. Asimismo, se evaluó la evolución del sesgo y el $REMC$ del volumen total y de ramas por categoría de diámetro.

RESULTADOS

Ecuación de volumen fustal. El cuadro 3 presenta los estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones ajustadas para estimar el volumen del fuste con corteza para las tres especies evaluadas. En todos los casos, la ecuación propuesta por Schumacher-Hall (1933) presentó ajustes superiores a las demás ecuaciones, por lo que fue seleccionada e incorporada como ecuación de volumen total en la ecuación compatible de ahusamiento-volumen de Fang *et al.* (2000).

Cuadro 3. Estadísticos de bondad de ajuste de las ecuaciones ajustadas para estimar el volumen del fuste con corteza de cada especie.
Goodness-of-fit statistics of the fitted equations to estimate stem volume outside bark each species.

Especie	Ecuación	a_0	a_1	a_2	a_3		REMC	R^2
<i>P. chihuahuana</i>	a.1	$6,72 \times 10^{-5}$	2,05634	0,66410		-0,0027	0,127	0,98
	a.2	$2,58 \times 10^{-5}$				0,0701	0,205	0,95
	a.3	$2,47 \times 10^{-5}$	1,55398			0,0395	0,261	0,96
	a.4	0,105584	$2,51 \times 10^{-5}$			$-9,6 \times 10^{-12}$	0,187	0,98
	a.5	-0,04376*	0,01015*	$2,40 \times 10^{-5}$		$-2,4 \times 10^{-11}$	0,179	0,98
	a.6	-0,07704*	0,00024	0,00513*	$1,84 \times 10^{-5}$	$2,1 \times 10^{-16}$	0,169	0,98
	a.7	-0,07704*	0,00024	$1,84 \times 10^{-5}$	0,00513*	$4,1 \times 10^{-16}$	0,166	0,98
	a.8	1115,011	-2,65812			-0,0429	0,294	0,96
	a.9	-0,01009*	$8,4 \times 10^{-5}$	1,95766	0,71995	$1,28 \times 10^{-6}$	0,168	0,97
<i>A. durangensis</i>	a.1	$7,47 \times 10^{-5}$	1,78464	1,01626		0,001	0,132	0,98
	a.2	$4,07 \times 10^{-5}$				0,001	0,174	0,97
	a.3	$2,48 \times 10^{-5}$	1,62229			-0,0081	0,276	0,93
	a.4	0,003482*	$4,06 \times 10^{-5}$			$6,84 \times 10^{-12}$	0,175	0,97
	a.5	0,136611*	-0,00819*	$4,15 \times 10^{-5}$		$-6,30 \times 10^{-12}$	0,173	0,97
	a.6	-0,07242*	0,00027	0,00157*	0,00003	$3,23 \times 10^{-17}$	0,167	0,97
	a.7	-0,07242*	0,00027	0,00003	0,00157*	$1,61 \times 10^{-17}$	0,166	0,97
	a.8	1033,814	-2,37472			0,0077	0,232	0,95
	a.9	-0,0058*	$6,97 \times 10^{-5}$	2,08039	0,72855	$1,55 \times 10^{-6}$	0,168	0,97
<i>P. menziesii</i>	a.1	$5,6 \times 10^{-5}$	1,73073	1,15956		0,0001	0,132	0,98
	a.2	$4,07 \times 10^{-5}$				$1,44 \times 10^{-3}$	0,174	0,97
	a.3	$2,48 \times 10^{-5}$	1,62229			$-8,71 \times 10^{-3}$	0,276	0,93
	a.4	0,003482*	$4,06 \times 10^{-5}$			$6,84 \times 10^{-12}$	0,175	0,97
	a.5	0,136611*	-0,00819*	$4,15 \times 10^{-5}$		$-6,30 \times 10^{-12}$	0,173	0,97
	a.6	-0,07242*	0,00027	0,00157*	0,00003	$3,23 \times 10^{-17}$	0,167	0,97
	a.7	-0,07242*	0,00027	0,00003	0,00157*	$1,61 \times 10^{-17}$	0,166	0,97
	a.8	1033,814	-2,37472			$7,08 \times 10^{-3}$	0,232	0,95
	a.9	-0,0058*	$6,97 \times 10^{-5}$	2,08039	0,72855	$1,55 \times 10^{-6}$	0,168	0,97

a.1: Schumacher-Hall, a.2: Spurr, a.3: Spurr potencial, a.4: Spurr con término independiente, a.5: Variable combinada generalizada incompleta, a.6: Variable combinada generalizada completa, a.7: Fórmula Australiana, a.8: Honer, a.9: Newnham.

Ecuación de volumen total. Previo al ajuste simultáneo, el sistema de ecuaciones se ajustó sin incorporar la expansión del término del error (ρ), con el propósito de considerar la autocorrelación, evidenciándose una clara tendencia en los residuos di_{cc} (Figura 3). Posterior a la corrección de la autocorrelación, dicha tendencia desapareció. En todos los casos, los parámetros obtenidos resultaron altamente significativos ($P < 0,0001$).

En el cuadro 4 se presentan los estadísticos de bondad de ajuste para la función de perfil y las ecuaciones de volumen del sistema compatible. Los valores del coeficiente de determinación (R^2) en las ecuaciones de volumen de ramas

osciló de 0,58 (*A. durangensis*) a 0,68 (*P. menziesii*). En contraste, las ecuaciones que predicen el volumen de fuste y volumen total presentaron coeficientes de determinación altos (superiores a 0,95 en todos los casos). La raíz del error medio cuadrático (REMC) evidenció un comportamiento lógico y aceptable en la estimación del volumen de todos los componentes estudiados (ramas: 0,015-0,033 m³; fuste: 0,169-0,202 m³; volumen total árbol: 0,177-0,213 m³).

En la Figura 4 se presentan los valores predichos de v_{cc} , v_r y v_t sobrepuestos a los datos observados, donde se comprueba que las ecuaciones predicen de manera precisa cada tipo de volumen para las tres especies.

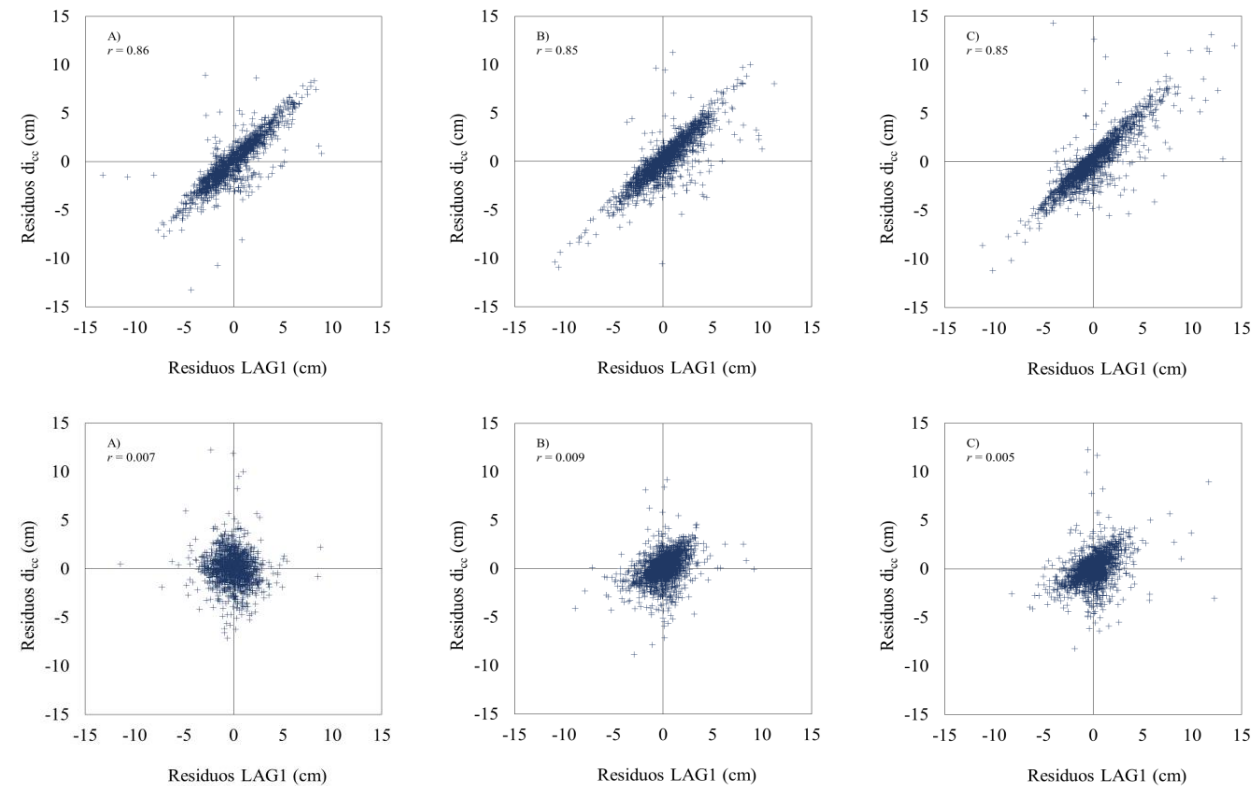


Figura 3. Residuos (di_{cc} , cm) contra residuos con un retraso (LAG1) (fila superior) obtenidos con el modelo de Fang *et al.* (2000) ajustado sin corregir la autocorrelación de los datos longitudinales, y con un modelo autorregresivo CAR2 (fila inferior); A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

Residuals (di_{cc} , cm) versus residuals with a lag (LAG1) (top row) obtained with the model of Fang *et al.* (2000) fitted without correcting autocorrelation of the longitudinal data, and with a CAR2 autoregressive model (bottom row); A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

Cuadro 4. Estadísticos de bondad de ajuste obtenidos en el ajuste simultáneo del sistema compatible de ecuaciones.

Goodness of fit statistics for the simultaneous fitting of the volume equations system.

Especie	Ecuación	Variable	E	REMC	R^2
<i>P. chihuahuana</i>	1	v_{cc}	-0,001	0,169	0,98
	2	v_r	-0,003	0,015	0,68
	3	v_t	-0,003	0,168	0,97
	4	di_{cc}	-0,004	1,44	0,98
	5	vi_{cc}	0,006	0,087	0,97
<i>A. durangensis</i>	1	v_{cc}	0,0025	0,202	0,97
	2	v_r	-0,002	0,019	0,58
	3	v_t	0,008	0,213	0,95
	4	di_{cc}	0,011	1,41	0,97
	5	vi_{cc}	0,009	0,093	0,96
<i>P. menziesii</i>	1	v_{cc}	0,012	0,187	0,98
	2	v_r	-0,002	0,033	0,68
	3	v_t	0,015	0,199	0,96
	4	di_{cc}	0,004	1,57	0,98
	5	vi_{cc}	0,006	0,092	0,97

di_{cc} =diámetro con corteza (cm); vi_{cc} =volumen comercial con corteza (m^3); v_{cc} =volumen del fuste (m^3), v_r =volumen de ramas (m^3) y v_t =volumen total árbol (m^3).

La evaluación visual del sesgo (Figura 5A, 5C) y la raíz del error medio cuadrático (Figura 5B, 5D) para el volumen total del árbol y el volumen de ramas por categoría de diámetro, indica que los errores derivados del sistema de ecuaciones aditivas de volumen no muestran tendencias de sobre o subestimación del volumen, ya que el sesgo se distribuye de manera homogénea alrededor de la línea del cero.

Por otra parte, las ecuaciones que integran el modelo de Fang *et al.* (2000) presentaron ajustes satisfactorios y un comportamiento biológicamente coherente, explicando entre 95 y 97 % de la variabilidad de los datos de diámetro y volumen con corteza a lo largo del fuste, respectivamente. Los parámetros y estadísticos de ajuste del sistema completo de ecuaciones se presentan en el Cuadro 5, donde se observa que todos los parámetros fueron altamente significativos ($P < 0,0001$). La precisión del sistema en la estimación del diámetro a lo largo del fuste (di_{cc}) osciló entre 1,41 cm (*P. chihuahuana*) y 1,57 cm (*P. menziesii*), mientras que en la estimación del volumen comercial la precisión varió de 0,082 m³ (*P. menziesii*) a 0,093 m³ (*A. durangensis*). En la Figura 6 se muestra el gráfico de los residuos di_{cc} frente a los diámetros di_{cc} observados obtenidos a partir de la función de ahusamiento. Los residuos

se distribuyen homogéneamente alrededor de la línea del cero, y los puntos no indican un aumento de la varianza de los errores con el tamaño del árbol.

Finalmente, la Figura 7 muestra el ajuste del modelo de Fang *et al.* (2000) para un árbol tipo de cada especie, así como la comparación entre especies de un árbol de las mismas dimensiones. En la figura se observa el buen comportamiento de la función de perfil al predecir el diámetro a lo largo del fuste. De igual manera destaca que el perfil del fuste de *A. durangensis* y *P. menziesii* es muy similar (Figura 7D).

DISCUSIÓN

Este estudio presenta un sistema de ecuaciones compatibles que incluye ecuaciones de volumen de fuste, ramas gruesas, volumen comercial, volumen total del árbol, y una función de ahusamiento para *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii* en el norte de México. A pesar de que existen ecuaciones de volumen para diversas de especies en los estados forestales más importantes de México (Vargas-Larreta *et al.* 2017), no se habían desarrollado para estas tres especies en el norte de México debido

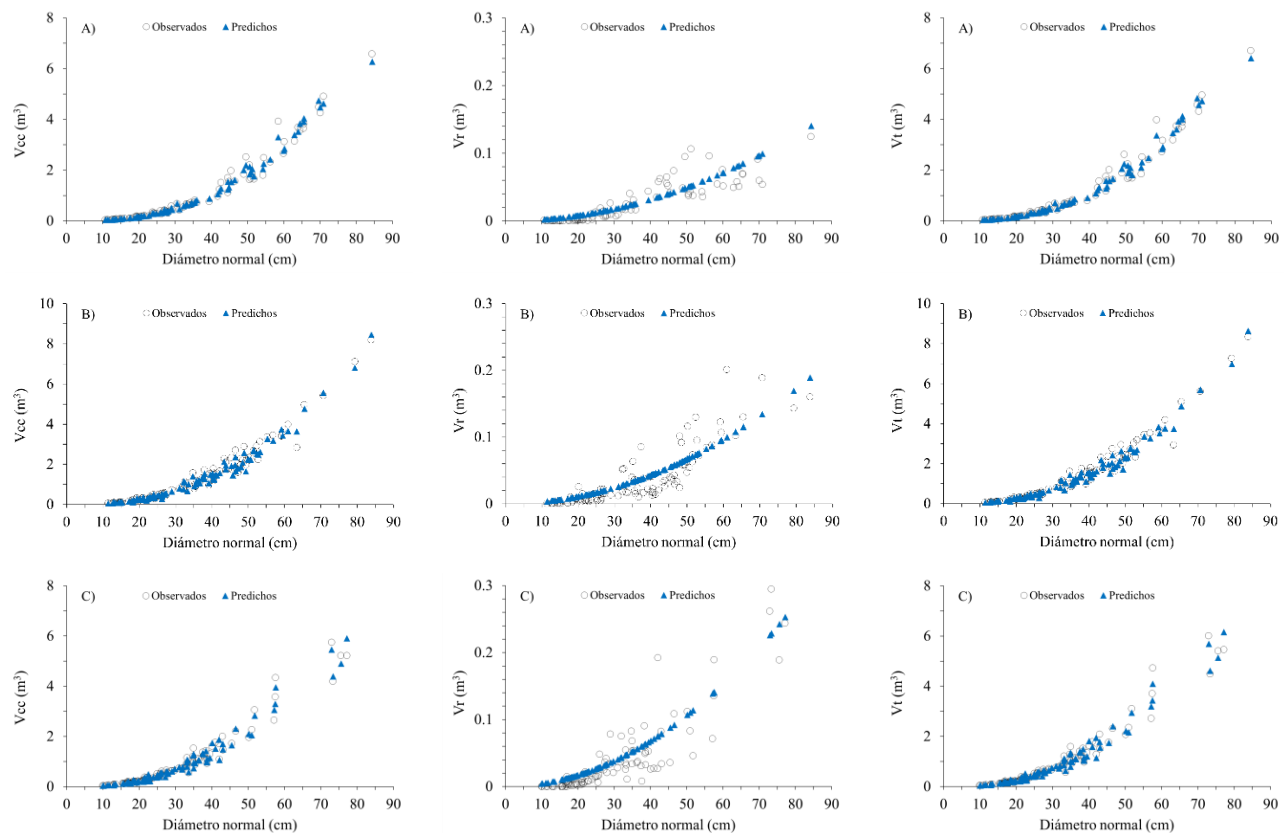


Figura 4. Valores observados y predichos de volumen del fuste (v_{cc}), volumen de ramas (v_r) y volumen total árbol (v_t); A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

Observed and predicted stem volume values (v_{cc}), branch volume (v_r) and total tree volume (v_t); A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

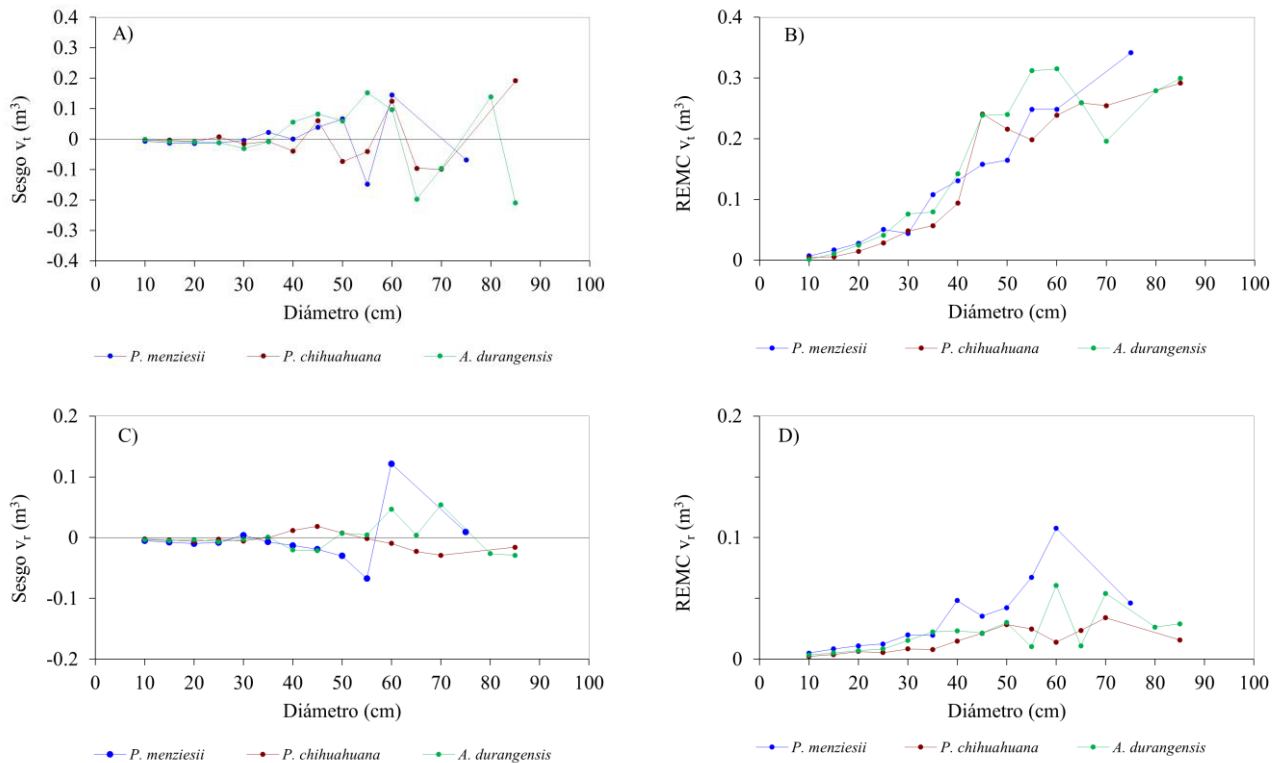


Figura 5. Evolución del sesgo (A) y la raíz del error medio cuadrático (B) por categoría diamétrica, obtenidos con las ecuaciones de volumen total árbol (fila superior) y volumen de ramas (fila inferior).

Bias and root mean square error evolution by diameter class, obtained with the equations of total tree volume (upper row) and branch volume (lower row).

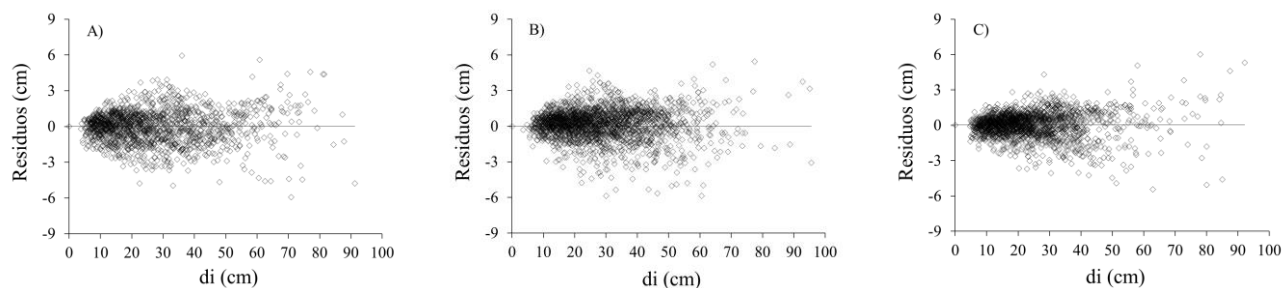


Figura 6. Residuos di_{cc} (cm) obtenidos con el modelo de Fang *et al.* (2000) contra di observados. A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

Residuals di_{cc} (cm) obtained with the model by Fang *et al.* (2000) versus observed d_i . A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*.

a la necesidad de utilizar muestreo destructivo. Aunque no se encontraron ecuaciones de volumen específicas para estas especies, se dispuso de estudios previos que reportan ecuaciones de volumen para especies de los mismos géneros.

Guzmán-Santiago *et al.* (2023) generaron ecuaciones de volumen del fuste a partir de las dimensiones del tocón para *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en ocho estados de México, con errores ($REMC$) entre 0,0001 y 0,0026 m^3 , y coeficientes de determinación (R^2) de 74 %

a 93 %. De igual manera, García-Cuevas *et al.* (2017) desarrollaron un modelo alométrico similar para la misma especie en Michoacán, México, logrando ajustes aceptables ($REMC = 0,29 m^3$, $R^2 = 0,97$). Aunque ambos estudios presentaron buenos resultados, los ajustes obtenidos en este trabajo son superiores, probablemente debido a que los datos de volumen utilizados previamente derivaban de ecuaciones ya existentes, introduciendo errores adicionales a los de la relación volumen-diámetro del tocón ajustada por dichos autores. Por otro lado, Guzmán-Santiago *et*

Cuadro 5. Estimadores de los parámetros del sistema de ecuaciones compatibles estimados mediante el ajuste simultáneo.
Parameter estimates for the simultaneous fitting of the compatible taper-volume equation system.

Especie	Parámetro	Ecuación	Estimación	Error Std.	valor-t	Pr>t
<i>P. chihuahuana</i>	a_0	1, 3, 4, 5	$6,7 \times 10^{-5}$	0,0000	20,05	<0,0001
	a_1		2,05634	0,0281	69,08	<0,0001
	a_2		0,664102	0,0399	19,35	<0,0001
	b_1		$1,11 \times 10^{-5}$	0,0000	49,15	<0,0001
	b_2		$2,74 \times 10^{-5}$	0,0000	131,77	<0,0001
	b_3		$3,03 \times 10^{-5}$	0,0000	42,71	<0,0001
	p_1		0,078	0,0014	37,57	<0,0001
	p_2		0,644	0,0113	29,56	<0,0001
	δ_0	2	$1,97 \times 10^{-5}$	0,0000	26,76	<0,0001
<i>A. durangensis</i>	a_0	1, 3, 4, 5	$7,5 \times 10^{-5}$	0,0000	25,28	<0,0001
	a_1		1,78464	0,0395	45,99	<0,0001
	a_2		1,01626	0,0554	17,84	<0,0001
	b_1		$1,06 \times 10^{-5}$	0,0000	41,01	<0,0001
	b_2		$3,33 \times 10^{-5}$	0,0000	149,82	<0,0001
	b_3		$3,52 \times 10^{-5}$	0,0000	35,14	<0,0001
	p_1		0,066	0,0016	41,06	<0,0001
	p_2		0,745	0,0352	22,08	<0,0001
	δ_0	2	$2,68 \times 10^{-5}$	0,0000	9,52	<0,0001
<i>P. menziesii</i>	a_0	1, 3, 4, 5	$5,6 \times 10^{-5}$	0,0000	9,34	<0,0001
	a_1		1,73073	0,0369	38,72	<0,0001
	a_2		1,15956	0,0660	21,42	<0,0001
	b_1		$1,1 \times 10^{-5}$	0,0000	40,07	<0,0001
	b_2		$3,32 \times 10^{-5}$	0,0000	149,66	<0,0001
	b_3		$3,28 \times 10^{-5}$	0,0000	26,04	<0,0001
	p_1		0,075	0,0020	34,57	<0,0001
	p_2		0,729	0,0146	51,97	<0,0001
	δ_0	2	$4,24 \times 10^{-5}$	0,0000	24,66	<0,0001

al. (2020) utilizaron el modelo de Schumacher-Hall (1933) para estimar el volumen del fuste en *A. religiosa* en diferentes regiones de México, con valores de *REMC* entre 0,17 y 0,45 m³ y *R*² de 0,93 a 0,98. En el presente estudio, se obtuvieron precisiones superiores para las tres especies, con *REMC* entre 0,16 y 0,20 m³.

Solamente se encontró en la literatura el estudio de Guzmán-Santiago *et al.* (2020) sobre la modelización del volumen de ramas para especies similares a las de este trabajo. Estos autores generaron ecuaciones de volumen de ramas para *A. religiosa* en el centro y sur de la República Mexicana, con valores de *R*² entre 0,25 y 0,49. En contraste, en este estudio se obtuvieron valores de *R*² entre 0,58 y 0,68, a pesar de la dificultad de modelar este componente arbóreo debido a la variabilidad de estructuras, tamaños y formas de las copas de los árboles por efecto de la densidad, como también señalan Muñoz *et al.* (2008) y Planck y

Macfarlane (2014). Resultados similares han sido reportados en otros trabajos, en los que se reportan valores bajos en la precisión de los modelos de volumen de ramas, tanto para especies de bosques templados (Corral-Rivas *et al.* 2017), como tropicales (López-Martínez *et al.* 2020), lo cual coincide también con Jiménez *et al.* (2013) y Vega-Nieva *et al.* (2015), quienes reportan valores máximos de *R*² de 0,45, menor a los obtenidos en este estudio.

Las ecuaciones de ahusamiento mostraron alta precisión (*R*² > 0,96) para predecir el diámetro a lo largo del fuste y el volumen comercial con corteza para las tres especies. Los buenos resultados en la estimación del diámetro a distintas alturas demuestran la flexibilidad de la función de ahusamiento de Fang *et al.* (2000), confirmada en estudios previos como los de Niño-López *et al.* (2018) y Martínez-Angel *et al.* (2019), entre otros. Los resultados de este estudio son consistentes con los obtenidos por Guzmán-Santiago *et*

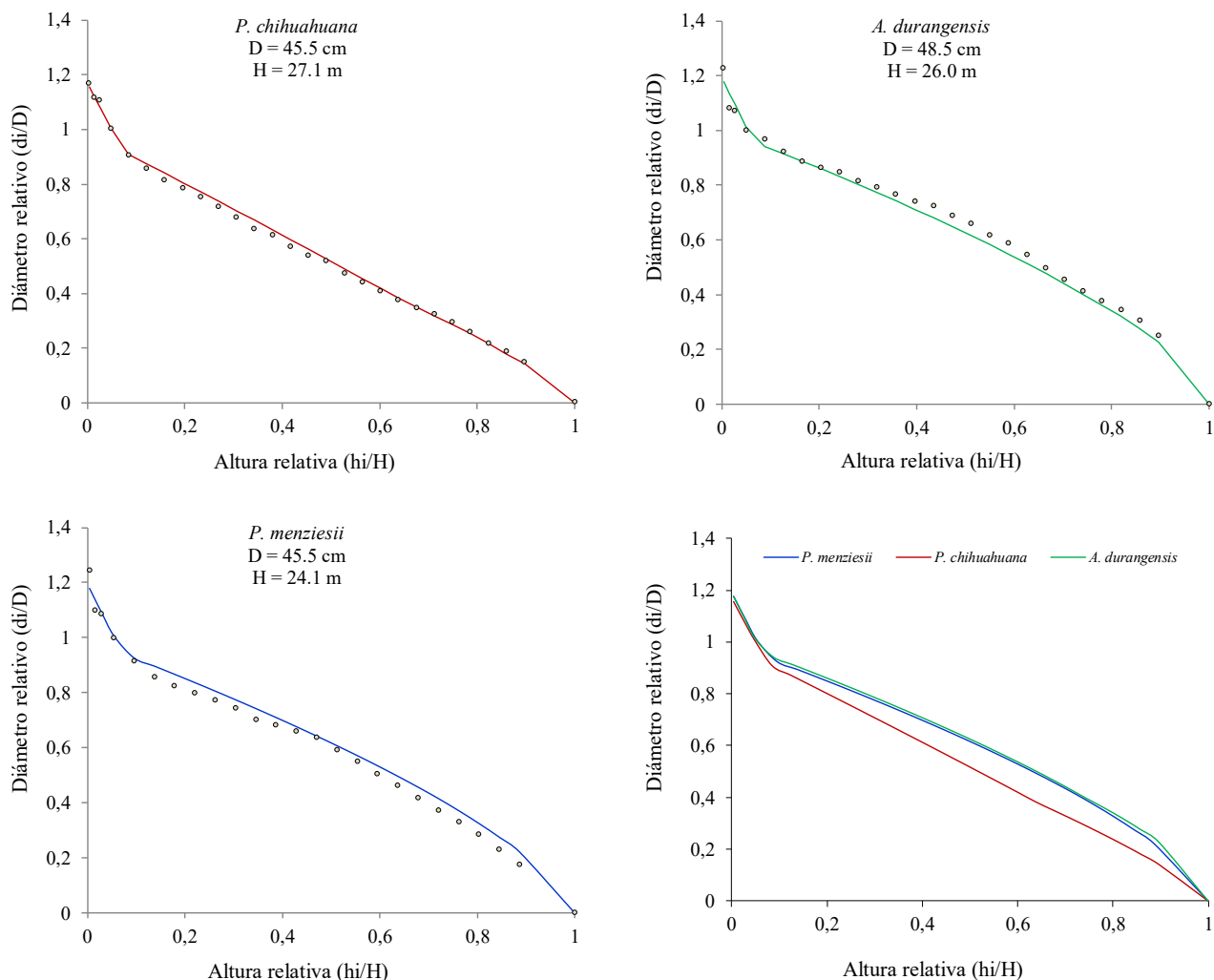


Figura 7. Perfil del fuste predicho con la función de Fang *et al.* (2000) para un árbol representativo de cada especie. A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*, D) tres especies.

Stem profile predicted with the Fang *et al.* (2000) function for a representative tree each species. A) *P. chihuahuana*, B) *A. durangensis*, C) *P. menziesii*, D) tree species.

al. (2022) para *A. religiosa* en el centro, sureste, suroeste y sur de México (R^2 entre 0,96 y 0,99). Los valores de *REMC* reportados por estos autores para di_{cc} (entre 2,10 cm y 3,21 cm en Veracruz) y para vi (entre 0,06 m³ en Tlaxcala y 0,40 m³ en Michoacán) también son similares a los obtenidos en este estudio. La precisión de la función de Fang *et al.* (2000) observada en este estudio es superior a la reportada para 13 modelos de perfil ajustados a datos de *Abies normanniana* (Steven) Spach en Turquía (Sakici *et al.* 2008), con valores de *REMC* entre 1,84 cm y 4,3 cm.

El modelo de Fang *et al.* (2000) incluye dos puntos de inflexión (p_1 , p_2) a lo largo del fuste. En *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii*, el parámetro p_1 indicó un primer punto de inflexión a 7,3 %, 6,5 % y 6,1 % de la altura total del árbol, respectivamente. Estos valores de p_1 coinciden con los reportados por Guzmán-Santiago *et al.* (2020), quienes encontraron que el primer punto de

inflexión de *A. religiosa* se encuentra entre 1,7 y 6,9 %. Por su parte, Alkan y Özçelik (2020) estimaron el primer punto de inflexión a 1,7 % de la altura total de árboles de *Abies cilicica* Carr. en Turquía; es decir, más cerca de la base que en *A. durangensis* (6,5 %). Estudios similares reportan puntos de localización del primer punto de inflexión que son acordes a los obtenidos en este trabajo. Por ejemplo, entre 4,1 y 8 % para especies de pino (Corral-Rivas *et al.* 2007), 4,6 % para *P. cooperi* (Martínez) (Corral-Rivas *et al.* 2017) y 4,7 %, en promedio, para las cinco principales especies de pino en Durango, México (Quiñonez-Barraza *et al.* 2014).

El segundo punto de inflexión (p_2) se localizó a 64 %, 74 % y 73 % de la altura total de los árboles de *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii*, respectivamente, en congruencia con los obtenidos por López-Martínez *et al.* (2020) para especies tropicales del sureste de México (55

- 92 %), Diéguez-Aranda *et al.* (2006) para *Pinus silvestris* L. (60,7 %), Quiñonez-Barraza *et al.* (2014) para *P. leiophylla* (60 %) y Corral-Rivas *et al.* (2017) para *P. cooperi* (71 %) y *P. durangensis* Martínez (74 %). Lo anterior permite asumir que, aunque no se encontraron ecuaciones de ahusamiento para *P. chihuahuana* y *P. menziesii*, los dos puntos de inflexión obtenidos parecen ser adecuados para describir el perfil del fuste de ambas especies.

Las formas geométricas de los segmentos del fuste de *A. durangensis* y *P. menziesii* fueron diferentes a las de *P. chihuahuana*, pero similares entre ellas. Los factores de forma (*ff*), determinados por la relación b/k ($k = \pi/40.000$), fueron 0,141, 0,349, y 0,386 para *P. chihuahuana*; 0,135, 0,420 y 0,449 para *A. durangensis*; y 0,141, 0,422 y 0,418 para *P. menziesii*. El factor de forma de la parte baja fue el más pequeño en los tres casos, lo que indica que cerca del primer punto de inflexión el fuste presenta una forma neiloide; la parte media de *A. durangensis* y *P. menziesii* se acerca a la forma paraboloidal (0,500), no así en *P. chihuahuana*, cuya forma central del fuste mantiene una mayor conicidad (Figura 7D). La sección superior presenta una forma cónica (0,333) en las tres especies, siendo más pronunciada en *P. chihuahuana* ($ff = 0,386$). Estos factores de forma coinciden con los reportados por Guzmán-Santiago *et al.* (2022) para *A. religiosa* en México y otros estudios para diferentes especies de pino (Diéguez-Aranda *et al.* 2006, Corral-Rivas *et al.* 2007, Quiñonez-Barraza *et al.* 2014).

Las funciones de perfil estimaron con mayor precisión el diámetro con corteza en la parte media del fuste y presentaron menor precisión en las secciones superiores e inferiores, un comportamiento previamente observado en otros estudios como el de Diéguez-Aranda *et al.* (2006), quienes observaron las menores precisiones y los mayores sesgos a alturas relativas inferiores a 15 %. Al igual que en estos estudios, en este trabajo la precisión de la ecuación de d_{cc} aumentó en la parte del fuste comprendida entre 20 y 85 % ($REMC = 1,2$ cm), 25 y 65 % ($REMC = 1,07$ cm) y 25 y 70 % ($REMC = 0,86$ cm) de la altura total en *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii*, respectivamente.

CONCLUSIONES

Este estudio presenta el primer sistema de ecuaciones compatibles para estimar simultáneamente el volumen de fuste, ramas, volumen comercial y volumen total del árbol, además de describir el perfil del fuste en *P. chihuahuana*, *A. durangensis* y *P. menziesii* en el noroeste de México. Estas ecuaciones explican 97 % de la variabilidad del diámetro a lo largo del fuste, 96 % del volumen comercial a diferentes alturas, 95 % del volumen total y más del 58 % del volumen de ramas. Los resultados ofrecen una herramienta útil para analizar la distribución del volumen en árboles completos, facilitando el manejo orientado a la conservación y el aprovechamiento sostenible.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Los autores contribuyeron de la siguiente manera: BVL gestionó los fondos para la realización del proyecto, diseñó la metodología, analizó los datos y redactó el manuscrito; FJQH y GGA coordinaron el trabajo de campo y corrigieron el primer borrador; BVL, GGA y CEAC revisaron la versión final del manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Al Tecnológico Nacional de México por el financiamiento otorgado a través del Proyecto: 18393.23-P.

REFERENCIAS

- Abbot P, J Lowore, M Werren. 1997. Models for the estimation of single tree volume in four Miombo woodland types. *Forest Ecology and Management* 97: 25–37. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00036-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00036-4)
- Aguilar-Soto V, A Melgoza-Castillo, F Villarreal-Guerrero, C Wehenkel, C Pinedo-Álvarez. 2015. Modelando la distribución potencial de *Picea chihuahuana* Martínez, una especie en peligro de extinción en la sierra madre occidental. *Bosques de México* 6: 692-707. DOI: <https://doi.org/10.3390/f6030692>
- Alkan O, R Özçelik. 2020. Stem taper equations for diameter and volume predictions of *Abies cilicica* Carr. in the Taurus Mountains, Turkey. *Journal of Mountain Science* 17(12): 3054-3069. DOI: <https://dx.doi.org/10.1007/s11629-020-6071-x>
- Bi H. 2000. Trigonometric variable-form Taper equations for Australian eucalyptus. *Forest Science* 46: 397-409. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/46.3.397>
- Corral-Rivas JJ, M Barrio-Anta, OA Aguirre-Calderón, U Diéguez-Aranda. 2007. Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pine species in El Salto, Durango (México). *Forestry* 80(1): 29-40. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/cpl048>
- Corral-Rivas JJ, DJ Vega-Nieva, R Rodríguez-Soalleiro, CA López-Sánchez, C Wehenkel, B Vargas-Larreta, AD Ruiz-González. 2017. Compatible system for predicting total and merchantable stem volume over and under bark, branch volume and whole-tree volume of pine species. *Forests* 8(11): 417. DOI: <https://doi.org/10.3390/f8110417>
- Del Castillo RF, JA Pérez De la R, G Vargas A, R Rivera G. 2004. Coníferas. In: García MAJ, M de J Ordóñez, M Briones eds. Biodiversidad de Oaxaca. D. F., México. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Foundation. p.141-158.
- Diéguez-Aranda U, F Castedo-Dorado, JG Álvarez-González, AA Rojo. 2006. Compatible taper function for Scots pine plantations in northwestern Spain. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1190-1205. DOI: <https://dx.doi.org/10.1139/x06-008>
- Diéguez-Aranda U, F Castedo-Dorado, JG Álvarez-González, A Rojo-Alboreca. 2006. Dynamic growth model for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations in Galicia (north-western Spain). *Ecological Modelling* 191(2): 225-242. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.04.026>

- Diéguez-Aranda U, A Rojo-Alboreca, F Castedo-Dorado, JG Álvarez González, M Barrio-Anta, F Crecente-Campo, JM González-González, C Pérez-Cruzado, R Rodríguez-Soalleiro, CA López-Sánchez, MA Balboa-Murias, JJ Gorgoso-Varela, F Sánchez-Rodríguez. 2009. Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Lugo, España: Xunta de Galicia.
- Domínguez A FA, JJ Vargas H, J López U, P Ramírez V, E Guizar N. 2004. Caracterización ecológica de *Pseudotsuga menziesii* en Pinal de Amoles, Querétaro: nueva población natural en México. *Anales del Instituto de Biología serie Botánica* 75: 191–203.
- Fang Z, BE Borders, RL Bailey. 2000. Compatible volume taper models for loblolly and slash pine based on system with segmented stem form factors. *Forest Science* 46: 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/46.1.1>
- Farjon A, D Filer. 2013. An atlas of the world's conifers: an analysis of their distribution, biogeography, diversity, and conservation status. Danvers, USA. Brill Academic Publishers, Leiden. 542 p. DOI: <https://dx.doi.org/10.1163/9789004211810>
- García-Cuevas X, J Hernández-Ramos, J García-Magaña, A Hernández-Ramos, V Herrera-Ávila, A González-Peralta, EJ Garfías-Mota. 2017. Predicción de diámetro normal, altura y volumen de *Abies religiosa* a partir del diámetro del tocón. *Madera y Bosques* 23(3): 61-70. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331528>
- González-Elizondo MS, Wehenkel C. 2022. Las Piceas (*Picea*, Pinaceae) de México. Comisión Nacional Forestal. México. 148 p.
- Guzmán-Santiago JC, OA Aguirre-Calderón, J Jiménez-Pérez, B Vargas-Larreta. 2020. Estimación de volumen de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en diferentes entidades federativas de México. *Colombia Forestal* 23(2): 99-113. DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201X.15557>
- Guzmán-Santiago JC, HM De los Santos-Posadas, B Vargas-Larreta, M Gómez-Cárdenas, R González-Cubas, JA Hernández-Aguilar, A Bautista-Cruz. 2023. Diámetro, altura y volumen en función del tocón para *Abies religiosa* en diferentes regiones de México. *Bosque* 44(2): 387-399. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002023000200387>
- Guzmán-Santiago JC, B Vargas-Larreta, M Gómez-Cárdenas, G Quiñonez-Barraza. 2022. Función ahusamiento-volumen comercial de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en varias regiones de México. *Colombia Forestal* 25(1): 77-94. DOI: <https://dx.doi.org/10.14483/2256201X.17814>
- Harvey AC. 1976. Estimating regression models with multiplicative heteroscedasticity. *Econometrica: Journal of the Econometric Society* 44(3): 46-465. DOI: <https://doi.org/10.2307/1913974>
- Hermann RK, DP Lavender. 1999. Douglas-fir planted forests. *New Forests* 17: 53–70.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, MX). 2017. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Unión). Consultado 23 jun. 2023. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463173359>
- Jiménez E, J Vega, J Fernández-Alonso, D Vega-Nieva, J Álvarez-González, A Ruiz-González. 2013. Allometric equations for estimating canopy fuel load and distribution of pole-size maritime pine trees in five Iberian provenances. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 149-158. DOI: <https://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2012-0374>
- Kozak A. 2004. My last words on taper functions. *Forestry Chronicle* 80: 507-515. DOI: <https://dx.doi.org/10.5558/tfc80507-4>
- López-Martínez JO, B Vargas-Larreta, OA Aguirre-Calderón, CG Aguirre-Calderón, PA Macario-Mendoza, M Martínez-Salvador, JG Álvarez-González. 2020. Compatible taper-volume systems for major tropical species in Mexico. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 93(1): 56-74. DOI: <https://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpz033>
- Martínez-Angel L, HM De los Santos-Posadas, AM Fierros-González, F Cruz-Cobos, G Quiñonez-Barraza. 2019. Funciones compatibles de ahusamiento y volumen en una plantación forestal comercial de *Pinus chiapensis* (Martínez) Andresen en Tlatlauquitepec, Puebla. *Agrociencia* 53(3): 381-401. Consultado 2 mayo, 2023. Disponible en: <https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/1791/1788>
- Muñoz F, R Rubilar, M Espinosa, J Cancino, J Toro, M Herrera. 2008. The effect of pruning and thinning on above ground aerial biomass of *Eucalyptus nitens* (Deane & Maiden) Maiden. *Forest Ecology and Management* 255: 365–373. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.063>
- Niño-López GS, PA Ramos-Molina, A Barrios, AM López-Aguirre. 2018. Modelos compatibles de ahusamiento-volumen para árboles de *Gmelina arborea* Roxb. en el Alto Magdalena, Colombia. *Colombia Forestal* 21(2): 174-187. DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201X.12249>
- Parresol BR. 1999. Assessing tree and stand biomass: A review whit examples and critical comparisons. *Forest Science* 45: 573-593.
- Planck N, D MacFarlane. 2014. Modelling vertical allocation of tree stem and branch volume for hardwoods. *Forestry* 87: 459-469. DOI: <https://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpu007>
- Quiñonez-Barraza G, HM De los Santos-Posadas, JG Álvarez-González y A Velázquez-Martínez. 2014. Sistema compatible de ahusamiento y volumen comercial para las principales especies de *Pinus* en Durango, México. *Agrociencia* 48(5): 553-567. Consultado 15 jul. 2023 Disponible en: <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/1102>
- Reyes HV, JJ Vargas H, J López U, H Vaquera H. 2006. Similitud fenotípica de poblaciones mexicanas de *Pseudotsuga* Carr. *Agrociencia* 40: 545-556. Consultado 20 jul. 2023 Disponible en: <https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/487>
- Sakici OE, N Misir, H Yavuz, M Misir. 2008. Stem taper functions for *Abies nordmanniana* subsp. *bornmulleriana* in Turkey. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23(6): 522-533. DOI: <https://doi.org/10.1080/02827580802552453>
- Statistical Analysis Systems (SAS). 2009. User's Guide. SAS Institute Inc. Raleigh, NC. USA.
- Schumacher FX, FS Hall. 1933. Logarithmic expression of timber tree volume. *Journal Agriculture Research* 47(9): 719-734.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, MX). 2019. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SE-MARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.

- Consultado 9 mayo, 2023. Disponible en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5578808
- Vargas-Larreta B, JJ Corral-Rivas, OA Aguirre-Calderón, JO López-Martínez, HM De los Santos-Posadas, FJ Zamudio-Sánchez, EJ Treviño-Garza, M Martínez-Salvador, CG Aguirre-Calderón. 2017. SiBiFor: Forest Biometric System for forest management in Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 23(3): 437-455. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.06.040>
- Vega-Nieva D, E Valero, J Picos, E Jiménez. 2015. Modeling the above and belowground biomass of planted and coppiced *Eucalyptus globulus* stands in NW Spain. *Annals of Forest Science* 72: 967-980. DOI: <https://dx.doi.org/10.1007/s13595-015-0493-6>
- Velasco G MV, J López U, G Ángeles P, JJ Vargas H, V Guerra de la C. 2007. Dispersión de semillas de *Pseudotsuga menziesii* en poblaciones del centro de México. *Agrociencia* 41: 121-131. Consultado 15 jul. 2023 Disponible en: <https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/523>
- Ventura-Ríos A, López-Upton J, Vargas-Hernández JJ, Guerra-de la Cruz V. 2010. Caracterización de *Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) Franco en el centro de México. Implicaciones para su conservación. *Revista Fitotecnia Mexicana* 33(2): 107-116.
- Zimmerman DL, V Núñez-Antón, TG Gregoire, O Schabenberger, JD Hart, MG Kenward, P Vieu. 2001. Parametric modelling of growth curve data: An overview. *Test* 10(1): 1-73. DOI: <https://dx.doi.org/10.1007/BF02595823>

Recibido: 06.05.2024

Aceptado: 27.02.2025

Quality of *Eugenia involucrata* seeds: a physiological and biochemical approach as a response to fruit maturation

Calidad de semillas de *Eugenia involucrata*:
un enfoque fisiológico y bioquímico como respuesta a la maduración del fruto

Claudia Costella ^{a*} , Ezequiel Gasparin ^a , Maristela Machado Araujo ^a ,
Adriana Maria Griebeler ^b , Marcos Vinicius Miranda Aguilar ^a , Gerâne Silva Wertonge ^a ,
Caroline Castro Kuinchtner ^a , Hendrick Souza ^a , Mauricio Pegoraro Stangarlin ^a ,
Alexsandra Cezimbra Quevedo 

* Corresponding author: ^{a*} Federal University of Santa Maria, Department of Forest Sciences,
Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil, tel.: +55 54 999683248, claudiacostella@hotmail.com

^b Federal Rural University of the Amazon, Parauapebas, Pará, Brazil.

SUMMARY

Most native species in Brazil have knowledge gaps regarding seed and seedling production and ecological restoration. *Eugenia involucrata* is a species of great ecological, medicinal, and commercial value, with seeds being the primary method of propagation, despite the difficulty in selecting trees and collecting and conserving recalcitrant seeds. The objective of this study was to understand the effects of fruit maturation on seed germination and storage. Based on the classification of fruits into three maturation stages (red–yellow: RY = 7.5YR 7/10; red: R = 10R 4/10; and purple: P = 5R 3/4) characterized by the Munsell Color System, we analyzed: a) the biometrics of fruits and seeds; b) biochemical aspects (hydrogen peroxide (H₂O₂), superoxide dismutase (SOD), and guaiacol peroxidase (POD)); c) physiological (pre-germination treatments and seed storage); and d) physical and sanitized seed quality. We found that germination was slow, occurring for approximately 60 days, and could not be improved by the pre-germination treatment. R fruits suffered fewer H₂O₂ reactions, which was related to increased SOD and POD antioxidant activity, whereas RY and P fruits were associated with higher H₂O₂ concentrations. After storage (60 d), the seed water content did not decrease significantly, regardless of fruit color; however, R fruit seeds were less affected by fungi of the genera *Aspergillus* sp. and *Cladosporium* sp. R fruits are important morphological markers for collection, extending the duration of seed usage when stored in a cold and humid chamber, whereas seeds extracted from P fruits must be sown immediately to avoid a 25 % reduction in germination in just two months of storage.

Keywords: morphological marker, biochemical aspects, antioxidant enzymes, seed storage.

RESUMEN

La mayoría de las especies nativas de Brasil presentan lagunas de conocimiento en lo que respecta a la producción de semillas y plántulas, así como a la ecología de la restauración. *Eugenia involucrata* es una especie de gran valor ecológico, medicinal y comercial, cuyas semillas constituyen el principal método de propagación, a pesar de la dificultad en la selección de árboles y la recolección y conservación de semillas recalcitrantes. El objetivo del presente estudio fue comprender los efectos de la maduración de los frutos sobre la germinación y el almacenamiento de las semillas. Basándonos en la clasificación de los frutos en tres etapas de maduración (rojo–amarillo: RY = 7.5YR 7/10; rojo: R = 10R 4/10; y púrpura: P = 5R 3/4) caracterizadas mediante el Sistema de Color Munsell, analizamos: a) la biometría de frutos y semillas; b) aspectos bioquímicos (peróxido de hidrógeno (H₂O₂), superóxido dismutasa (SOD) y guayacol peroxidasa (POD)); c) aspectos fisiológicos (tratamientos de pregerminación y almacenamiento de semillas); y d) calidad física y sanitaria de las semillas. Encontramos que la germinación fue lenta, ocurriendo durante aproximadamente 60 días, y no pudo mejorarse mediante tratamientos de pregerminación. Los frutos R presentaron menos reacciones de H₂O₂, lo que se relacionó con un aumento en la actividad antioxidante de SOD y POD, mientras que los frutos RY y P estuvieron asociados con mayores concentraciones de H₂O₂. Después del almacenamiento (60 días), el contenido de agua de las semillas no disminuyó significativamente, independientemente del color del fruto; sin embargo, las semillas de frutos R fueron menos afectadas por hongos de los géneros *Aspergillus* sp. y *Cladosporium* sp. Los frutos R son importantes marcadores morfológicos para la recolección, prolongando la duración de uso de las semillas cuando se almacenan en una cámara fría y húmeda, mientras que las semillas extraídas de frutos P deben sembrarse inmediatamente para evitar una reducción del 25 % en la germinación en tan solo dos meses de almacenamiento.

Palabras clave: marcador morfológico, aspectos bioquímicos, enzimas antioxidantes, almacenamiento de semillas.

INTRODUCTION

Forest restoration provides important environmental services, such as habitat connectivity biodiversity, species conservation and carbon sequestration (Tedesco *et al.* 2023), just as research has intensified understanding of species performance in reforestation efforts (Turchetto *et al.* 2020, Gonçalves *et al.* 2023). However, owing to the lack of incentives and knowledge of silviculture, information regarding native tree species has gaps that prevent their cultivation on a larger scale. The availability of seedlings in nurseries is restricted (Freire *et al.* 2022) and pioneer species are predominant (Turchetto *et al.* 2016). Furthermore, the seedlings used in restoration projects require genetic variability and species diversity (Sebben 2006).

Eugenia involucrata DC. (Myrtaceae) is a tree species native to Brazil, Argentina, Paraguay, and Uruguay, and plays an important ecological role in the conservation of fauna and the restoration of degraded areas. This is because they attract dispersed fauna, facilitate the arrival of propagules from different species, and promote diversity. Its fruits have commercial potential, and the leaves are rich in phenolic compounds and flavonoids with anti-inflammatory and antioxidant activities, which reduce cholesterol, increase memory, learning, and cognitive functions, and protect against cardiovascular diseases (Dametto 2014).

The difficulty in selecting a superior *E. involucrata* tree is the low density of individuals ha⁻¹ and the low fruiting synchrony index associated with the rapid dispersal of fresh fruits (Tonetto *et al.* 2013). This species has recalcitrant seeds, which are characterized as sensitive to desiccation, particularly at water content levels below 45 %, when they show a considerable decline in germination (Inocente and Barbedo 2021), which is reflected in their low storage potential. In addition, *E. involucrata* seed germination is classified as hypogeal, indicating that cotyledons remain below the substrate level (Vieira and Carvalho 2023).

Studies have indicated that pre-germination treatments can accelerate and standardize germination, in addition to providing the formation of more vigorous seedlings and contributing to gaining time for seedling formation owing to faster and more uniform emergence (Griebeler *et al.* 2019). Among the treatments that can be used, gibberellins stand out, particularly gibberellic acid (GA₃) (Griebeler *et al.* 2019), biostimulants (Mendes *et al.* 2019), and pyroligneous extracts (José *et al.* 2016). However, there are no reports of their use in the germination of *E. involucrata*.

Another factor that influences the physiological quality of seeds and their germination process is the storage period, which has varying effects on the enzymatic activity of the plant's antioxidant system (Hanapiah *et al.* 2022). Under stress conditions, reactive oxygen species (ROS) levels can increase and lead to lipid peroxidation of the membranes, resulting in seed deterioration (Lima *et al.* 2021). Thus, the plant antioxidant system minimizes,

degrades, or transforms these molecules into their less reactive forms (Alsherif *et al.* 2022). Therefore, it is important to evaluate the appropriate maturation time when the fruits are harvested. Different stages can influence the biochemical processes and shelf life of seeds and affect the germination percentage (Antonia 2020).

The biochemical and physiological performance of seeds and the morphology of seedlings are associated with fruit maturation and pathogen incidence. Therefore, the determination of fungal genera associated with seeds is an important tool, as the prior detection of pathogenic agents allows the use of more assertive control methods (Parisi *et al.* 2019, Aimi *et al.* 2021) to improve storage or seedling production in nurseries.

Therefore, the current study aims to analyze: a) the biometrics of fruits and seeds, b) biochemical aspects (hydrogen peroxide (H₂O₂), superoxide dismutase (SOD), and guaiacol peroxidase (POD)), c) physiological aspects (pre-germination treatments and seed storage), and d) the physical and sanitized quality of the seeds of *Eugenia involucrata*.

METHODS

Fruit collection and seed characterization. Fruits were collected in October 2021 from four parent trees located in the municipality of Santa Maria, in the central region of Rio Grande do Sul, Brazil (29° 43' S and 53° 42' O). The regional climate, according to the Köppen classification, is humid subtropical (Cfa), with mean annual precipitation between 1,400 and 1,760 mm, well distributed throughout the year, with temperatures ranging from -3 to 30 °C (Alvares *et al.* 2013). The soil is classified as a shallow and undeveloped lithosol (Embrapa 2013), and the forest typology is characterized as a seasonal deciduous forest (Marchiori 2009).

After collection, the fruits were transported to the Federal University of Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil, where they were separated according to epicarp color, hue, value, and chroma of the Munsell Color System, considering three maturation stages: red-yellow (RY = 7.5YR 7/10), red (R = 10R 4/10), and purple (P = 5R 3/4) (figure 1).

Fruit and seed volumes and biometry. Initially, three maturation stages were analyzed to determine the number of fruits per container. Using a beaker, 400 mL of fruit from the three maturation stages were filled with four replicates each. The fruits were weighed and the number of fruits and seeds contained in the predefined volume was quantified and extrapolated to liters (L).

For biometric characterization, the fruits were separated into four samples of 25 units, with a total of 100 fruits per stage. The following attributes were evaluated: length (mm), width (mm) and weight (g). Fruit length and width were measured using a digital caliper (0.01 mm precision),



Figure 1. Color of *E. involucrata* fruits according to the maturation stages. a) Red–yellow (RY), b) red (R), and c) purple (P).

Color de los frutos de *E. involucrata* según las etapas de maduración. A) Rojo–amarillo (RY), B) rojo (R) y C) púrpura (P).

and fruit weight was obtained using an analytical balance (0.0001 g).

After the biometric evaluation, the fruits were submerged in water for 24 h (the water was changed after 12 h) and the pulp was removed to extract the seeds using sieves. The seeds were biometrically analyzed using the same methodology as that used for the fruits. Subsequently, the seeds were placed on a filter paper in a ventilated environment to form the lots used in this study. The seeds were placed in packages and packed in barrels, made of Kraft paper, and stored in a cold and humid chamber (8 °C and 86 % RH) until the germination test was conducted.

Seed physical quality. The initial sample seeds were characterized by evaluating the weight of 1000 seeds, using eight samples of 100 seeds, and the moisture content via the oven method at 105 ± 3 °C for 24 h (Brasil 2009).

The moisture content was measured at two time points. The first analysis was performed immediately after seed lot preparation (time zero), considering the three maturation stages. The second analysis was conducted 60 days after collection, with only seeds from the R and P stages, owing to the unavailability of seeds from the RY fruit class.

Germination test. Germination tests were performed in transparent plastic boxes (*gerbox*), using vermiculite as the substrate (Brasil 2013). The experiment was conducted using a completely randomized design in a 2×4 factorial arrangement (fruit maturation stage $\times$ pregermination treatment). Factor A levels were represented by two fruit maturation stages (R and P (the RY stage was not evaluated because of the low quantity of seeds available)), and factor B by four pre-germination treatments: Test, no treatment; Bio, immersion of the seeds in a biostimulant solution (Stimulate®), 10 mL L⁻¹ for 12 h; Gib, seed immersion in a GA₃ solution (ProGib 400®), 250 mg L⁻¹ for 24 h; Ep, seed immersion in pyroligneous extracts (Ep do Brasil®), 0.0005 % for 2 h. Four replicates of 25 seeds each were used, totaling 100 seeds per treatment.

The seeds were superficially de-infested by immersion in ethyl alcohol (70 %) for 1 min, followed by rinsing in

water and immersion in 2.5 % sodium hypochlorite for 5 min, followed by triple washing in distilled water.

The test was conducted in a mangelsdorf-type germination chamber at 25 ± 2 °C under constant light. Germination was evaluated weekly over 70 d based on the formation of normal seedlings (G %). Seedlings were considered germinated if they exhibited a primary root, epicotyl and leaf primordia (Brasil 2009).

Shoot length (LAP), root length (LRP), and total length (TL) of normal seedlings were also measured using a graduated ruler in millimeters, and the results were expressed in cm seedling⁻¹. Simultaneously, the shoot dry matter (SDM) and root dry matter (RDM) of normal seedlings were obtained. For this, the seedlings were dried at 65 °C for 48 h, and the weight of the samples was obtained using an analytical balance (0.001 g), with the results expressed in g seedling⁻¹. At the end of the germination test, the percentages of intact and dead seeds were evaluated.

Sixty days after storage, another germination test was conducted to evaluate the loss of viability in the two seed lots, considering only factor A (fruit maturation stage). For this test, we assessed only G % following the same setup methodology and evaluation standards as those used in the previous test.

Sanitary test. The sanitary test was conducted after a 60 d storage period and only for seeds from fruits at the R and P maturity stages. We used 100 seeds from each maturation stage, divided into four replicates, which were sanitized by immersing them in 100 mL of water containing five drops of neutral detergent for 5–10 min, and then washed with sterilized distilled water. We distributed 25 seeds in a *gerbox* lined with two sheets of sterilized filter paper. The boxes were placed in a biochemical oxygen demand growth chamber, with temperature controlled at 25 ± 2 °C and 12 h of photoperiod, for 7 d. Subsequently, the fungi were evaluated and identified.

Fungal structures were observed under a stereoscopic and light microscope, and the fungi were identified using an identification key (Barnett and Hunter 1999). Fungal incidence data are expressed as percentages.

Biochemical analyses. Seeds collected at the three stages of fruit maturation (RY, R, and P) were used for biochemical analyses. Furthermore, we analyzed the stored seeds (60 d) using only the R and P maturation stages.

The samples were macerated in liquid N, homogenized in a specific buffer, and subsequently analyzed. SOD activity was determined according to the spectrophotometric method described by Giannopolitis and Ries (1977) and POD activity was determined according to Zeraik *et al.* (2008). H_2O_2 content was determined as described by Loreto and Velikova (2001).

Statistical analyses. Data were subjected to normality analyses of residues and homogeneity of variances using Shapiro–Wilk and Bartlett tests, respectively ($P < 0.05$). Subsequently, analysis of variance was performed, and when a significant difference was found, the means were compared using Tukey’s test ($P < 0.05$). The packages “ExpDes.pt” (Ferreira *et al.* 2021) and Metan (Olivoto, 2021) and R Studio software (R CORE TEAM 2018) were used for the analyses.

RESULTS

Biometric and physical analysis. P fruits represented the largest volume of fruits per L. Therefore, they had a smaller number of fruits and seeds per L, which differed from the other maturation stages (table 1). The highest mean fruit width and weight were observed during the P maturation stage, corroborating the volume results (table 1). The weights of 1000 seeds from the R and P fruit classes were 385.98 g and 381.75 g, respectively, which were estimated at 2,590 and 2,620 seeds kg^{-1} .

Biochemical analysis. Immediately after collection, SOD and POD activities were lower in R fruit seeds (figure 2A and 2C) ($P < 0.01$) and increased after storage (figure 2B and 2D). The H_2O_2 concentration after collection was high-

er in the RY fruit class ($P < 0.01$), but did not differ from the P class, and R fruits had the lowest H_2O_2 concentrations (figure 2E). For POD, we observed the highest mean values in seeds from P and R fruits (figure 2C) but with low values.

At 60 d of storage, there was no significant difference in the seed H_2O_2 content ($P > 0.05$), regardless of fruit maturation stage ($0.819 \mu mol g^{-1} MF^{-1}$) (figure 2F). For SOD and POD activities (figure 2B and 2D), greater activity was observed in R fruit seeds ($P < 0.01$), which were able to control ROS and prevent cell damage.

Germination test. Soon after collection, germination was observed on day 21 after establishing the test, which ended after 70 days (figure 3a). The germination percentage was not influenced by the study factor (fruit maturation stage $\times$ pre-germination treatment); therefore, the mean germination (74 %) was calculated, considering all treatments. The highest germination rate occurred at 57 d when all treatments were > 50 %.

Seeds subjected to storage for 60 d showed that R fruits had a higher germination percentage (68 %) ($P = 0.021976$), with an increase in germination of approximately 19 % (figure 3b) compared with P fruits. This result confirmed the positive influence of SOD and POD (figure 2C and 2D) as antioxidant enzymes capable of neutralizing biochemical and physiological stress.

For the seedling LAP (LAP: $1.75 \text{ cm seedling}^{-1}$), the highest averages were observed for those originating from fruits at the P maturity stage ($P = 0.022118$) (figure 4A). The seedling LRP was greater when seeds were collected from R fruits (LRP: $4.21 \text{ cm seedling}^{-1}$) ($P = 0.00092$) (figure 4B). The total dry matter (TDM) of the seedlings was influenced by the maturation stage of the fruits ($P = 0.021017$), with R fruits indicating more vigorous seedlings (figure 4C).

Sanitary test. In the sanitary test of seeds stored for 60 days, we observed the presence of eight fungal genera: *As-*

Table 1. Number of fruits and seeds per liter (L) and mean values of width and weight of *E. involucrata* fruits at different maturation stages.
Número de frutos y semillas por litro (L) y valores medios de ancho y peso de los frutos de *E. involucrata* en diferentes etapas de maduración.

Maturation stages	Nf	Ns	Width	Weight
	fruits L^{-1}	seeds L^{-1}	(mm)	(g)
Red-yellow – RY	141.7 a	165.82 a	16.65 b	3.14 b
Red – R	141.25 a	154.37 ab	17.44 b	3.33 b
Purple - P	116.87 b	137.5 b	18.68 a	4.34 a
CV (%)	10.00	11.35	5.23	15.16

Nf: Number of fruits per liter (fruits L^{-1}); Ns: Number of seeds per liter (seeds L^{-1}). *Different letters between treatments represent significant differences according to Tukey’s test at 5 % probability.

Nf: Número de frutos por litro (frutos L^{-1}); Ns: Número de semillas por litro (semillas L^{-1}). *Letras diferentes entre tratamientos representan diferencias significativas según la prueba de Tukey al 5 % de probabilidad.

pergillus, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Phoma*, *Phomopsis*, *Colletotrichum*, *Rhizopus*, and *Epicoccum*.

The genera *Aspergillus* and *Cladosporium* showed higher incidence in seeds obtained from P fruits, which

was 18 % ($P = 0.04375$) and 17 % ($P = 0.001299$) higher than those observed in seeds from R fruits (figure 5A and 5B). Other fungal genera showed low degrees of infestation (< 5 %).

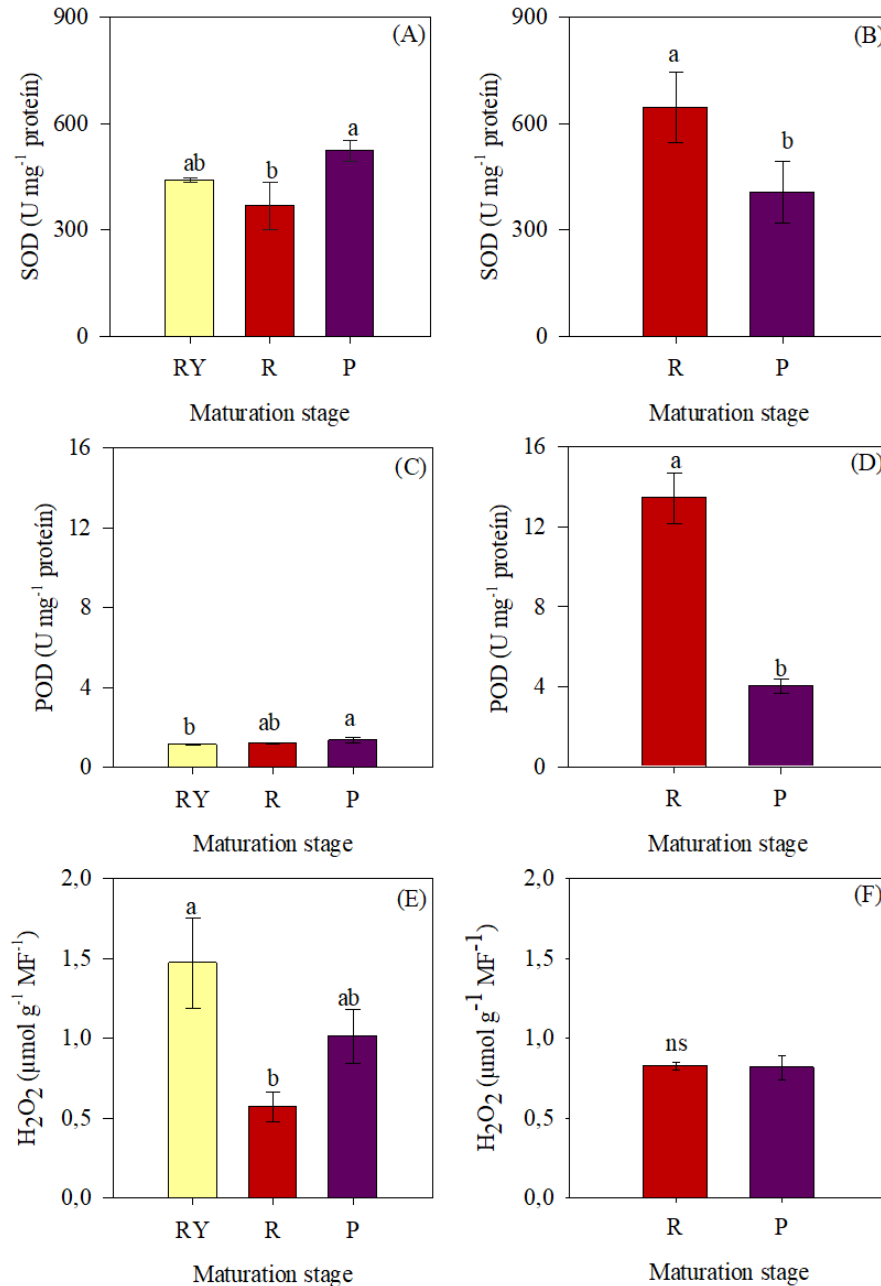


Figure 2. Concentration activity of superoxide dismutase (SOD) (A) and guaiacol peroxidase (POD) (C) immediately after collection; activity of superoxide dismutase (SOD) (B) and guaiacol peroxidase (POD) (D) after 60 d of storage, hydrogen peroxide (H₂O₂) (E) and hydrogen peroxide (H₂O₂) at 60 d (F) in *E. involucrata* seeds immediately after collection, from different fruit maturation stages. *Different letters between treatments represent statistical differences by the Tukey test at 5 % probability. Where: RY: red–yellow maturation stage; R = red maturation stage; P = purple maturation stage; ns: not significant.

Actividad de la concentración de superóxido dismutasa (SOD) (a) y peroxidasa de guayacol (POD) (c) inmediatamente después de la recolección; actividad de superóxido dismutasa (SOD) (b) y peroxidasa de guayacol (POD) (d) después de 60 días de almacenamiento, peróxido de hidrógeno (H₂O₂) (e) y peróxido de hidrógeno (H₂O₂) a los 60 días (f) en semillas de *E. involucrata* recolectadas inmediatamente después de la cosecha, en diferentes etapas de maduración del fruto. *Letras diferentes entre tratamientos representan diferencias estadísticas según la prueba de Tukey al 5% de probabilidad. Donde: RY = etapa de maduración rojo–amarillo; R = etapa de maduración rojo; P = etapa de maduración púrpura; ns = no significativo.

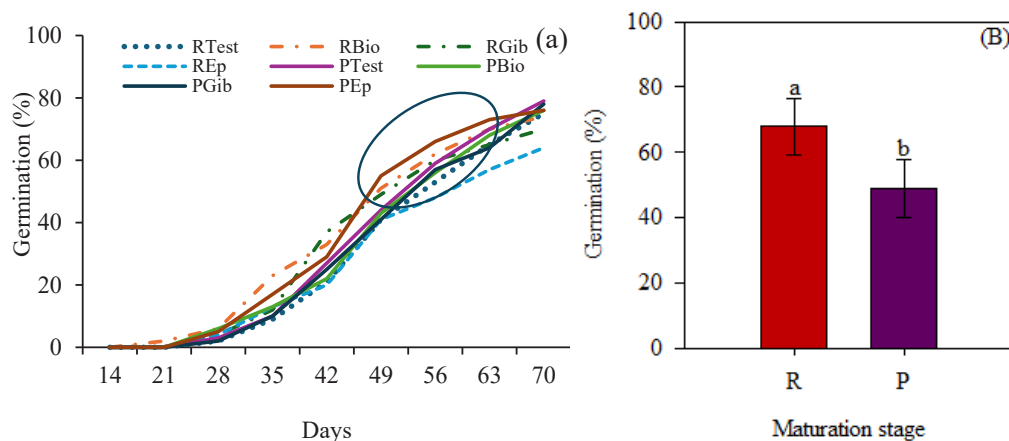


Figure 3. Accumulated germination of *E. involucrata* seeds as a function of fruit maturation stage and pre-germination treatments (A) and germination after 60 d of storage (B). Where: R = red maturation stage; P = purple maturation stage; Test = witness; Bio = biostimulant; Gib = gibberellin, and Ep = pyroligneous extracts. The blue circle represents the moment at which the seeds exhibited 50 % or more germination in the different treatments.

Germinación acumulada de semillas de *E. involucrata* en función de la etapa de maduración del fruto y los tratamientos de pre-germinación (A) y germinación después de 60 días de almacenamiento (B). Dónde: R = etapa de maduración rojo; P = etapa de maduración púrpura; Test = testigo; Bio = bioestimulante; Gib = giberelina; y Ep = extractos pirolignosos. El círculo azul representa el momento en el que las semillas alcanzaron el 50 % o más de germinación en los diferentes tratamientos.

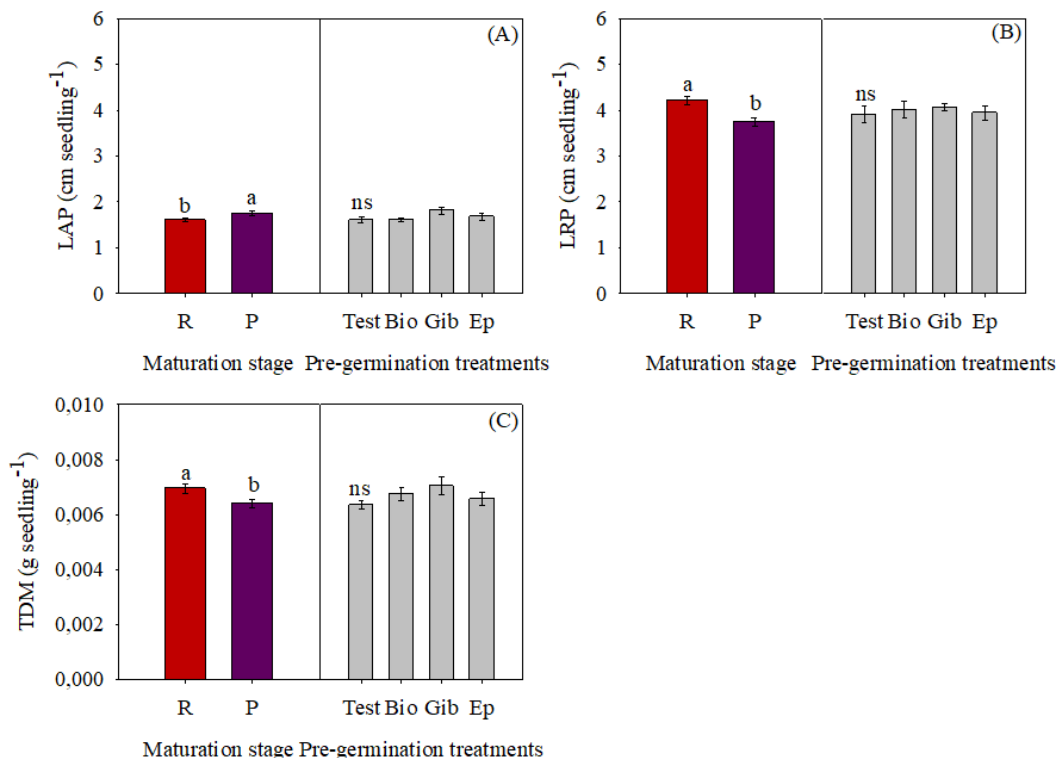


Figure 4. Shoot length (LAP) (A), radicle length (LRP) (B) total dry matter (TDM) (C). *Different letters between treatments represent statistical differences by the Tukey test at 5 % probability. Where: R = red maturation stage; P = purple maturation stage; Test - no treatment; Bio - immersion of the seeds in a biostimulant solution (Stimulate®), 10 mL L⁻¹ for 12 h; Gib - seed immersion in a GA₃ solution (ProGib 400®), 250 mg L⁻¹ for 24 h; Ep - seed immersion in pyroligneous extracts (Ep do Brasil®), 0.0005 % for 2 h.

Longitud de la parte aérea (LAP) (A), longitud de la radícula (LRP) (B), materia seca total (TDM) (C). *Letras diferentes entre tratamientos representan diferencias estadísticas según la prueba de Tukey al 5 % de probabilidad. Donde: R = etapa de maduración rojo; P = etapa de maduración púrpura; Test = sin tratamiento; Bio = inmersión de las semillas en una solución bioestimulante (Stimulate®), 10 mL L⁻¹ durante 12 h; Gib = inmersión de las semillas en una solución de GA₃ (ProGib 400®), 250 mg L⁻¹ durante 24 h; Ep = inmersión de las semillas en extractos pirolignosos (Ep do Brasil®), 0.0005 % durante 2 h.

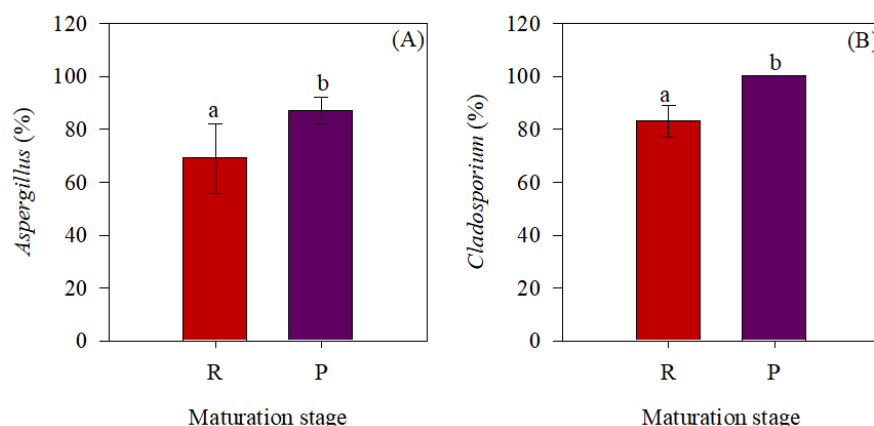


Figure 5. Incidence of *Aspergillus* spp. (A) and *Cladosporium* spp. (B) of *E. involucrata* seedlings as a function of fruit maturation stage. *Different letters between treatments represent statistical differences by the Tukey test at 5 % probability. Where: R = red maturation stage; P = purple maturation stage.

Incidencia de *Aspergillus* spp. (A) y *Cladosporium* spp. (B) en plántulas de *E. involucrata* en función de la etapa de maduración del fruto. *Letras diferentes entre tratamientos representan diferencias estadísticas según la prueba de Tukey al 5 % de probabilidad. Donde: R = etapa de maduración rojo; P = etapa de maduración púrpura.

DISCUSSION

Characteristics related to size and weight were verified in the fruits at the P maturation stage (table 1). A preliminary analysis suggested that larger fruits are associated with larger seeds, increased storage reserves, and increased vigor (Correa *et al.* 2021, Padilha *et al.* 2021). Consequently, seeds from P fruits would have a higher likelihood of successful germination, growth, and the potential to establish rapidly in the field, enduring adverse environmental conditions (Santos *et al.* 2018), which was not observed in the current study.

The seed water content (average 48.5 ± 1 %) was high and not the predominant factor capable of increasing seed weight immediately after collection, regardless of fruit maturation class. The high water content confirmed the species' recalcitrant seed behavior, sensitivity to desiccation and storage at low temperatures, and loss of viability over a short duration. *E. involucrata* seeds retain viability (53 % water content) when stored for up to 180 days inside plastic bags under cold storage (Maluf *et al.* 2003). To maintain seed viability after dispersion, water content—a parameter directly associated with physiological seed quality—combined with fruit morphological characteristics—the primary indicators of the best harvest period for some species (Garcia and Coelho 2021), are characterized as physiological maturity points.

Fruits at the R maturation stage exhibited suitable biochemical and morphological responses, reflecting the vigor of the seeds and seedlings. This stage promotes the formation of seedlings with greater DM and LRP, resulting in more vigorous individuals, as noted in the biochemical responses. Vigorous seeds can be used to produce seedlings with high growth potential in the field because of their efficient storage reserves.

Immediately after collection, the R fruits showed a lower concentration of H_2O_2 , which allowed a reduction in the oxidation of organic compounds, resulting in lower production of antioxidant enzymes, such as SOD (figure 2B). RY and P fruits had higher H_2O_2 concentrations, indicative of immature seeds and those at an advanced maturation stage, respectively, which is not favorable for forming a high-quality seed lot. H_2O_2 represents ROS being released from its precursor, the superoxide free radical (O_2^-), which allows H_2O_2 to cross biological membranes. This causes metabolic disorders (Lima *et al.* 2021), and damages nucleic acids, proteins, and lipids (Smirnov and Arnaud 2018). The consequences of ROS production in seeds include biomolecular changes, loss of seed viability during storage, reduced ATP production, lipid peroxidation, and cell membrane rupture (Kijowska-Oberc *et al.* 2021). A decrease in the expression of genes related to antioxidant systems was observed during the dehydration of recalcitrant *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze seeds and was associated with a loss of viability (Gasparin *et al.* 2021).

Fruit maturation is a genetically programmed process that is influenced by environmental conditions and involves several physical and physiological modifications that reflect biochemical changes that occur during seed maturation (Chu-Puga *et al.* 2019). These changes were followed by increases in antioxidant enzyme activity, lipid peroxidation, and ROS release (Mondal *et al.* 2009). In the present study, we observed an increase in the antioxidant system and peroxidation at the R and P fruit stages after seed storage.

However, ROS formation is a natural process caused by respiration. ROS are the result of oxygen reduction and are present in different forms, from the most harmful, such

as the hydroxyl radical (OH $\cdot$), to those being transformed or having their levels reduced by the antioxidant system action (Bamagoos *et al.* 2022). Among the enzymes that are part of the antioxidant system, SOD, which is part of the plant's first line of defense, reduces O $_2^-$ (superoxide anion) to H $_2$ O $_2$ (Zhao *et al.* 2021). Subsequently, POD, which reduces H $_2$ O $_2$ to H $_2$ O and O $_2$, prevents it from being transformed into OH $\cdot$, which is one of the most powerful oxidants (Bernardy *et al.* 2020) capable of causing irreversible damage to seeds and plants.

We observed an increase in SOD levels with advancing fruit maturation (figure 2A and 2B). This trend can be explained by a possible increase in ROS levels in the seeds during fruit maturation (Ferreira *et al.* 2010), which is probably related to the beginning of the oxidation process and the high water content of the seeds. The increase in POD activity may have been due to increased SOD activity, which subsequently contributed to increased H $_2$ O $_2$ levels. Therefore, POD required activation to reduce H $_2$ O $_2$ levels.

Fruit maturation (R stage) had a positive influence on SOD and POD enzymatic activity after 60 days of storage (figure 2B and 2D), as the action of both enzymes contributed to reducing H $_2$ O $_2$ levels during this period, preventing possible oxidative damage to seed germination. This decrease in H $_2$ O $_2$ with seed storage from the R fruit stage also indicates that the plant's antioxidant system is efficient at eliminating H $_2$ O $_2$. However, this reduction in H $_2$ O $_2$ can also have a negative effect on germination, given that ROS is positively involved in the germination process of the genus *Eugenia* (Amorim *et al.* 2020).

We observed that recalcitrant *E. involucrata* seeds began to deteriorate in the mother plant owing to biochemical processes. However, in the analysis after collection, considerable germination occurred (74 %), although no significant difference was observed between the maturation stage and the pre-germination treatments after 60 d of storage. Other studies evaluating germination as a function of fruit maturation found values close to 90 % for *E. involucrata* and also showed greater seedling development in the advanced stages of maturation (Delgado and Barbedo 2020).

The similarity in the evaluated germination percentages between the maturation stages (R and P) indicated that seed maturation had already occurred at the time of collection, with differences observed solely for some seedling vigor variables. Similar results were reported by Lovatto *et al.* (2021), who analyzed the germination of *E. involucrata* seeds with yellow color, red spots, bright red color, burgundy color, and fruits on the ground.

After 60 d of storage, the seeds originating from R and P fruits showed a water content of 43 %, indicating a 5.5 % loss during that period compared with that of the unstored seeds. Thus, it is clear that the cold and humid chamber (8 °C and 86 % RH) contributed to maintaining seed hydration despite being considered recalcitrant seeds

(Santos *et al.* 2012). The values obtained for the initial seed moisture (48.8 and 47.3 for R and P fruits, respectively) were consistent with those observed in other studies (Brüning *et al.* 2011, Carvalho *et al.* 2020). However, our study found that water loss was less damaging than high levels of H $_2$ O $_2$ in seeds from P fruits, which reduced germination to 49 % after 60 d of storage. This value was lower than that of R fruit seeds (68 %). The germination potential response corresponds to important physiological indicators that can be used to confirm morphological (fruit color) and biochemical (H $_2$ O $_2$, POD, and SOD) indicators. After maturity, deterioration rates progressively increase, with a decrease in germination and vigor owing to the natural aging of seeds; however, this can be minimized by adequate storage (Gasparin *et al.* 2018).

Oro *et al.* (2012) also found a higher percentage of *E. involucrata* germination in light-red fruits than in burgundy-colored or fallen fruits. Other studies have shown that a decrease in water content in recalcitrant seeds directly influences seed germination and reduces viability as a function of storage duration (Gasparin *et al.* 2020), corroborating the results of the current study. With a decrease in seed moisture content, we observed a reduction in the germination percentage, indicating a loss of natural vigor and viability for sensitive seeds.

After 60 days of storage, the improved biochemical performance observed in seeds obtained from R fruits contributed to greater germination and a reduction in pathogen development (figure 5). In this maturation class, we observed a lower incidence of fungi in the genera *Aspergillus* and *Cladosporium* than in the seeds from P fruits. The higher incidence of these genera in seeds from P fruits can be explained by the longer duration of the fruit on the tree and, consequently, greater exposure to degrading agents, such as fungi and insects (Gasparin *et al.* 2018).

The genus *Aspergillus* occurs primarily under storage conditions but superficially in the seed coat (Bewley and Black 2012). Some fungi of this genus can reduce seed germination and cause embryonic death (Cherobini *et al.* 2008). The genus *Cladosporium* is one of the most common field fungi because it infects the seeds during the final maturation stages (Lazzari 1993). It has pathogenic potential, is found in newly collected seeds, persists until storage, and can be transmitted from seeds to seedlings after sowing (Lima *et al.* 2000, Quevedo *et al.* 2020).

In this regard, we suggest further studies addressing potential treatments for pathogen control in the seeds of native species, with the aim of extending the storage duration and usability. This should be emphasized because it is difficult to increase or accelerate the germination of *E. involucrata* seeds.

Although other studies have reported the beneficial effects of seed immersion in GA $_3$ (Griebeler *et al.* 2019), biostimulants (Mendes *et al.* 2019), and pyroligneous extracts (José *et al.* 2016) on germination and seedling vigor

in various forest species, no promising results were found for the pre-germination treatments of *E. involucrata* seeds in this study. The effects of these substances depend on several factors, including concentration, application method, and species. Further studies are required to clarify their effects.

Thus, our study elucidated the important aspects of *E. involucrata* and identified biochemical and morphological indicators involved in seed conservation. Furthermore, we verified that the production of a small number of seedlings in a nursery (1000 units) would require 9 L of seeds, corresponding to 4.1 kg. According to the quantity of seeds per kilogram and germination percentage (74 % immediately after collection), it was necessary to collect 522 g of seeds. When the seeds are stored, the quantity increases to 6 % (553 g) extracted from R fruits and 2 % (532 g) from more advanced maturing P fruits. Finally, the availability of seedlings for forest implantation must be aligned with the seed quality. Therefore, we created a graphical abstract to facilitate the understanding of our results with *E. involucrata* seeds (figure 6).

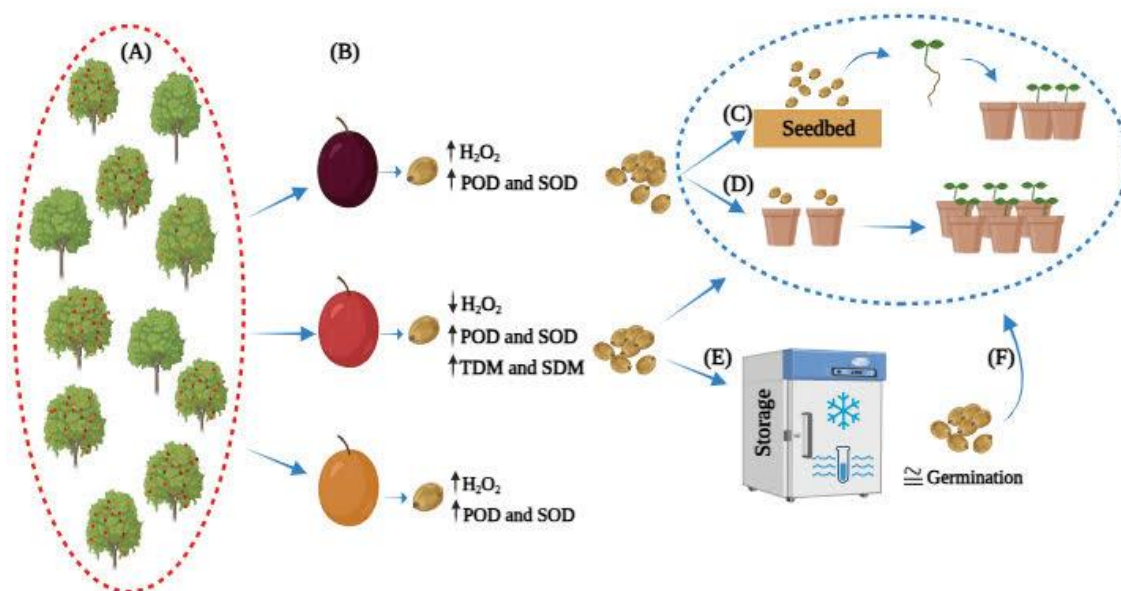
CONCLUSIONS

P fruits (P = 5R 3/4) had higher biometric attribute values than those from the R stage, indicating greater accumulation of storage reserves. Seed germination was irregular and could take up to two months, regardless of fruit maturity (R or P), but could reach > 70 % germination when sown immediately after collection.

Morphological attributes, such as fruit color and seed biochemistry (H_2O_2 , SOD, and POD), are important indicators of seed quality. Therefore, fruit color is a practical morphological marker.

Pre-germination treatments involving seed immersion in a biostimulant solution, GA_3 solution, or pyroligneous extracts were not effective in accelerating or enhancing the germination of *E. involucrata*.

The R fruits of *E. involucrata* provide seedlings with greater LRP and TDM, as well as a lower H_2O_2 concentration in response to the antioxidant system in the seeds, thus allowing a short storage duration in a cold and humid chamber. The collection of P fruits at a more advanced



Created in BioRender.com

Figure 6. Schematic task results for seed management of *E. involucrata*: (A) location, selection, collection and processing of fruits, aiming to extend the time of use of *E. involucrata* seeds to produce seedlings for restoration. (B) Classification of purple (P) and red (R) fruits (higher quality), red-yellow (RY) (lower quality), and immediate use of P or R fruit to obtain quality seeds (74 % germination) followed by (C) sowing and pricking out, or (D) direct sowing, two seeds per container; (E) R seeds can also be stored in a cold and humid room for two months, maintaining 68 % germination; (F) the seeds can be used later in the same manner as in (C) and (D).

Resultados esquemáticos de las tareas de manejo de semillas de *E. involucrata*: (A) localización, selección, recolección y procesamiento de frutos, con el objetivo de extender el tiempo de uso de semillas de *E. involucrata* para la producción de plántulas destinadas a la restauración. (B) Clasificación de frutos púrpura (P) y rojos (R) (de mayor calidad), rojo-amarillo (RY) (de menor calidad), y uso inmediato de frutos P o R para obtener semillas de calidad (74 % de germinación), seguido de (C) siembra y repique, o (D) siembra directa, dos semillas por contenedor; (E) las semillas R también pueden almacenarse en una cámara fría y húmeda durante dos meses, manteniendo un 68 % de germinación; (F) las semillas pueden utilizarse posteriormente de la misma manera que en (C) y (D).

stage of maturation requires immediate use of the seeds because storage induces the greatest *Aspergillus* and *Cladosporium* fungal activity and a significant reduction in germination.

AUTHORS CONTRIBUTIONS

Project Idea: CC, EG, MMA, AMG. Database: CC, AMG, MVMA, ACQ. Processing: CC, AMG. Analysis: CC, AMG. Writing: CC, AMG, MVMA, GSW, CCK, HS, MPS, and ACQ. Review: CC, AMG, MVMA, GSW, CCK, HS, MPS, ACQ, EG, MMA.

FUNDING

The authors have not disclosed any funding.

ACKNOWLEDGMENTS

The Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (Capes) granted a research grant to the first author, and CNPq granted a productivity grant to Professor Maristela Machado Araujo (Proj 312947/2022-4).

REFERENCES

- Aimi SC, MM Araujo, MFB Muniz, C Walker, DR Gomes. 2021. Physical, physiological, and sanitary quality of *Myrcarpus frondosus* Allemão diaspores stored in different environments. *Floresta e Ambiente* 28(1): e20180249. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087-floram-2018-0249>
- Alsherif EA, TM Al-Shaikh, H Abdelgawad. 2022. Heavy metal effects on biodiversity and stress responses of plants inhabiting contaminated soil in khulais, Saudi Arabia. *Biology* (Basel) 11: 164. DOI: <https://doi.org/10.3390/biology11020164>
- Alvares CA, JL Stape, PC Sentelhas, JL De Moraes Gonçalves, G Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Amorim IP, JPN Silva, CJ Barbedo. 2020. As sementes de *Eugenia* spp. (Myrtaceae) e seus novos conceitos sobre propagação. *Hoehnea* 47: e292020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-29/2020>
- Antonia BD. 2020. Qualidade pós-colheita de cereja-do-rio-grande (*Eugenia involucrata* DC.): caracterização de acessos e estádios de maturação. Dissertação. Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 55 p. DOI: <https://doi.org/10.11606/D.11.2020.tde-14082020-121147>
- Bamagoos AA, HF Alharby, G Abbas. 2022. Differential uptake and translocation of cadmium and lead by quinoa: A multivariate comparison of physiological and oxidative stress responses. *Toxics* 10(2): 68. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxics10020068>
- Barnett HL, BB Hunter. 1999. Illustrated genera of imperfect fungi. 4 ed. American Phytopathological Society. Minnesota, E.E. U.U. 240 p.
- Bernardy K, JG Farias, AS Pereira, AOS Dorneles, D Bernardy, LA Tabaldi, VM Neves, VL Dressler, FT Nicoloso. 2020. Plants' genetic variation approach applied to zinc contamination: secondary metabolites and enzymes of the antioxidant system in *Pfaffia glomerata* accessions. *Chemosphere* 253: 126692. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126692>
- Bewley J, M Black. 2012. Physiology and biochemistry of seeds in relation to germination: Viability, dormancy, and environmental control., 2nd ed. Springer Science & Business Media.
- Brasil 2009. Regra para análise de sementes. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília, Brasil. 399 p.
- Brasil 2013. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instruções para análise de sementes de espécies florestais. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília, 87 p.
- Brüning FO, AD Lúcio, MFB Muniz. 2011. Padrões para germinação, pureza, umidade e peso de mil sementes em análises de sementes de espécies florestais nativas do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal* 21(2): 193–202. DOI: <https://doi.org/10.5902/198050983221>
- Carvalho B, F Cardoso, D Matos, D Kratz. 2020 Análises física e fisiológica de sementes de *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg e *Eugenia involucrata* DC. (Myrtaceae) em diferentes temperaturas e substratos. *Caderno de Ciências Agrárias* 12: 1–7. DOI: <https://doi.org/10.35699/2447-6218.2020.20458>
- Cherobini EAI, MFB Muniz, E Blume. 2008. Avaliação da qualidade de sementes e mudas de cedro. *Ciência Florestal* 18(1): 65–73. DOI: <https://doi.org/10.5902/19805098511>
- Chu-Puga Á., S González-Gordo, M Rodríguez-Ruiz, JM Palma, FJ Corpas. 2019. NADPH oxidase (Rboh) activity is up regulated during sweet pepper (*Capsicum annuum* L.) fruit ripening. *Antioxidants* 8(1): 9. DOI: <https://doi.org/10.3390/antiox8010009>
- Correa ASAS, PB Luz, APB Rossi, SAA Silva. 2021. Biometria de frutos e sementes e divergência genética entre matrizes de *Parkia pendula* (will.) Benth. Ex walp. (Angelim saia) nativa na Amazônia Matogrossense. *Research, Society and Development* 10, e40410817498. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i8.17498>
- Dametto AC., 2014. Estudo químico e avaliação de atividades biológicas de *Eugenia brasiliensis* e *Eugenia involucrata* (Myrtaceae). Tese. Araraquara, São Paulo. Universidade Estadual Paulista (Unesp). 169 p.
- Delgado LF., CJ Barbedo. 2020. Regeneração de raízes e plântulas de sementes de *Eugenia* spp. (Myrtaceae) de diferentes estádios de maturação. *Hoehnea* 47: e042020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-04/2020>
- Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2013. Sistema brasileiro de classificação de solo, 3rd ed. Brasília, DF.
- Ferreira E., Cavalcanti, P., Nogueira, D., 2021. ExpDes.pt: Experimental Designs package (Portuguese). R package version 1.1.2.
- Freire JM, IS Romano, MVSC Souza, ACS Garofolo, TBS Filho. 2022. Forest Seedlings Supply for Restoration of the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. *Floresta e Ambiente* 29(3), e20210058. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087-floram-2021-0058>
- Garcia J, CMM Coelho. 2021. O grau de umidade na colheita e o sistema de secagem são determinantes para o vigor de sementes de arroz. *Energia na agricultura* 36(1): 28–40. DOI: <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2021v36n1p28-40>

- Gasparin E, MM Araujo, ETH Franco, LM Oliveira. 2018. Armazenamento de sementes de espécies florestais, in: Produção de Sementes e Mudanças: Um Enfoque à Silvicultura. UFSM, Santa Maria, p. 448.
- Gasparin E, JMR Faria, AC José, OAO Tonetti, RA Melo, HWM Hilhorst. 2020. Viability of recalcitrant *Araucaria angustifolia* seeds in storage and in a soil seed bank. *J. For. Res.* 31(6): 2413-24-22. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-019-01001-z>
- Gasparin, E, JMR Faria, PR Ribeiro, W Ligtrink, HWM Hilhorst. 2021. Loss of viability during dehydration of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze seeds is associated with specific changes in gene expression. *Trees* 35:2087-2104. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02176-x>
- Giannopolitis CN, SK Ries. 1977. Purification and quantitative relationship with water-soluble protein in seedlings. *Journal of Plant Physiology* 48: 315-318
- Gonçalves JLD, JP Bouillet, J Guillemot, PHS Brancalion, JCT Mendes, ADV Ferraz, M Behling, JP Laclau. 2023. Establishing mixed-species planted forests for restoration and production in Brazil. *Unasylva* 74: 55-59.
- Griebeler AM, MM Araujo, DG Rorato, F Turchetto, LA Tabaldi, FM Barbosa, ALP Berghetti. 2019. Seed Technology of *Myrcianthes pungens* (Berg) Legr: An Approach to Biometry and Germination. *Journal of Agricultural Science* 11(15): 144 - 152. DOI: <https://doi.org/10.5539/jas.v11n15p144>
- Hanapih NFH, UR Sinniah, MM Yusoff. 2022. Seed Quality of lablab bean (*Lablab purpureus*) as influenced by seed maturity and drying methods. *Agronomy* 12(2): 363. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12020363>
- Inocente MC, CJ Barbedo. 2021. Regeneration of roots and seedlings from *Eugenia involucrata* seeds under water deficit conditions. *Journal of Seed Science* 43: e202143015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2317-1545v43248394>
- José AC, RJ Andrade, WVS Pereira, NCN Silva, JMR Faria. 2016. Efeito do extrato pirolenhoso sobre a germinação de espécies do Cerrado brasileiro. *Caderno de Ciências Agrárias* 8(1): 62-69.
- Kijowska-Oberc J, AM Staszak, E Ratajczak. 2021. Climate change affects seed aging? Initiation mechanism and consequences of loss of forest tree seed viability. *Trees - Structure and Function* 35: 1099-1108. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02072-w>
- Lazzari FA. 1993. A redução da qualidade pela atividade fúngica. Anais: Simpósio de Proteção de Grãos Armazenados.
- Lima CC, ESC Gurgel, EEL Borges. 2021. Antioxidant enzyme activity in germination of *Dalbergia spruceana* seeds under different temperatures. *Journal of Seed Science* 43: e202143006. DOI: <https://doi.org/10.1590/2317-1545v43244385>
- Lima MIP, JA Portella, G Arias. 2000. Fungos de grãos de cereais de inverno em função de épocas de colheita. *Embrapa*.
- Loreto F, V Velikova. 2001. Isoprene produced by leaves protects the photosynthetic apparatus against ozone damage, quenches ozone products, and reduces lipid peroxidation of cellular membranes. *Plant Physiology*, 127(4): 1781-1787. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.010497>
- Lovatto M, ER Baseggio, A Lugaesi, GC Girardi, A Uberty, CL Giacobbo. 2021. Germination and fungi incidence in Cerejeira-da-mata seeds at different fruit maturation levels and temperatures. *Agrarian* 14(52): 144-153. DOI: <https://doi.org/10.30612/agrarian.v14i52.11283>
- Maluf AM, DAC Bilia, CJ Barbedo (2003). Drying and storage of *Eugenia involucrata* DC. seeds. *Scientia Agricola*, 60, 471-475.
- Marchiorio JNC. 2009. A vegetação nativa em Santa Maria. *Balduínia*, 15 (1): 5-23.
- Mendes RG, JG Filho, DP Menezes, APS Silva, DL Braga, MAM Jacob, A Fialho. 2019. Efeito do Stimulate® na Qualidade Fisiológica de Sementes de Eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*). *Brazilian Journal of Development* 5(3): 1877-1885.
- Mondal K, SP Malhotra, V Jain, R Singh. 2009. Oxidative stress and antioxidant systems in Guava (*Psidium guajava* L.) fruits during ripening. *Physiology and Molecular Biology of Plants* 15(4): 327-334. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12298-009-0037-3>
- Olivoto T., 2021. Metan: Análise de ensaios em vários ambientes. R package version 1.13.
- Oro P, DG Schulz, CR Volkweis, KB Bandeira, UC Malavasi, MM Malavasi. 2012. Maturação fisiológica de sementes de *Eugenia pyriformis* Cambess e *Eugenia involucrata* DC. *Biotemas* 25(3): 11-18. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p11>
- Padilha MS, NM Donatto, LS Sobral. 2021. Qualidade fisiológica de sementes de *Peltophorum dubium* (Sprengel.) taubert classificadas pelo tamanho. *Biofix Scientific Journal* 6(1): 20-27. DOI: <https://doi.org/10.5380/biofix.v6i1.75531>
- Parisi JJD, AF Santos, CJ Barbedo, PF Medina. 2019. Patologia de sementes florestais: danos, detecção e controle, uma revisão. *Summa Phytopathologica*, 45(2): 129-133. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-5405/188545>
- Quevedo AC, MFB Muniz, C Walker, MA Saldanha. 2020. Health and transmission of fungi associated with seeds of *Luehea divaricata*. *Revista Agro@Mambiente on-Line* 14: 1-12. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v14i0.6181>
- R CORE TEAM. 2018: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Santos PL, RA Ferreira, AG Aragão, LA Amaral, AS Oliveira. 2012. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. *Revista Árvore* 36(2): 237-245. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000200005>
- Santos JCC, DMR Silva, RN Costa, DH Silva, WS Santos, FBP Moura, JV Silva. 2018. Aspectos biométricos e morfológicos de frutos e sementes de *Schinopsis brasiliensis*. *Nativa* 6(3): 219 - 224. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v6i3.4709>
- Sebben AM. 2006. Sistemas de reprodução em espécies e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais, in: Pomar de Sementes de Espécies Florestais Nativas. FUPEF, Curitiba, pp. 93-138.
- Smirnoff N, D Arnaud. 2018. Hydrogen peroxide metabolism and functions in plants. *New Phytologist* 221: 1197-1214. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15488>
- Tedesco AM, PHS Brancalion, MLH Hepburn, K Walji, KA Wilson, HP Possingham, AJ Dean, N Nugent, K Elias-Trostmann, KV Perez-Hammerle, JR Rhodes. 2023. The role of incentive mechanisms in promoting forest restoration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 378: 20210088. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0088>

- Tonetto TS, AP Prado, MM Araujo, MSV Scotti, ETH Fanco. 2013. Dinâmica populacional e produção de sementes de *Eugenia involucrata* na Floresta Estacional Subtropical. *Floresta e Ambiente* 20(1): 62–69. DOI: <https://doi.org/10.4322/floram.2012.072>
- Turchetto F, MM Araujo, LA Tabaldi, AM Griebeler, DG Rorato, SC Aimi, ALP Berghetti, DR Gomes. 2016. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries? *For Ecol Manage* 375: 96–104. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.029>
- Turchetto F, MM Araujo, LA Tabaldi, AM Griebeler, DG Rorato, ALP Berghetti, FM Barbosa, MS Lima, C Costella, VM Sasso. 2020. Intensive silvicultural practices drive the forest restoration in southern Brazil. *For Ecol Manage* 473: 118325. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118325>
- Vieira EL, Carvalho ZS. 2023. Fisiologia de sementes: Parte I - formação e germinação de sementes. *Boletim Científico Agrônomo Co CCAB/UFRB*, 1(e2259), 1–9.
- Zeraik AE, FS Souza, O Fatibello-Filho. 2008. Desenvolvimento de um spot test para o monitoramento da atividade da peroxidase em um procedimento de purificação. *Química Nova* 31(4):731–734. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000400003>
- Zhao H, J Guan, Q Liang, X Zhang, H Hu, H Zhang. 2021. Effects of cadmium stress on growth and physiological characteristics of sassafras seedlings. *Scientific reports* 11: 9913. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89322-0>

Recibido: 16.06.2024

Aceptado: 27.02.2025

Efectos de la corta sobre la dinámica del bosque alto del Chaco húmedo Argentina

Effects of cutting on the dynamics of the high forest of the humid Chaco Argentina

Sebastian Kees ^{a*} , Miguel Brassiolo ^b ,
Santiago Toledo ^c , Pablo L Peri ^d 

*Autor de correspondencia: ^a Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Campo Anexo Estación Forestal Plaza, Estación Experimental Agropecuaria Sáenz Peña, Chaco, Argentina, kees.sebastian@inta.gob.ar

^b Universidad Nacional de Santiago del Estero, Facultad de Ciencias Forestales, Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques (INSIMA), Santiago del Estero, Argentina

^c Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Santa Cruz, Argentina.

^d Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz, Santa Cruz, Argentina.

RESUMEN

El estudio de la dinámica forestal permite medir el impacto de las intervenciones forestales en el tiempo. El presente estudio, busca conocer la respuesta del bosque alto del Chaco húmedo (Argentina) ante diferentes intervenciones silviculturales después de 19 años de efectuada la corta en términos de la mortalidad y el reclutamiento de ejemplares arbóreos y su crecimiento. En una superficie de 5,4 hectáreas de un bosque se combinaron dos intensidades de corta (20 % y 33 % del área basal) y dos métodos de corta (método de la masa, MM y método de árbol futuro, MAF), y el testigo sin intervenir en un diseño experimental de parcela dividida completamente aleatorizada y 4 repeticiones por tratamiento. Se censaron todos los árboles vivos de especies de interés comercial presentes con DAP mayor a 10 cm en tres oportunidades. Se determinaron las tasas de mortalidad, reclutamiento, el crecimiento diamétrico y basimétrico, para estimar la duración del ciclo de corta. Los resultados muestran que los tratamientos silviculturales de corta disminuyen la tasa de mortalidad y aumentan la tasa de reclutamiento para especies de interés comercial (Guayaibí, Espina corona, Guayacán, Ibira pitá í, Urunday, Francisco Álvarez y Carandá, entre otras). Teniendo en cuenta el crecimiento de los árboles de las especies de interés comercial favorecidos, el MAF presentó mejores resultados que el MM con ciclos de corta cercanos a los 15 años.

Palabras clave: silvicultura, bosques nativos, Chaco húmedo, método.

SUMMARY

The study of forest dynamics allowed us to measure the impact of forestry interventions over time. The present study sought to understand the response of the high forest of the humid Chaco (Argentina) to different silvicultural interventions after 19 years of logging in terms of mortality and recruitment of tree specimens and their growth. In a 5.4 hectare forest area, two cutting intensities (20 % and 33 % of the basal area) and two cutting methods (mass method, MM, and future tree method, MAF) were combined, and the control was not intervened in a completely randomized split plot experimental design and four repetitions per treatment. All living trees of commercially interesting species with a DBH greater than 10 cm were censused on three occasions. Mortality rates, recruitment, diametric growth, and basimetric growth were determined to estimate the duration of the cutting cycle. The results show that silvicultural cutting treatments decrease the mortality rate and increase the recruitment rate for species of commercial interest (Guayaibí, Espina corona, Guayacán, Ibira pitá í, Urunday, Francisco Álvarez and Carandá, among others). Considering the growth of trees of favored species of commercial interest, MAF presented better results than MM with cutting cycles close to 15 years.

Keywords: forestry, native forests, humid Chaco, method.

INTRODUCCIÓN

La elaboración de los conceptos del manejo forestal sustentable, y sobre todo su implementación, requieren de procesos reiterativos e interactivos. En muchos casos se parte de un bosque degradado por sobre explotación forestal con la finalidad de llegar a la situación manejo fo-

restal sustentable, proceso que conlleva mucho esfuerzo y tiempo (Grulke *et al.* 2007). Sin embargo, las nuevas propuestas de manejo deben ser analizadas considerando la composición florística, el crecimiento y la estructura, abarcando periodos de tiempo similares a la duración de los ciclos de corta teóricos propuestos para estos bosques y determinar el sistema más apropiado a cada situación (Peri

et al. 2021); en este contexto el presente estudio busca generar conocimiento que aporte información necesaria en la gestión de los bosques.

El estudio de la dinámica forestal se fundamenta en la descripción de la estructura y composición de un bosque, y en el análisis de los cambios que experimentan en el tiempo (Veblen 1992). Distintos autores concuerdan en que el método más preciso para efectuar dicho estudio es la comparación de censos repetidos en el tiempo, permitiendo determinar de modo directo las tasas de reclutamiento y mortalidad de cada especie, y los cambios netos estructurales y su composición durante el periodo de estudio (Hibbs 1983, McCune y Cottam 1985).

Rey (1997) define la dinámica como la expresión de la evolución en el tiempo y en el espacio de la composición de los ecosistemas, bajo la influencia de factores y parámetros naturales y/o antrópicos de la composición intra e interespecífica de las poblaciones que componen un espacio arbolado. Este mismo autor, establece que la dinámica, activada por parámetros y factores climáticos, edafológicos, biológicos, antrópicos y a veces fenómenos accidentales, es integrada a las decisiones de ordenación forestal y a la gestión multifuncional de los bosques. En este contexto, los bosques húmedos tropicales son grandes masas arbóreas, muy diversificadas y dinámicas. El motor de esta dinámica son las perturbaciones (mortalidad) que resultan en la formación de los claros, además de la regeneración (reclutamiento) y el crecimiento, que permiten mantener la estructura del bosque (Finegan 1992).

Según lo establecido por Aguilar (2008), resulta de importancia estudiar fenómenos ecológicos a largo plazo. En este sentido, Vallejo *et al.* (2005), enfatizan que este tipo de estudios son fundamentales para el entendimiento de los cambios ambientales que ocurren en los ecosistemas para la implementación de planes adecuados de manejo, particularmente en el caso de los bosques tropicales y subtropicales.

De acuerdo con Louman *et al.* (2001) un sistema silvicultural es una secuencia lógica de actividades que se realizan para mantener, remover o reemplazar productos forestales, mientras que, Brassiolo y Grulke (2015) definen un sistema silvicultural como la estrategia para lograr el rodal objetivo a partir de una situación inicial, dependiendo del objetivo del manejo, este puede estar relacionado no solo con el logro de productos forestales sino también, con objetivos de conservación.

Según Nyland (2016), los sistemas silvícolas en los bosques nativos se pueden clasificar en sentido amplio en monocíclicos (“uniformes” o “regulares”) o policíclicos (“selectivos” o “irregulares”).

Dentro de las clasificaciones existentes, Grulke *et al.* (2007), sugieren que los sistemas silviculturales que podrían ser aplicados a bosques nativos de la provincia del Chaco son: a) Sistemas de conversión, que están basados en que la vegetación arbórea existente va siendo modificada paulatina y gradualmente en su composición y / o

estructura (Lamprecht 1986), generando o conservando bosques irregulares, que se manejan de forma policíclica manteniendo la estructura heterogénea de bosques nativos; luego b) Sistemas de enriquecimiento, donde la vegetación arbórea existente es mantenida y manejada a la vez que se incorporan nuevas especies arbóreas mediante plantación; y c) Sistemas silvopastoriles, donde se combina el manejo de la producción ganadera con la producción de madera en la misma superficie.

Teniendo en cuenta este contexto, gran parte de las pautas de manejo recomendadas en por la mayoría de los autores para estos bosques fueron basadas en información preliminar o en experiencias con bosques de otras regiones.

Hasta el momento existen pocos trabajos basados en estudio de largo plazo (Kees *et al.* 2018, Iturre *et al.* 2020, Kees *et al.* 2024) que brindan información parcial acerca de procesos relativos a la dinámica interna de los bosques del Parque Chaqueño.

Los objetivos planteados en la presente investigación se enfocan en conocer la dinámica del bosque a través de la mortalidad, reclutamiento, el crecimiento diamétrico y basimétrico de las especies de interés comercial de un bosque Alto del Chaco húmedo, Argentina bajo diferentes tipos de manejo silvícola e intensidades de corta.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se llevó a cabo en un bosque de la Estación Forestal Plaza, Campo Anexo de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña, ubicada a los 59° 48' de Longitud O y 26° 56' de Latitud S, a 75 m s.n.m. (figura 1). Según Oyarzabal *et al.* (2018), este tipo de bosques se encuentra incluido en la provincia geográfica chaqueña, dentro de la cual los tipos de vegetación zonal dominantes son el bosque y la sabana tipo parque; siendo la unidad fisionómica de vegetación donde se encuentra el área de trabajo la que corresponde a Mosaico de Bosque de xerófitas, de mesófitas, Sabana y Selva de albardón (Chaco Húmedo con Bosques y Cañadas). Mosaico complejo de seis comunidades cuya distribución espacial depende del relieve y régimen hídrico. Las dos primeras son zonales. Se trata de una comunidad tipo Bosque de mesófitas con especies de linaje extra-chaqueño como *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S.Mill., *Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taub., *Pisonia zapallo* Griseb., *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos, en suelos altos, francos; que hacia el norte se enriquece con *Holocalyx balansae* Micheli. El clima es cálido, subtropical con estación seca. La temperatura promedio anual es de 21,5 °C, con una media en el mes más frío, julio de 15 °C, y una mínima media, también en el mes de julio, de 7 °C. El periodo libre de heladas es de 320 a 350 días por año (INTA 2006). El bosque se encuentra sobre la serie Plaza (Pp), un Natrustalf Mólico, del orden de los Alfisoles. Sus principales problemas son escaso espesor del horizonte superficial donde se acumula la

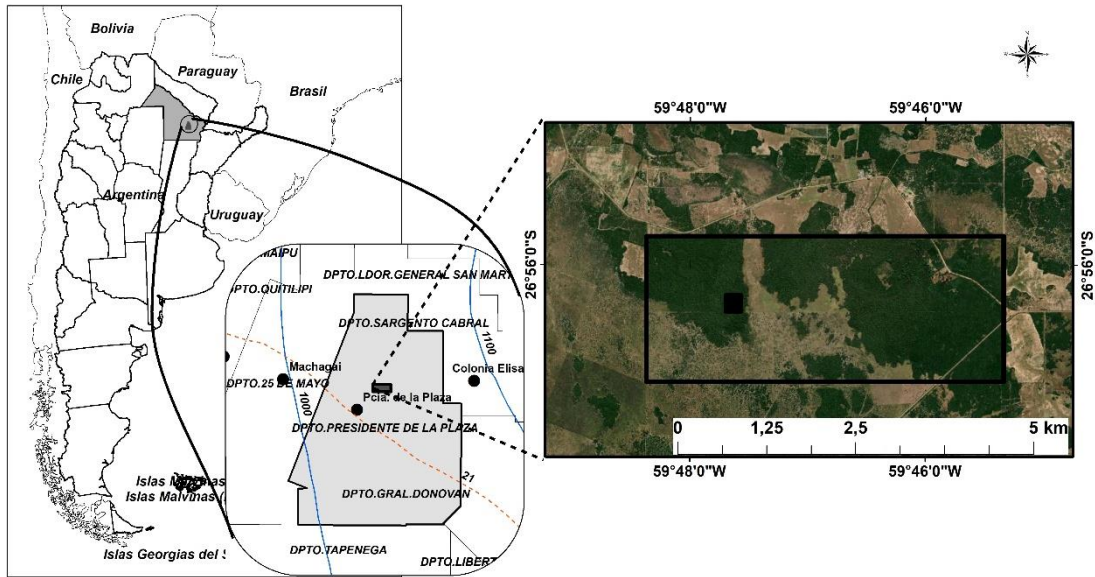


Figura 1. Ubicación relativa del área de estudio.
Relative location of the study area.

materia orgánica y el horizonte lixiviado que se encuentra cerca de la superficie, fuertemente sódico y moderadamente salino (Ledesma 1992).

Experimento. En el experimento (5,4 ha) se probaron dos tratamientos de corta de entresaca combinados con dos intensidades de remoción de área basal y áreas sin corta (testigo – T0), dispuestos en un diseño experimental de parcela dividida completamente aleatorizada con 4 repeticiones por tratamiento. Los tratamientos son las intensidades de remoción de área basal que ocupan una parcela de 1 ha y los métodos de selección, subparcelas de 0,5 ha cada una. Las intensidades de extracción representaron 0 % (T0), 20 % (T1) y 33 % (T2) del área basal (G) de la parcela. A su vez en las subparcelas se aplicaron dos métodos diferentes para la selección de los individuos a extraer, el primero estuvo definido por la curva de distribución ideal, o método de la masa (MM), para lo cual se aplicó el procedimiento propuesto por Schütz (1989) (citado por Grulke 1994) y luego se seleccionaron los individuos de las clases diamétricas mayores, cortables; cuando fue necesario se completó el porcentaje preestablecido con pies sobrantes de las clases diamétricas inferiores. El otro método (MAF – Método del Árbol Futuro) se basó en la liberación de árboles de futura cosecha priorizando ejemplares a promocionar y cortando el competidor más cercano hasta completar el porcentaje de extracción de área basal preestablecido tomando la precaución de no abrir en demasía la masa (figura 2).

Mediciones. A fin de poder cuantificar las tasas de mortalidad y reclutamiento de los ejemplares de las especies forestales, en cada parcela y subparcela se midieron con cinta diamétrica y numeraron con pintura sintética todos

los árboles vivos de especies de interés comercial presentes con DAP mayor a 10 cm en el año 2003, inmediatamente después de la corta en el año 2004, y en el año 2022 donde se cuantificaron además los individuos muertos que estaban presentes en el año 2004 y los reclutados que alcanzaron los 10 cm de DAP. La identificación de especies se realizó in situ por personal capacitado e idóneo para la identificación de especies en la región de estudio. Para la identificación de los ejemplares muertos se emplearon los registros numéricos y su posición relativa dentro de cada subparcela, asimismo se registró también la posición relativa de los ejemplares reclutados.

Procesamiento de Datos. Para el cálculo de las tasas anuales de mortalidad y reclutamiento se emplearon los modelos sugeridos por diferentes autores para los bosques tropicales y subtropicales (Korning y Balslev 1994, Londoño y Jiménez 1999, Melo y Vargas 2003, Quesada Monge *et al.* 2012, Iturre *et al.* 2020).

- Tasa anual de mortalidad (TAM): cuya expresión matemática se presenta a continuación, es la de una tasa negativa de interés compuesto [1]:

$$TAM = \left[1 - \left(\frac{Ns}{N0} \right)^{1/t} \right] x 100 \quad [1]$$

Donde TAM = Tasa anual de mortalidad expresada en porcentaje, N0 = Número de individuos inicialmente inventariados, Ns = Número de individuos inicialmente inventariados, sobrevivientes en un inventario posterior después de un intervalo t de tiempo y t = Intervalo de tiempo en años, transcurrido entre las mediciones.

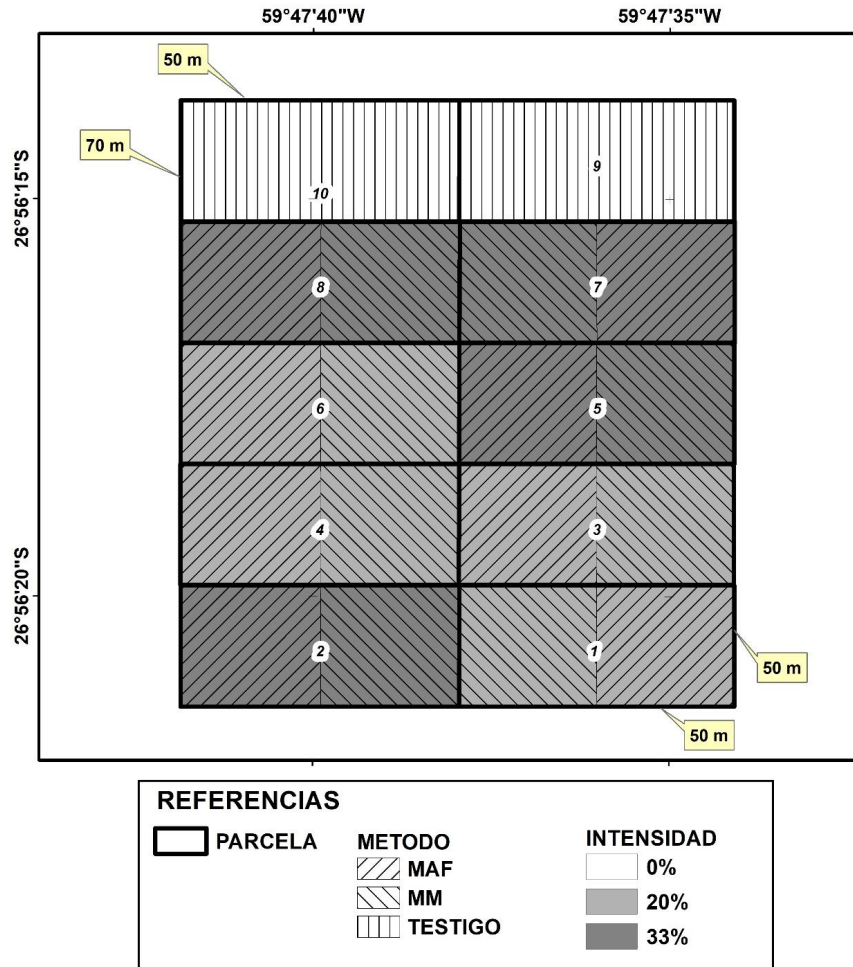


Figura 2. Croquis del diseño experimental de parcelas divididas con diferente intensidad y tipo de raleo para un bosque alto abierto del Chaco húmedo.

Sketch of the experimental design of Split plots with different intensity and type of thinning for a high open forest in the humid Chaco.

- Tasa anual de Reclutamiento (TAR): corresponde a una tasa positiva de interés compuesto cuya expresión matemática es la siguiente [2]:

$$TAR = \left[\left(\frac{Nt}{N0} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100 \quad [2]$$

Donde TAR = Tasa anual de reclutamiento expresada en porcentaje; Nt = Número de Individuos inicialmente inventariados más los reclutas durante el periodo t de tiempo, N0 = Número de individuos inicialmente inventariados y t = Intervalo de tiempo en años, transcurrido entre los dos inventarios.

Se calculó el área basal ($m^2 ha^{-1}$) de cada especie para cada tratamiento y periodo, a fin de detectar variaciones en el periodo y establecer su relación a la mortalidad y reclutamiento.

Para determinar el crecimiento diamétrico de las especies comerciales para el periodo 2004 y 2022, se empleó la metodología citada por Humano (2013) en la cual los

valores se agruparon por categoría diamétrica (Smithers 1949, Weaver 1979), para calcular el crecimiento con la siguiente fórmula [3]:

$$IMA_i = \left[\sum_{j=1}^k \frac{DAP_{i,j+1} - DAP_{i,j}}{K} \right] / P \quad [3]$$

Donde IPAi: Crecimiento medio anual por árbol en la clase i, DAPi = Diámetro del individuo de la clase i a 1,30 m, J = Ocasión de la medición del diámetro, P = Periodo de tiempo entre las mediciones y K = N° de individuos de la clase.

A partir de los valores de incremento diamétrico, se estimó el Tiempo de Transito (TT) o Tiempo de Paso siguiendo la metodología propuesta por Araujo e Iturre (2006) empleando una amplitud de clase de diámetro de 5 cm.

Análisis Estadístico. Consistió en la obtención de parámetros descriptivos de cada variable analizada. Se realizaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilks modificadas a cada

conjunto de datos a evaluar. Los datos obtenidos fueron analizados con ANOVA multifactorial de medidas repetidas, siendo los factores las intensidades de extracción de área basal (0 %, 20 % y 33 %) y los métodos de selección (MM y MAF) para los periodos de años medidos (2004 y 2022). Las diferencias significativas entre medias fueron separadas con el test de Tukey con un nivel de significancia de $P < 0,05$. Se efectuó, además de un análisis correlacional entre las variables TAR, TAM y la variación del área basal, un análisis por medio de regresiones considerando la TAR y TAM (variables dependientes) y las variaciones de área basal (variable independiente) entre tratamientos.

Con los valores medios de incremento por clase diamétrica para cada tratamiento se ajustó un modelo polinomial de segundo grado con el fin de predecir los incrementos medios periódicos anuales (IPA) (variable respuesta) utilizando como variable predictora la clase diamétrica.

El análisis estadístico de los datos se efectuó con el software Infostat (Di Rienzo *et al.* 2020) considerando solo las especies de interés comercial dado que fueron el objeto de tratamiento silvicultural aplicado.

RESULTADOS

En primera instancia se presenta el listado de especies según interés comercial y temperamento, censadas en 2004 y 2022 en las parcelas intervenidas y no intervenidas, empleadas en los análisis de mortalidad y reclutamiento (cuadro 1).

Como *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S.Mill., *Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taub., *Pisonia zapallo* Griseb., *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos, en suelos altos, francos; que hacia el norte se enriquece con *Holocalyx balansae* Micheli.

Las de temperamento robusto (típicamente heliófilas, colonizadoras) requieren ligera protección contra los golpes de sol y las heladas que logran con la vegetación herbácea natural y los árboles que crecen diseminados (por viento y/o animales) en áreas de regeneración. Las especies de temperamento medio requieren mayor protección en relación con las del primer grupo, condición que encuentran en bordes de bosques, caminos, chacras o bien en pequeñas abras internas que no responden a condiciones

Cuadro 1. Listado de especies de interés comercial registradas para el análisis de mortalidad y reclutamiento.

List of species of commercial interest surveyed for mortality and recruitment analysis.

Nombre vulgar	Nombre científico	Familia	Mortalidad	Reclutamiento	Temperamento
Espina corona	<i>Gleditsia amorphoides</i>	Fabáceas	X	X	Delicado
Francisco Álvarez	<i>Pisonia zapallo</i>	Nictagináceas	X	X	Delicado
Guayaibi	<i>Cordia americana</i>	Borraginaceas	X	X	Delicado
Ibira pita i	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Poligonáceas	X	X	Delicado
Carandá	<i>Neltuma kuntzei</i> G.C. Mueller	Fabáceas	X	X	Robusto
Palo lanza	<i>Phillostillon rhamnoides</i> (Poiss.) Taub.	Ulmáceas	X	X	Delicado
Palo mora	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Moráceas	X	X	Delicado
Palo piedra	<i>Diplokeleba floribunda</i> N.E.Br.	Sapindáceas	X	X	Delicado
Urunday	<i>Astronum balansae</i> Engl.	Anacardiáceas	X	X	Medio
Lapacho	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Bignoniáceas	X		Delicado
Quebracho blanco	<i>Aspidosperma quebracho-blanco</i> Schltldl.	Apocináceas	X		Robusto
Guayacán	<i>Libidibia paraguariensis</i> (D.Parodi) G.P.Lewis	Fabáceas	X		Robusto
Algarrobo negro	<i>Neltuma nigra</i> (Griseb.) C.E.Hughes & G.P.Lewis	Fabáceas	X		Robusto
Quebracho colorado	<i>Schinopsis balansae</i> Engl.	Anacardiáceas	X		Robusto

edáficas desfavorables, sino que resultan de la eliminación del monte; y las especies de temperamento delicado que pueden ser afectadas severamente por las heladas durante los primeros años de vida (Valentini 1978, Wenzel y Hampel 1998, Gómez y Kees 2009).

Para el análisis de mortalidad se registraron 14 especies de interés comercial, pertenecientes a 10 familias, para ambos años es decir que no hubo variación en el número de especies para el periodo, mientras que para el análisis de reclutamiento se registraron reclutas pertenecientes a 8 familias botánicas y 9 especies de interés comercial (cuadro 1).

Seguidamente se muestran los valores medios de densidad y área basal de las áreas intervenidas y sin intervención del ensayo para los años 2003 (pre corta), 2004 y 2022 (post corta) (cuadro 2).

Los datos reflejan que, en las áreas intervenidas, comparando los valores de los años 2022 y 2004, se registró mayor densidad y menor de área basal para las especies de temperamento delicado; mientras que para las de temperamento medio prácticamente no hubo variaciones, sin embargo, para las de temperamento robusto hubo una disminución en ambas variables. En las áreas sin interven-

ción, se registró una disminución del área basal y la densidad para las especies de temperamento delicado y robusto, mientras que, las especies de temperamento medio registraron un leve incremento en ambas variables.

A continuación, se presentan los valores de mortalidad y reclutamiento de cada tratamiento, así como el posterior análisis estadístico para cada tratamiento, seguidamente se muestran las variaciones de área basal registradas durante el periodo y la modelación del crecimiento y su empleo en la estimación de los Tiempos de Transito de cada método de selección.

Mortalidad y Reclutamiento. Los datos presentados en el cuadro 3 corresponden al relevamiento censal de los ejemplares vivos de especies comerciales mayores de 10 cm de DAP del año 2004, como densidad inicial y los del año 2022 como densidad final, sin incluir los valores de los ejemplares reclutados de cada tratamiento.

Se registraron un total de 1.618 y 1.170 ejemplares de especies comerciales mayores de 10 cm de DAP para el 2004 y 2022, respectivamente, lo que representa una reducción del 28 % de los ejemplares respecto al inicio del

Cuadro 2. Densidad y área basal por clase diamétrica y tratamiento para los años 2003, 2004 y 2022 de las especies de interés comercial.

Density and basal area by diameter class and treatment for the years 2003, 2004 and 2022 of the species of commercial interest.

Temperamento clase diamétrica (cm)	Área intervenida						Área sin intervención					
	delicado		medio		robusto		delicado		medio		robusto	
	m ² ha ⁻¹	ind ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	ind ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	ind ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	ind ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	ind ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	ind ha ⁻¹
10,1 - 20,0	3,11	194	0,04	3	0,01	1	2,21	126	0,00	0	0,00	1
20,1 - 30,0	3,97	84	0,08	2	0,04	1	3,42	69	0,00	0	0,03	1
30,1 - 40,0	3,98	42	0,34	3	0,40	4	4,48	46	0,08	1	0,27	3
40,1 - 50,0	1,65	11	0,12	1	0,63	4	2,72	18	0,11	1	1,16	7
> 50,1	0,36	2	0,47	2	0,45	2	0,78	4	0,00	0	1,22	4
Total 2022	13,07	333	1,05	11	1,53	12	13,61	263	0,19	2	2,68	16
10,1 - 20,0	2,39	144	0,06	3	0,03	2	2,64	152	0,00	0	0,10	4
20,1 - 30,0	3,14	65	0,15	3	0,11	2	4,37	94	0,00	0	0,39	8
30,1 - 40,0	3,38	37	0,10	1	0,47	5	5,01	54	0,16	1	0,90	9
40,1 - 50,0	1,23	8	0,11	1	0,61	4	2,77	19	0,00	0	1,46	9
> 50,1	0,48	2	0,34	1	0,40	1	1,66	6	0,00	0	1,41	4
Total 2004	10,63	256	0,75	9	1,60	14	16,46	326	0,16	1	4,28	34
10,1 - 20,0	2,53	152	0,06	3	0,03	2						
20,1 - 30,0	3,49	72	0,16	3	0,11	2						
30,1 - 40,0	4,13	45	0,15	2	0,59	6						
40,1 - 50,0	2,02	13	0,16	1	0,98	6						
> 50,1	1,40	6	0,48	2	0,86	3						
Total 2003	13,57	286	1,00	11	2,57	19						

periodo. Los valores medios de la tasa de mortalidad se encuentran dentro del rango de 1 a 5 %. El número de individuos reclutados y la TAR fue inferior en el tratamiento testigo, con magnitudes de 4 a 6 veces inferior que en los tratamientos con intervención silvicultural. El mayor porcentaje de ejemplares reclutados correspondió a las parcelas tratadas con valores que fluctuaron entre 19 % y 28 %, mientras que el conjunto de las áreas sin intervención solo presentó valores medios del 10 % (cuadro 3).

En el tratamiento testigo el promedio de árboles muertos fue de 228 árboles ha⁻¹, mientras que en las parcelas intervenidas fue solo 59 árboles ha⁻¹ para el periodo analizado. *In situ*, se observaron dos situaciones que reflejan la distribución de los árboles muertos, en la primera situación, la gran mayoría de los ejemplares muertos dentro del

área testigo y del área intervenida, fueron de especies de temperamento delicado y producto de la caída o rotura de ramas de grandes árboles enfermos, siendo su distribución generalmente agrupada y asociada a la presencia de estos fenómenos; mientras que, en la segunda situación, menos frecuente, se registraron pequeños grupos de árboles muertos de especies de temperamento delicado en sitios donde la intervención silvicultural generó grandes aperturas en el dosel con la consiguiente exposición brusca de estos árboles.

La TAM presentó una distribución de tipo normal ($P = 0,3693$) y el ANOVA determinó que existen diferencias significativas para la intensidad de la corta ($F = 9,87$; $P = 0,0054$), pero no para el método de selección de árboles a cortar ($F = 0,14$; $P = 0,7151$) respecto a la TAM (figura 3).

Cuadro 3. Valores de Mortalidad y Reclutamiento términos de número de árboles por hectárea de cada tratamiento.

Mortality and Recruitment Values in terms of number of trees per hectare of each treatment.

Tratamiento (Intensidad Método ⁻¹)	Densidad 2004 (ind ha ⁻¹)	Densidad 2022 (ind ha ⁻¹)	M (árboles ha ⁻¹)	R (árboles ha ⁻¹)	TAM (%)	TAR (%)
20 % - MAF	328	244	84	181	1,68 ± 0,87	2,4 ± 0,72
33 % - MAF	220	178	42	193	1,23 ± 0,79	3,3 ± 0,82
20 % - MM	283	234	49	225	1,02 ± 0,74	3,2 ± 0,65
33 % - MM	280	219	61	268	1,55 ± 1,23	3,8 ± 1,22
0 % -TESTIGO	362	279	151	68	2,81 ± 0,61	0,9 ± 0,29

Donde M = cantidad de ejemplares muertos por ha y R= cantidad de ejemplares reclutados por ha.

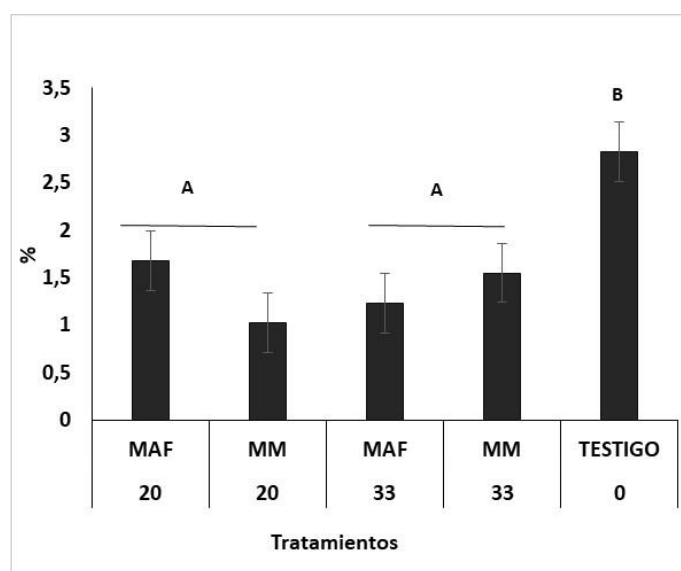


Figura 3. Comparación de medias de TAM según tratamientos e intensidad de corta. Donde MM = Método de la Masa y MAF = Método del Árbol de futura cosecha. Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas ($P < 0,05$).

Comparison of means of the TAM according to treatments and cutting intensity. Where MM = Mass Method and MAF = Future Harvest Tree Method. Different letters indicate significant statistical differences ($P < 0.05$).

Si bien, no se detectaron diferencias significativas en términos de mortalidad entre las parcelas intervenidas después de 19 años de realizadas las intervenciones, existe una tendencia a valores menores en las combinaciones de intensidades del 20 % con la aplicación del MM, seguida por la intensidad del 33 % con la aplicación del MAF. En los tratamientos con intervenciones, la mortalidad fue menor que en el tratamiento testigo.

Los valores de la TAR presentan una distribución de tipo normal ($P = 0,5848$) y al igual que en caso de la mortalidad, se encontraron diferencias significativas para la intensidad de corta ($F = 27,24$; $P = 0,0119$) y no para el método de selección de árboles a cortar ($F = 3,19$; $P = 0,0931$) (figura 4).

En este caso, si bien no se detectaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) en términos de reclutamiento entre las parcelas intervenidas, se observa una tendencia a valores mayores en las combinaciones de intensidades del 33 % con la aplicación del MM, seguidas por la intensidad del 33 % en combinación con el MAF y la intensidad de 20 % en combinación con el MM. En los tratamientos con intervenciones, el reclutamiento fue mayor que en el tratamiento testigo.

Respecto a la participación porcentual de las especies en el reclutamiento, las mayores proporciones fueron registradas para Guayaibí, Palo lanza, Francisco Álvarez y Espina corona en todo el ensayo (figura 5).

En términos generales, dentro del área intervenida, por apreciación visual, la distribución de los arbolitos reclutados estuvo asociada a la disponibilidad de espacio generada por la corta, dado que se observaron mayor cantidad de reclutas de especies de temperamento delicado en los bordes y áreas de influencia de los claros generados y me-

nor cantidad en las áreas entre claros, formando pequeños grupos de 2 o 3 individuos por claro. Idéntica situación se observó en el área testigo, pero asociados a los claros generados por la caída de grandes árboles.

Incrementos. El área basal promedio de las especies de interés comercial del conjunto de las parcelas intervenidas, en 2004 fue de $12,98 \pm 2,77 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y de $15,64 \pm 3,22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en 2022, esto representa un incremento del 20,4 %. En contraste, para el tratamiento testigo, las variaciones fueron negativas (cuadro 4).

La variación del área basimétrica de especies comerciales presentó una distribución de tipo normal ($P = 0,4568$) y en el análisis de varianza de esta variable si bien no se detectaron diferencias significativas entre métodos de selección o interacciones entre tratamientos ($F = 4,18$ - $P = 0,0682$; $F = 0,05$ - $P = 0,8229$), si las hubo respecto a la intensidad de extracción ($F = 18,22$ - $P = 0,007$), destacándose en este caso las intensidades del 20 % y el 33 % (en igualdad de significación) por sobre el testigo según el test de Tukey ($P > 0,05$).

El análisis de correlación efectuado entre los valores de variación de área basal y los valores de las tasas de mortalidad y reclutamiento de especies comerciales, arrojó valores del coeficiente de Pearson de -0,92 y 0,8, respectivamente.

Gráficamente estas relaciones se visualizan como dos rectas con diferente pendiente, lo que refleja la tendencia del comportamiento de ambas variables frente a las variaciones basimétricas de las especies comerciales (figura 6).

Modelado de incremento diamétrico y su aplicación para el manejo forestal. Los valores presentados corresponden,

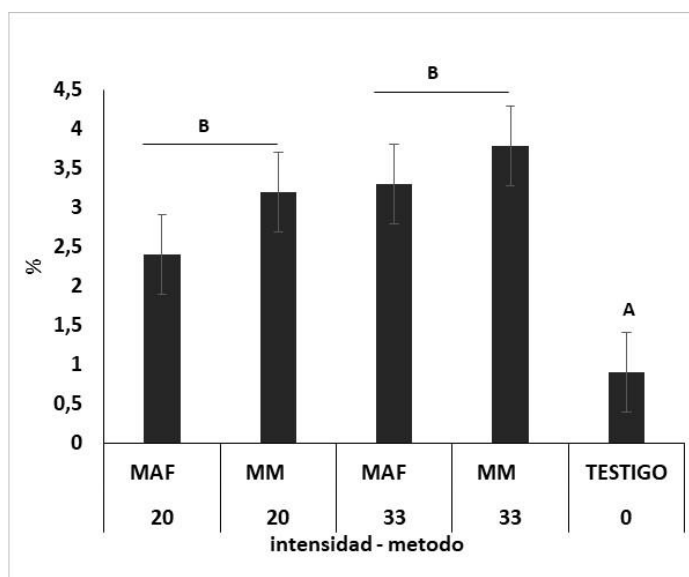


Figura 4. Comparación de medias de la TAR según método e intensidad de corta. Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas ($P < 0,05$).

Comparison of means of the TAR according to method and intensity of felling. Different letters indicate significant statistical differences ($P < 0.05$).

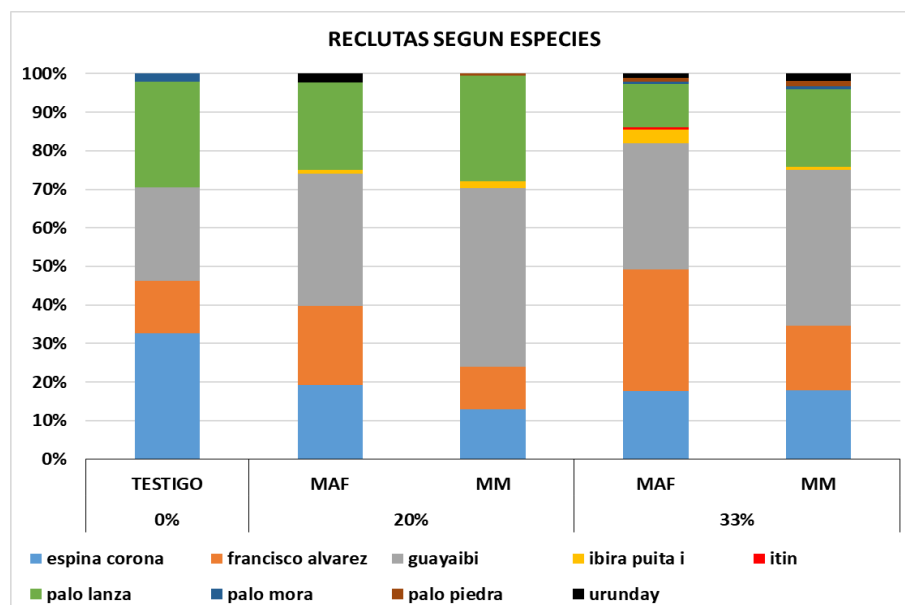


Figura 5. Participación porcentual de reclutas de especies de interés comercial según tratamiento.

Percentage participation of recruits of species of commercial interest according to treatment.

Cuadro 4. Área basal de las especies de interés comercial y su variación para el periodo según tratamiento.

Basal area of species of commercial interest and its variation for the period according to treatment.

Tratamientos	Área basal especies comerciales 2004 (m ² ha ⁻¹)	Área basal especies comerciales 2022 (m ² ha ⁻¹)	Variación especies comerciales (m ² ha ⁻¹)
MAF	13,98	15,58	1,62
20	15,88	16,99	1,00
33	12,07	14,17	2,24
MM	11,99	15,70	3,65
20	13,40	16,88	3,26
33	10,57	14,53	4,04
TESTIGO	20,89	16,48	-5,78
0	20,89	16,48	-5,78
Total general	15,62	15,92	-0,17

en el MAF a los incrementos de ejemplares de futura cosecha solamente, mientras que, en el MM, corresponden a los valores de todos los ejemplares presentes de especies comerciales; en ambos casos discriminados según su temperamento (cuadro 5).

Seguidamente se presentan, los valores de IMA agrupados por método incluyendo todas las especies comerciales solamente para generar los modelos de incremento diamétrico (cuadro 6).

A partir de los valores presentados en el cuadro 6, se ajustaron diferentes modelos de incremento diamétrico (figura 7) para MAF, MM y el Testigo.

La gráfica de los modelos refleja claramente el comportamiento de los incrementos para cada situación según el método silvícola aplicado. Para el MM y el MAF los valores fueron mayores al testigo en la mayoría de las clases diamétricas; siendo mayores en el caso del MAF los 40 cm y a partir de ese valor fueron mayores para el MM (figura 7).

Seguidamente, los valores del Tiempo de Transito se presentan en el cuadro 7, para cada clase diamétrica.

Los incrementos estimados para el MAF fueron mayores y los tiempos de tránsito menores que para el MM, hasta los 37,5 cm de diámetro aproximadamente a partir de

los 35 cm de diámetro los tiempos de tránsito para ambos métodos fueron similares.

DISCUSIÓN

Teniendo en cuenta los valores citados por Gómez y Kees (2005), Gómez *et al.* (2005) y Brassiolo *et al.* (2009), se puede observar en el cuadro 2 que se trata de un bosque con una gran cantidad de ejemplares en clases diamétricas superiores y elevada área basal reflejando una situación típica de bosques en estado de sobre madurez.

La TAM media para los tratamientos de corta y el testigo fueron de 1,4 y 2,8 %, respectivamente (cuadro 3). Es decir, en términos generales la TAM fue 2 veces menor. Esto pudo deberse, entre otras causales, al estado de competencia en el que se encuentran los árboles desarrollándose en parcelas sin intervenir, mientras que en las áreas intervenidas la competencia ha sido reducida mediante la corta. En todos los casos, estos registros fueron menores a los hallados por Montero – Flores *et al.* (2020) para dos fitosocionomías de bosques bajo manejo forestal en Brasil con valores que fluctuaron entre 5,2 y 6,3 %. Sin embargo,

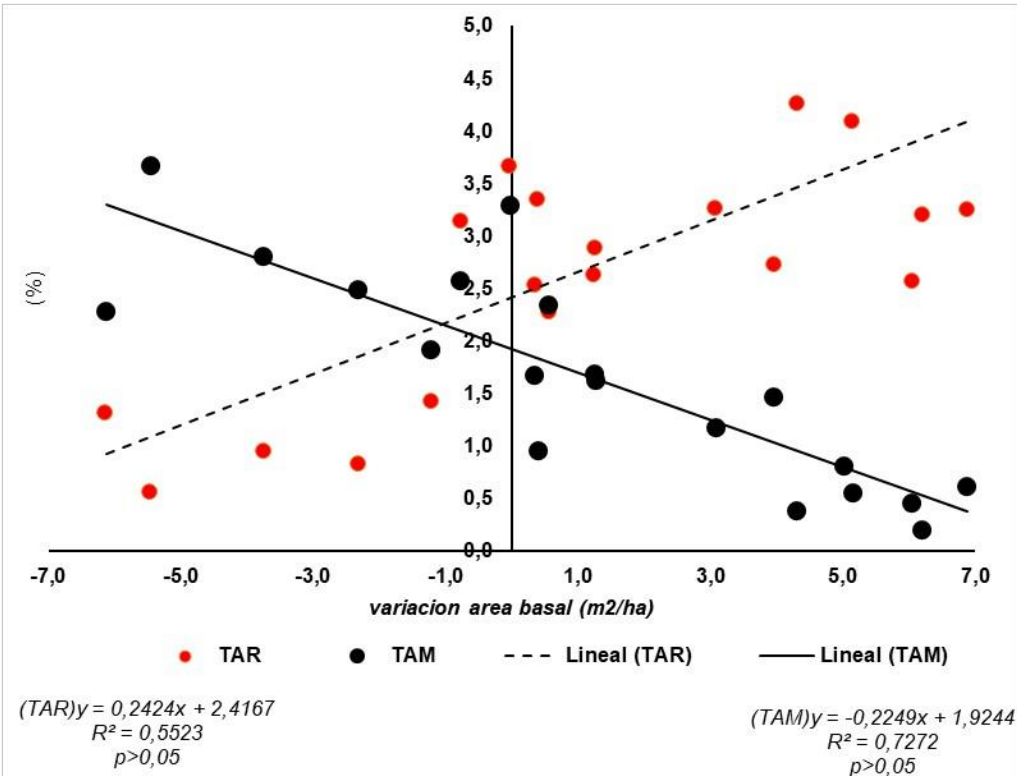


Figura 6. Relación entre variación del área basal en el periodo 2004 a 2022, TAR y TAM.
Relationship between variation in basal area in the period 2004 to 2022, TAR and TAM.

Cuadro 5. Valores de IPA según temperamento para cada tratamiento.
IPA values according to temperament for each treatment.

Tratamientos	Temperamento		
	Delicado	Medio	Robusto
0 % - TESTIGO	0,27 ± 0,20	0,20 ± 0,11	0,18 ± 0,09
20 % - MAF	0,30 ± 0,13		0,36 ± 0,12
20 % - MM	0,26 ± 0,16	0,40 ± 0,17	0,18 ± 0,09
33 % - MAF	0,30 ± 0,10	0,49 ± 0,10	0,16 ± 0,04
33 % - MM	0,32 ± 0,20		0,17 ± 0,11
Total general	0,28 ± 0,18	0,39 ± 0,17	0,19 ± 0,11

los valores de TAM del presente trabajo fueron similares a los valores de bosques secos tropicales de Costa Rica, en estadio sucesional temprano y tardío, 1,3 % y 1,5 % respectivamente, según lo determinado por Carvajal – Vanegas y Calvo – Alvarado (2013), aunque, según estos autores, dichos valores se deben al temperamento de las

especies componentes de cada estadio y no a condiciones biofísicas del sitio. En nuestro trabajo, la intervención silvicultural, deja disponible espacio de crecimiento a los árboles remanentes, reduciendo la competencia y la tasa de mortalidad, independientemente del método de selección de árboles utilizado.

Cuadro 6. Valores de IPA de las clases diamétricas según método.

IPA values of the diameter classes according to method.

Clase DAP (cm)	MAF (cm año ⁻¹)	MM (cm año ⁻¹)	TESTIGO (cm año ⁻¹)
12,5	0,27 ± 0,04	0,15 ± 0,07	0,17 ± 0,02
17,5	0,26 ± 0,10	0,25 ± 0,07	0,27 ± 0,04
22,5	0,31 ± 0,06	0,25 ± 0,06	0,28 ± 0,05
27,5	0,31 ± 0,12	0,28 ± 0,06	0,26 ± 0,05
32,5	0,32 ± 0,09	0,30 ± 0,04	0,29 ± 0,08
37,5	0,27 ± 0,07	0,33 ± 0,00	0,21 ± 0,06
42,5		0,30 ± 0,09	0,23 ± 0,03
47,5		0,29 ± 0,04	0,16 ± 0,00
52,5		0,22 ± 0,15	0,20 ± 0,08
57,5		0,31 ± 0,06	
Total general	0,29 ± 0,08	0,27 ± 0,05	0,23 ± 0,01

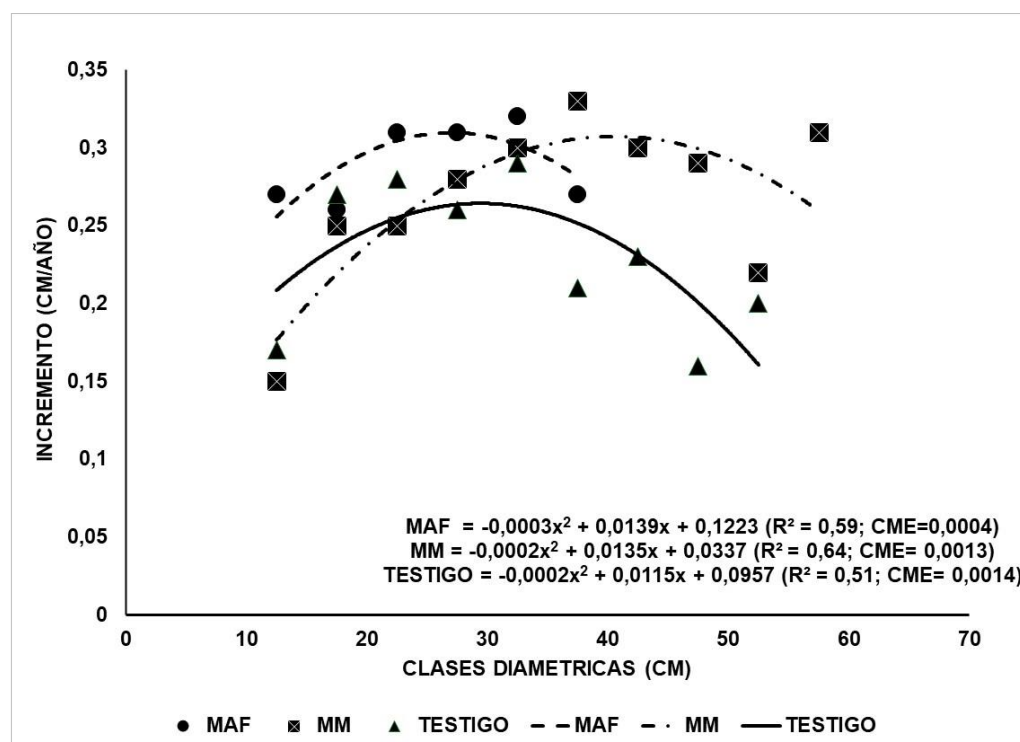


Figura 7. Grafica de los modelos seleccionados de Incremento diamétrico para las especies de interés comercial según método.

Graph of the selected models of Diametric Increase for species of commercial interest according to method.

Cuadro 7. Incrementos y Tiempo de Tránsito según método y clases diamétricas.

Increases and Transit Time according to method and diameter classes

Clases DAP (cm)	Modelo		Tiempo de Tránsito	
	MAF (cm año ⁻¹)	MM (cm año ⁻¹)	MAF (años)	MM (años)
12,5	0,25	0,18	19,6	28,3
17,5	0,29	0,22	17,1	22,4
22,5	0,31	0,25	16,0	19,5
27,5	0,31	0,28	15,7	17,7
32,5	0,30	0,29	16,1	16,7
37,5	0,29	0,30	17,2	16,2
42,5		0,30		16,2
47,5		0,30		16,6
52,5		0,28		17,5
57,5		0,26		19,2

Los valores de reclutamiento observados fueron superiores en tratamientos con intervención silvicultural respecto del tratamiento testigo (cuadro 3). Estos valores superan a los informados por Aguirre – Mendoza *et al.* (2022) quienes presentaron un valor medio de 0,13 % para un bosque andino en Ecuador, y por Trigueros – Bañuelos *et al.* (2014) con un valor medio de reclutamiento de 1,08 % para un bosque templado de pino – encino en México. Las especies con mayor cantidad de reclutas en términos de participación porcentual fueron las de temperamento delicado o esciófitas (tolerantes a la sombra) destacando a Guayaibí, Palo lanza, Espina Corona y Francisco Álvarez, seguidas por especies de temperamento medio (semi – tolerantes a la sombra) tales como Urunday, con escasos registros de especies de temperamento robusto (intolerantes a la sombra) donde destaca el Itin.

Las parcelas intervenidas presentaron una mayor TAR que las parcelas sin intervención (figura 4), lo cual concuerda con lo observado por Wenzel y Hampel (1998), respecto al comportamiento de las especies de sombra en sitios con altos valores de área basal donde disminuye la cantidad de renovales y también el desarrollo de las plantas jóvenes (reclutas). Las tasas de reclutamiento para el área intervenida fueron cercanas a lo determinado por Carvajal – Vanegas y Calvo – Alvarado (2013) para bosques secos tropicales en estadio sucesional intermedio en Costa Rica, quienes registraron valores de 4,8 %, dependiendo de las especies que componen cada estadio sucesional. En nuestro trabajo, las diferencias determinadas de reclutamiento se deben a los tratamientos de corta aplicados al bosque, que han generado condiciones de crecimiento y desarrollo favorables para los ejemplares jóvenes de las especies tolerantes y semi tolerantes de interés comercial evaluadas. En este sentido, y de acuerdo con Wenzel y Hampel (1998) las cortas leves y moderadas independien-

temente del método de selección (este trabajo) generan mayores tasas de reclutamiento en bosques dominados por especies esciófitas que en áreas sin intervención silvicultural, dado que necesitan mayor cobertura para su establecimiento y desarrollo. Este aspecto, determina que sitios con alta cobertura (o área basal) se relacionen con tasas bajas de reclutamiento y altas tasas de mortalidad debido a la competencia. La intervención silvicultural, al disminuir la competencia, genera condiciones de aprovechamiento del espacio disponible para un mejor desarrollo de ejemplares de especies comerciales aumentando la TAR y disminuyendo la TAM.

El incremento basimétrico anual medio para las especies de interés comercial en el área intervenida fue de 0,14 m² ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, este valor no es suficiente para alcanzar el valor de área basal inicial antes de la corta (alrededor de 18 m² ha⁻¹). Por otro lado, las disminuciones registradas de área basal de las especies comerciales se produjeron en el tratamiento testigo a razón de -0,23 m² ha⁻¹ año⁻¹. Los valores observados en este trabajo fueron similares a los citados por Cid Lendínez *et al.* (2013) (0,12 m² ha⁻¹ año⁻¹) para un bosque del Chaco semiárido, evidenciando que la intervención ha favorecido el crecimiento en área basal del bosque. La reacción positiva de la mayoría de las parcelas con tratamiento silvicultural (cortas de entresaca) coincide con lo expresado por Quiroz (2001) en relación a que la corta estimula las tasas de crecimiento de los ejemplares remanentes, al aprovechar los espacios generados para desarrollarse y aprovechar la mayor cantidad de recursos disponibles.

El crecimiento basimétrico se asoció positivamente con la TAR y negativamente con la TAM, y viceversa (figura 6), altas tasas de mortalidad y bajas tasas de reclutamiento explican las disminuciones del área basal de especies comerciales registradas. Además, la mayor tasa

de mortalidad ocurrió en parcelas con elevada área basal inicial lo cual explicaría las menores tasas de reclutamiento y la consecuente disminución posterior en área basal debido a la competencia; esta generó condiciones adversas que disminuyeron la capacidad de reacción en términos de establecimiento y crecimiento de los ejemplares de las especies de interés comercial. Estos resultados en gran medida reflejan lo expresado por otros autores en que tanto la mortalidad como el reclutamiento afectan variables estructurales como la densidad, área basal y riqueza de especies, modificándolas con el transcurso del tiempo (Ramírez Angulo *et al.* 2002, Uslar *et al.* 2004). En este sentido es importante tener en cuenta que el área basal remanente después de la intervención, o área basal residual, determinó en gran medida, que las especies umbrófilas fueran las que mejor se comportaron frente a los tratamientos ensayados, en concordancia con lo expuesto por Donoso (2013) y por Wenzel y Hampel (1998) para bosques con estructura similar.

Analizando la variación del área basal para el periodo 2004 – 2022 (cuadro 4), si bien no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos silviculturales, si hubo diferencias respecto a la intensidad de corta para las especies comerciales. Además, se determinó diferencias entre los métodos de selección respecto del testigo, debido probablemente a que el periodo de tiempo transcurrido desde la corta fue lo suficientemente largo como para recuperar el área basal extraída, es decir, que independientemente del método e intensidad aplicado el crecimiento en área basal fue mayor en las áreas intervenidas que en las áreas sin intervención. Esta situación fue similar a la descrita por Silva de Lucena *et al.* (2018) quienes tampoco encontraron diferencias significativas después de 27 años, entre distintos sistemas silviculturales aplicados en bosques de Brasil.

En el MAF los mayores valores de incrementos de obtuvieron en las clases diamétricas inferiores a 37,5 cm (cuadro 5), correspondiendo a la respuesta de los árboles favorecidos directamente con la intervención. En contraste, en el MM el crecimiento se distribuyó de modo más uniforme en casi todas las clases diamétricas y fundamentalmente en las clases superiores dado que estos ejemplares superaron etapas de competencia principalmente por luz. Esto se debe, por un lado, a la distribución espacial de la corta en la superficie intervenida y por el otro al método de selección aplicado. En el MAF, la corta se realizó en toda la superficie, liberando primero a los árboles de futura cosecha (es decir cortando ejemplares competidores) y luego cortando los ejemplares de cosecha comercial, por lo cual la disminución de la competencia se realizó en las clases diamétricas de los árboles de futura cosecha y no en las clases diamétricas superiores. En cambio, en el MM la corta se realizó en todas las clases diamétricas sin tener en cuenta la distribución superficial de la intervención, lo que generó claros muy grandes que fueron aprovechados por los árboles dominantes y codominantes en primera instan-

cia, y luego los del estrato inferior. Además, debido a que la corta no estuvo orientada a eliminar competidores directos de ejemplares de especies comerciales, los árboles de las clases diamétricas superiores tuvieron mayores incrementos; en concordancia con lo expresado por Sarmiento *et al.* (2021). En la aplicación del MAF las especies favorecidas fueron aquellas tolerantes a la sombra y en menor medida las semi tolerantes, mientras que en las del MM fueron principalmente favorecidas las especies semitolerantes e intolerantes (Hampel 2000, Gómez *et al.* 2005, Brassiolo *et al.* 2009, Gómez *et al.* 2012, Donoso 2013).

Los indicadores de ajuste de los modelos de crecimiento ajustados dan confiabilidad y soporte a la toma de decisiones. Al respecto Louman *et al.* (2001) indicaron la necesidad de contar con modelos de crecimiento de especies basados en datos de periodos mayores a 12 años. Para todos los modelos seleccionados la proporción de variación del IPA explicada es mayor al 58 % por las variaciones del DAP.

Si se utilizan los valores de incremento diamétrico estimado por los modelos correspondientes a los recomendados por Grulke *et al.* (2007) como diámetros objetivo, la duración del Ciclo de Corta será de 16 o 17 años, independientemente del método de selección utilizado, y con una intensidad de extracción de área basal de hasta un 33 %. Estos valores son superiores a los estimados por Grulke *et al.* (2007), debido a que tanto los diámetros meta o diámetros objetivo como los tiempos de tránsito propuestos estuvieron basados no solo en otra metodología sino también en la necesidad de efectuar intervenciones más frecuentes para avanzar en el manejo del bosque. En este sentido, nuestros resultados coinciden con lo propuesto por Louman *et al.* (2004), quienes sugieren que se debe tener cuidado de no subestimar la duración del ciclo de corta, dado que con ciclos cortos el volumen permisible de corta aumenta, pero disminuye el tiempo disponible para que el bosque se recupere.

Teniendo en cuenta los diámetros mínimos de corta establecidos por la reglamentación provincial para el Chaco Húmedo en el decreto 1195/80 y sus modificatorias (decretos 896/92 y 2163/96), que en general es superior a los 40 cm para la mayoría de las especies de interés comercial, el Ciclo de Corta en este caso también ronda en torno a los 16 a 17 años dependiendo de la especie y del método de selección. Estos valores son similares a los citados por Dauber *et al.* (2005) para bosques bolivianos y a los recomendados por Donoso (2013) (10 a 20 años), y menores a los valores preliminares sugeridos por Sarmiento *et al.* (2021), para los bosques del Parque Chaqueño.

Los incrementos diametrales estimados para el MAF fueron mayores y los tiempos de tránsito menores que para el MM, hasta los 37,5 cm de diámetro aproximadamente (cuadro 7). Por lo tanto, aplicando el método MAF, mediante intervenciones más frecuentes (hasta un 30 % del área basal) se garantizan las condiciones de crecimiento favorables de los árboles remanentes manteniendo las ta-

sas de crecimiento de los individuos favorecidos por la corta. Esto admitiría reducir el Ciclo de Corta con intervenciones leves a moderadas hasta valores próximos a los 10 – 15 años recomendados por Brassiolo y Grulke (2015) para poder lograr la domesticación de los bosques mejorando las condiciones de crecimiento de los árboles de futura cosecha y la condición sanitaria del bosque, incluso admite además el uso de la curva guía como indicador para evaluar el proceso de domesticación comparando la estructura en antes y después de cada intervención.

A partir de los 35 cm de diámetro los tiempos de tránsito para ambos métodos fueron similares. Esto refleja claramente la orientación de los criterios de selección de los árboles remanentes promovidos por el método de selección, donde el MAF promueve una mejora sustancial en las condiciones de crecimiento de los ejemplares liberados de las clases diamétricas inferiores, mientras que el MM genera condiciones de menor competencia (fundamentalmente por luz) en las clases diamétricas superiores.

CONCLUSIONES

En los bosques altos del Chaco húmedo, la intervención silvicultural, con extracciones de hasta el 33 % del área basal ya sea aplicando el MAF o el MM, genera condiciones que promueven tasas de reclutamiento mayores y disminuyen las tasas de mortalidad de las especies de interés comercial en comparación con las áreas sin intervención.

La intervención silvicultural favoreció el incremento en área basal de las parcelas intervenidas y los incrementos diametrales de los individuos de especies comerciales remanentes, por lo cual se recomiendan intervenciones de este tipo para el manejo de bosques con idéntica fisonomía o similar situación fisonómica.

Los modelos de incremento diamétrico de las especies de interés comercial componentes de estos bosques, permitieron determinar que, los tiempos de tránsito para ambos métodos son similares, para intervenciones leves a moderadas, pudiendo recomendarse Ciclos de Corta cercanos a los 15 años para el manejo sostenible de estos bosques.

CONTRIBUCION DE AUTORES

Brassiolo M y Kees S; diseñaron el estudio y el análisis experimental. Kees S, realizó la toma de datos y análisis de resultados. Toledo S, Peri P y Brassiolo M; contribuyeron con la discusión e interpretación de los resultados. Los cuatro autores prepararon el manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Fondos internos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la colaboración parcial de la Universidad Nacional de Santiago del Estero. Proyecto Estructural Bases para la producción sostenible y restauración de bos-

ques nativos e implantados en las provincias de Chaco y Formosa - 2023-PE-L03-I047.

AGRADECIMIENTOS

National Institute of Agricultural Technology - Forestry Program and Faculty of Forestry Sciences - National University of Santiago del Estero.

REFERENCIAS

- Aguilar M. 2008. Evaluación de la dinámica forestal en el bosque montano de la selva Pichita. APRODES en Chanchamayo, Selva Central del Perú. Tesis Mg. Sc. Lima, Perú. UNALM. 129 p.
- Aguirre Mendoza Z, JP Merchán Granda, G Geadá López. 2022. Dinámica de crecimiento de especies forestales en el bosque andino del Parque Universitario “Francisco Vívar Castro”, Loja, Ecuador. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* 10(3): 292-306. Consultado el 26 sept 2023. Disponible en: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2310-34692022000300292&lng=es&tln=es
- Alder D. 1995. Growth modelling for mixed tropical forests. Oxford Forestry Institute, University of Oxford. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <https://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/tools/tools-details/es/c/344586/>
- Araujo P, MC Iturre. 2006. Ordenación de Bosques Irregulares. Serie didáctica N° 28. Cátedra de Ordenación Forestal. Universidad Nacional de Santiago del Estero. 63 p. ISBN 978-987-1676-39-2. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <https://fcf.unse.edu.ar/archivos/series-didacticas/SD-28-Ordenacion-bosques-irregulares-ARAUJO.pdf>
- Brassiolo M y M Grulke. 2015. Manejo de bosques nativos de la región chaqueña. Fichas técnicas. 1ª. Edición. REDAF, Reconquista. 97 p. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <https://fcf.unse.edu.ar/archivos/publicaciones/Manejo%20forestal%20de%20bosques%20nativos%20de%20la%20region%20chaque%C3%B1a%20-%20Brassiolo%20-%20Grulke%202015.pdf>
- Brassiolo M, C Gómez, S Kees, A Guzman. 2009. Comparación de dos métodos e intensidad de corta en un bosque alto del Chaco húmedo. Poster presentado en el XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires. Argentina
- Camacho M, B Finegan, L Orozco. 1999. Dinámica de la estructura y del crecimiento de bosques húmedos tropicales del noroeste de Costa Rica: Primera década de investigación. In Taller La dinámica de los bosques en Costa Rica y sus implicaciones en el manejo forestal. Cartago, CR, ITCR. 8 p.
- Carvajal-Vanegas D, J Calvo-Alvarado. 2013. Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 10(25): 1-12. DOI: <https://doi.org/10.18845/rfink.v10i25.1371>
- Cid Lendinez D, MC Iturre, PA Araujo, C Gonzales García. 2013. Crecimiento del área basal en parcelas permanentes de inventario forestal continuo. *Quebracho Revista de Ciencias Forestales* 21(2): 115-120. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <http://www.scielo.org.ar/pdf/quebra/v21n2/v21n2a06.pdf>

- Dauber E, TS Fredericksen, M Peña. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214: 294-30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.019>
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada M, CW Robledo. 2020. InfoStat versión 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Consultado el 17 de enero de 2025. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- Donoso P. 2013. Necesidades, opciones y futuro del manejo multietápico en el centro-sur de Chile. In Donoso P, A Promis. Silvicultura en bosques nativos, avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda. Editorial Marisa Cuneo. Valdivia, Chile. 55-85 p. Consultado el 12 septiembre de 2024. Disponible en: https://investigacion.conaf.cl/archivos/repositorio_documento/2018/12/034_2011-LIBRO_-CAPITULO.pdf
- Finegan B. 1992. Bases ecológicas para la silvicultura. CATIE, Turrialba. 170 p.
- Gómez C, S Kees. 2005. Estructura y Composición florística de un Bosque alto explotado del Chaco oriental. *Idia XXI* N° 8 - Julio de 2005 – Forestales – INTA publicaciones nacionales. p. 29-32.
- Gómez C, S Kees. 2009. Comportamiento de heliófitas y sombrívoras en el desarrollo sucesional del bosque del Chaco húmedo. El Chaco sin bosques: La Pampa o el desierto del futuro. Morello J, AF Rodríguez eds. Universidad de Buenos aires. GEPAMA – UNESCO. p. 93-107.
- Gómez C, M Brassiolo, S Kees. 2005. Respuesta de un Bosque nativo del Chaco oriental a tres intensidades de raleo. En CD Actas 3° Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Velatorios, Trabajos voluntarios y conferencias especiales. ISSN 1669-6786.
- Gómez C, M Brassiolo, S Kees, A Guzmán. 2012. Efectos de diferentes intensidades y métodos de corta sobre la regeneración natural en el bosque alto del Chaco húmedo. *Quebracho Revista de Ciencias Forestales* 20: 60-67. Consultado el 12 de septiembre de 2024. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48126071006>
- Gulke M, M Brassiolo, G Soto, F Lannes, K Obst, J Michela. 2007. Manual para el manejo forestal sustentable de los bosques nativos de la provincia del Chaco. Resistencia, Argentina. Ministerio de Producción, provincia del Chaco. 216 p. Consultado 21 de abril de 2025. Disponible en: https://drive.google.com/open?id=19O4Wv7DvSlxMYDRiOvCSWi6PVfO_jgl
- Gulke M. 1994. Propuesta de manejo silvopastoril en el Chaco Salteño. *Quebracho Revista de Ciencias Forestales* 2: 5-13. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: https://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/q2_01.pdf
- Hampel H. 2000. Investigación de los Bosques Tropicales. Conjunto de artículos. In Deutsche Gesellschaft F. Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, Alemania. N° serie: TÖB FTWF 15s. 66 p.
- Hibbs DE. 1983. Forty years of forest succession in central New England. *Ecology* 64: 1394-1401. Consultado el 08 de junio de 2024. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/1937493?origin=JSTOR-pdf>
- Humano CA, JM Cellini. Director. 2013. Modelado de la dinámica y producción forestal de la selva pedemontana de Yungas, Argentina. Tesis de Maestría. 143 p. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/maestria/2013humanocristianariel.pdf>
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, AR). 2006. Serie estadística 2005. 15 p.
- Iturre MC, PA Araujo, MP Rueda, CV Rueda, MG Pece. 2020. Reclutamiento y mortalidad de las principales especies arbóreas del Chaco Semiárido, Argentina. *Quebracho Revista de Ciencias Forestales* 28 (2): 134-144. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <https://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/v28n2a05.pdf>
- Kees S, M Brassiolo, C Gómez, G Merletti. 2018. Efectos de la corta sobre el bosque alto del Chaco húmedo. Simposio “Silvicultura y conservación de los bosques nativos en Argentina: De la teoría a la práctica en el marco socio-político de los últimos 15 años”. XXVIII Reunión Argentina de Ecología. 16 p. consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: <http://www.iimyc.gob.ar/rae2018/wp-content/uploads/2018/libro/libro.pdf>
- Kees S, M Brassiolo, P Peri. 2024. Incidencia de la corta sobre la dinámica de un bosque alto abierto del Chaco húmedo. Actas de las XXXVIII Jornadas forestales de Entre Ríos. Octubre 2024. p. 133 - 137. Consultado el 21 de abril de 2025. Disponible en: https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2024/post_Kees-et-al_Dinamica-de-bosque-alto.pdf
- Korning J, H Balslev. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 10(2): 151-166. DOI: <https://doi.org/10.1017/S026646740000780X>
- Lamprecht H. 1986. Waldbau in den Tropen. Paul Parey. Hamburg und Berlin, 318 p.
- Ledesma L. 1992. Carta de suelos de los campos anexo Lote V y Estación Forestal Plaza. INTA EEA Sáenz Peña. 90 p.
- Londoño AC, EM Jiménez. 1999. Efecto del tiempo entre los censos sobre la estimación de las tasas anuales de mortalidad y de reclutamiento de árboles (períodos de 1, 4 y 5 años). *Crónica Forestal y del Medio Ambiente* 14(1): 41-58. Consultado el 08 de junio de 2024. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/113/11314103.pdf>
- Louman B, J Valerio, W Jiménez. 2001. “Sistemas Silviculturales”. In Louman B, D Quirós, M Nilsson eds. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Catie. Costa Rica. 265 p. Consultado el 01 de abril de 2021. Disponible en: <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/3971>
- Louman B, F Carrera, R de Camino. 2004. Planificación del manejo diversificado. In Orozco Vilchez L. ed. Planificación del manejo diversificado de bosques latifoliados húmedos tropicales. Serie Técnica. Manual Técnico N° 56. p. 99-145. Consultado el 01 de abril de 2021. Disponible en: https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/training_material/docs/Planificaci%C3%B3n%20del%20manejo%20diversificado%20de%20bosques.pdf
- McCune B, Cottam G. 1985. The successional status of a southern Wisconsin oak woods. *Ecology* 66: 1270-1278. DOI: <https://doi.org/10.2307/1939180>
- Melo O, R Vargas. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima, CRQ, Carder. Corpocaldas, Cortolima. 235 p. ISBN: 956-9243-03-07
- Meza V, F Mora, E Chaves, W Fonseca. 2002. Crecimiento y edad del bosque natural con y sin manejo en el Trópico

- Húmedo de Costa Rica. XII Congreso Forestal Mundial: memorias voluntarias. Consultado el 10 de mayo de 2024. Disponible en: <https://www.fao.org/4/xii/0063-b4.htm>
- Montero-Flores W, EJ Hernández-Ruz, GG Alves-Santos, I Souza-Miranda, H Sánchez-Torruño. 2020. Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque con manejo de impacto reducido en la región oriental de la Amazonia brasileña. *Revista mexicana de biodiversidad* 91: e913053. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3053>
- Nyland RD. 2016. *Silviculture: Concepts and Applications*, Waveland Press, Long Grove. 680 p.
- Oyarzabal M, J Clavijo, L Oakley, F Biganzoli, P Tognetti, I Barberis, HM Maturo, R Aragón, PI Campanello, D Prado, M Oesterheld, RJ León. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1): 40–63. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Pawlowski GW, R Mariaca. 2007. Estructura, composición y dinámica del bosque seco chiquitano. Centro de Investigación Agrícola Tropical (CIAT) y Servicio Alemán de Cooperación Social-Técnica (DED). San Ignacio de Velasco, Bolivia. 50 p. Consultado el 12 de abril de 2024. Disponible en: <https://www.bivica.org/files/bosque-chiquitano.pdf>
- Peri P, L Galetto, P Villagra, N Politi, P Campanello, M Amoroso, M Sarmiento, D Lopez, M Easdale, T Slichter, L Chauchard, S Fermani, G Martínez Pastur. 2021. Recomendaciones generales para el manejo y la conservación futura del bosque nativo en la Argentina. In Peri PL, G Martínez Pastur, T Schlichter eds. *Uso Sostenible del Bosque Nativo: Aportes desde la Silvicultura Argentina*. ISBN 978-987-46815-4-6.
- Pinazo MA, NI Gasparri. 2003. Cambios estructurales causados por el aprovechamiento selectivo en el Bosque Montano del norte de Salta, Argentina. *Ecología Austral* 13(2): 160-172. Consultado el 23 de abril de 2024. Disponible en: https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1529
- Quesada-Monge R, LG Acosta-Vargas, M Garro-Chavarría, M Castillo-Ugalde. 2012. Dinámica del crecimiento del bosque húmedo tropical, 19 años después de la cosecha bajo cuatro sistemas de aprovechamiento forestal en la Península de Osa, Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha* 25(5): 55-66. DOI: <https://doi.org/10.18845/tm.v25i5.474>
- Quirós MD. 2001. Tratamientos silviculturales. In Louman B, Quirós D, Nilsson M. eds. *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Turrialba, CR, CATIE. Serie Técnica. Manual técnico N° 46. p. 131-153. Consultado el 01 de abril de 2021. Disponible en: <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/3971>
- Ramírez Angulo HC, A Torres Lezama, P Serrano, C Julio. 2002. Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque nublado de la cordillera de los Andes, Venezuela. *Ecotrópicos* 15(2): 177-184. Consultado el 12 de noviembre de 2024. Disponible en: <https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/Ramirez-et-al-2003.pdf>
- Rey B. 1997. Consideración de la dinámica forestal en el marco de la gestión multifuncional de los espacios arbolados. Volumen 2 tema 7. XI Congreso Forestal Mundial. Antalya, Turquía. p. 45-52.
- Sarmiento M, M Brassiolo, MG Senilliani, C Kunst, M Navall, S Kees, C Gómez, D López, C Carranza, F Alaggia, L Galetto, C Torres, W Cassino, L Carignano, P D'Angelo. 2021. *Parque Chaqueño. Uso Sostenible del Bosque Nativo: Aportes desde la Silvicultura Argentina*. PL Peri, G Martínez Pastur, T Schlichter eds. ISBN 978-987-46815-4-6
- Silva de Lucena M, A Rocha Alves, I Alves Bakke. 2018. Parámetros estructurales de la vegetación arbóreo-arbustiva del bioma Caatinga sometida a sistemas silviculturales en la región semiárida de Brasil. *Bosque* 39(3): 385-395. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002018000300385>
- Smithers LA. 1949. The Dwight co-frequency principle in diameter growth analysis. *Journal Silviculture Research Note* 91: 24-31
- Trigueros Bañuelos AG, R Villavicencio García, AL Santiago Pérez. 2014. Mortalidad y reclutamiento de árboles en un bosque templado de pino-encino en Jalisco. *Revista mexicana de ciencias forestales* 5(24): 160-183. DOI: <http://dx.doi.org/10.29298/rmcf.v5i24.327>
- Uslar YV, B Mostacedo, M Saldías. 2004. Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 39(1): 25-43. Consultado el 27 mar 2025. Disponible en: http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1605-25282004000700003&lng=es&tlng=es
- Valentini J. 1978. Tratamiento silvicultural de los bosques naturales. Curso de perfeccionamiento profesional. Tomo I. p. 179-218.
- Vallejo M, A Londoño, R López, G Galeano, E Alvarez, W Devia. 2005. Métodos para estudios ecológicos a largo plazo: Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá DC, Colombia. 310 p.
- Veblen TT. 1992. Regeneration dynamics. In DCG Lewin, RK Peet, TT Veblen eds. *Plants succession. Theory and Prediction*. Chapman & Hall London. p. 152-187.
- Weaver PL. 1979. The growth in several tropical forest of Puerto Rico. *United States Service Research Paper SO*. 152: 47-54
- Wenzel M, H Hampel. 1998. Regeneración de las principales especies arbóreas del Chaco húmedo argentino. *Quebracho Revista de Ciencias Forestales* 6: 5-18. Consultado el 27 de marzo de 2025. Disponible en: https://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/q6_01.pdf

Recibido: 11.08.2024

Aceptado: 27.02.2025

Impacto del uso del suelo sobre el contenido hídrico de Entisoles de Corrientes Argentina

Impact of land use change on the water dynamics of Entisols de Corrientes Argentina

Tania Soledad Rey Montoya ^{a*} , Alicia Fabrizio de Iorio ^b , Juan Fernando Gallardo Lancho ^c ,
Ditmar Bernardo Kurtz ^a , Carolina Fernández López ^a 

*Autor de correspondencia: ^a Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Corrientes. El Sombrero, Corrientes, Argentina, tel: +5491160470602, soledad.reymontoya@gmail.com

^b Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.

^c Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca España, CSIC, Salamanca, España.

RESUMEN

El incremento de las hectáreas de forestaciones en la provincia de Corrientes en suelos con capa freática cercana a la superficie posiblemente genera impactos en la dinámica hídrica. El objetivo fue evaluar la dinámica del agua del suelo tras el reemplazo de los pastizales naturales por plantaciones forestales. Tratamientos analizados: Plantación forestal de mediano plazo (PMP) y pastizal (TPN). La zona de estudio fue Concepción-Corrientes-Argentina, se colocaron estaciones meteorológicas automáticas portátiles, que incluyen un sensor de humedad con mediciones cada 0,10 m hasta la profundidad de -1,20 m. Los datos obtenidos de ambas estaciones fueron analizados estadísticamente para la humedad del suelo con el test de LSD. Se trabajó con tres repeticiones de cada tratamiento; al inicio del estudio para determinar la profundidad de la capa freática y corroborar las características del suelo. Los meses evaluados fueron nueve, considerando estación húmeda y seca según las características zonales. El contenido hídrico fue constante y significativamente mayor en el testigo que en PMP para cada una de las profundidades evaluadas, excepto para los meses de enero 2018 (-25 a -30 cm) y marzo 2018 a la profundidad de -65 cm, donde no se encontraron diferencias estadísticas significativas, lo cual fue corroborado mediante los datos de los freatómetros para el mes de marzo (2018), donde se obtuvo la menor diferencia en profundidad de la capa de agua (-18,4 cm). Se halló que PMP disminuyen el contenido hídrico edáfico y, en consecuencia, deprimen el nivel de la capa freática respecto a la del pastizal.

Palabras clave: capa freática, forestales, pastizales.

SUMMARY

The increase in hectares of forested land in the province of Corrientes on soils with a water table close to the surface may have an impact on water dynamics. The objective was to evaluate the dynamics of soil water after the replacement of natural grasslands. The treatments analyzed were: Medium-term forest plantation (PMP) and grassland (TPN). The study area was Concepción-Corrientes-Argentina, we placed portable automatic weather stations, which include a humidity sensor with measurements every 0.10 m up to the depth of 1.20 m. The data obtained from both stations were statistically analyzed for soil moisture with the LSD test. We worked with three repetitions of each treatment; at the beginning of the study, to determine the depth of the water table and corroborate the characteristics of the soil under study. The months evaluated were nine, considering wet and dry season according to the zonal characteristics. The volumetric moisture content was consistently and significantly higher in the control than in the medium-term plantation for each of the depths evaluated, except for the months of January 2018 (-25 to -30 cm) and March 2018 at the depth of -65 cm, where no statistically significant differences were found, which was corroborated by the freatmeter data for the month of March (2018), where the smallest difference in height of the water layer (-18.4 cm) was obtained. It was found that PMP decrease the volumetric content of soil water and, consequently, depress the level of the water table with respect to that of the grassland.

Keywords: water table, forestry, grasslands.

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Corrientes en Argentina, la dinámica geológica provoca procesos de fracturas de basamento con

reorganización de bloques que influyen sustancialmente en el modelado actual de la región (Iriondo 1994). El paisaje geomorfológico presenta un relieve en plataforma con una cobertura sedimentaria que la transforma en una extensa

llanura prolongándose hacia el oeste y sur del territorio. Los suelos dominantes de esta llanura pertenecen al Orden Entisoles, con texturas que oscilan entre arenosas y francoarenosas. Son suelos profundos a moderadamente profundos, pero pobres en nutrientes.

En algunos casos, estos suelos poseen capas freáticas cercanas a la superficie, generalmente debido a un cambio textural abrupto a -70 cm, donde el contenido de arcilla en el horizonte inferior se duplica y puede llegar a triplicarse en el subsiguiente, dependiendo de la historia del suelo. La principal característica física de estos suelos es la dificultad en el movimiento de agua en las capas profundas, conocida como “capa freática colgada” (Escobar *et al.* 1996).

Entendiendo que la capa freática se define como la superficie que limita las zonas de aireación y de saturación del suelo (Varela 2016), o techo de la zona saturada (Jobbágy *et al.* 2008), correspondiendo al acuífero libre o freático. Taboada y Lavado (2009) afirman que la capa freática es la superficie de agua que llena un pozo a cielo abierto o un pozo con instrumental de medición, es decir, la parte superior del agua libre que puede fluir desde el suelo hacia un freatómetro o pozo a cielo abierto, bajo la influencia de las fuerzas gravitacionales. La zona de ascenso capilar se encuentra sobre la capa freática y esta agua no entra en los freátómetros, pozos a cielo abierto o piezómetros, solo puede identificarse mediante mediciones del contenido hídrico.

La capa freática se destaca por su movilidad en el tiempo, tanto ascendente como descendente, especialmente en relieves muy planos y con redes de escurrimiento superficial bien definidas. Estas fluctuaciones dependen principalmente del agua de lluvia que se infiltra moviéndose hacia la zona de saturación. Los indicadores de campo utilizados para inferir condiciones de suelo saturado recurrentes se basan en la visualización de fenómenos de oxidorreducción y no simplemente por saturación hídrica. La saturación debe ser confirmada con el uso de freátómetros, piezómetros, pozos a cielo abierto u otros equipos, según la definición de saturación que se esté utilizando (Taboada 2009).

Los suelos arenosos con capa freática colgada (una falsa capa freática de agua) ocupan unos 3.000 km² de la llanura arenosa correntina y presentan ventajas y desventajas asociadas a las condiciones climáticas imperantes, especialmente respecto a las lluvias. El ascenso del agua por capilaridad permite un contenido de humedad razonable en el perfil durante años secos, pero durante periodos lluviosos el ascenso de la capa freática provoca un déficit de oxígeno por saturación acuosa (Nosetto *et al.* 2009, Taboada y Lavado 2009). Algunos de estos suelos también se pueden clasificar como hidromórficos, según los indicadores descritos por Imbellone (2018), debido a que están afectados por excesos de humedad en algún momento del año. Cuando la erosión dismantela parcialmente las lomas, el estrato arcilloso queda más cercano a la superficie, y la hidromorfia se hace más evidente. En este caso, se facilita la interconexión de depresiones y la formación de vías de

drenaje longitudinales en los sistemas de escurrimientos por esteros y cañadas (Popolizio 2004).

La influencia del agua edáfica en estos paisajes determina la necesidad de comprender los mecanismos y controles que rigen las fluctuaciones de nivel tanto a largo como a corto plazo. Esta información es fundamental para predecir posibles cambios de nivel y para diseñar estrategias de manejo sostenibles en el tiempo. El estudio del agua del suelo permite comprender los procesos físicos, fisicoquímicos, bioquímicos y biológicos del suelo, desde la meteorización y los procesos formadores, hasta el estado energético del agua, su capacidad de retención hídrica, movimiento y disponibilidad para la transpiración de las plantas, evaporación, drenaje, etc. (García *et al.* 2012).

Habiendo presentado las características del suelo de estudio, se infiere que la implantación de coníferas podría extraer agua de la zona de saturación, lo cual resultaría beneficioso para otros cultivos como las pasturas a implantar en zonas aledañas. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es evaluar el contenido hídrico del suelo en pastizales naturales y en plantaciones forestales de coníferas a medio plazo en Entisoles.

MÉTODOS

El presente estudio se llevó a cabo en el Departamento de Concepción (Corrientes, Argentina). Zona del Macrosistema Iberá (subcuenca del río Santa Lucía, cuenca del río Corrientes). Se caracterizada por dos amplios cordones arenosos de origen fluvial en lomadas amplias y suavemente onduladas, donde aparecieron suelos arenosos correspondientes a Entisoles apoyados sobre Paleosuelos, clasificados como Psammacuent típico, serie Chavarría. Serie de suelo con aptitud ganadero-forestal y, en menor medida, agrícola, siendo la de mayor extensión en la Provincia de Corrientes (Escobar *et al.* 1996).

Los suelos de esta serie presentaron un horizonte ócrico, arenoso franco, seguido de un horizonte álbico con abundantes moteados (evidencia de fenómenos de oxidorreducción), sobre un argílico enterrado ($2B_{tbg}$), franco arcilloarenoso, con lenta permeabilidad. Existiendo entre ambos horizontes un cambio textural abrupto que dificulta la infiltración profunda del agua, produciendo una capa de agua colgada que fluctúa cerca de la superficie. Esta capa pudo tener movimientos laterales, ocasionando incluso erosión subsuperficial.

Tratamientos Analizados

- Forestación (PMP): Plantación forestal de mediano plazo (7 años) de *Pinus* sp., con una densidad de 608 plantas por hectárea, podadas a 5,4 m de altura.
- Pastizal (TPN): Testigo pastizal natural, compuesto por pajonales con predominio de especies de paja colorada (*Andropogon lateralis* Nees) y paja amarilla (*Sorghastrum* sp.), en combinación con especies de menor porte como

pasto horqueta (*Paspalum* sp.) y *Axonopus* sp., además de algunas leguminosas como *Desmodium* sp.

Se trabajó con tres repeticiones de cada tratamiento. Al inicio del estudio se abrieron calicatas en los sitios para determinar la profundidad de la capa freática y corroborar las características del suelo en estudio.

El contenido hídrico se evaluó durante nueve meses (desde diciembre de 2017 hasta agosto de 2018), considerando las estaciones húmeda y seca según las características zonales. Estos datos se analizaron considerando el último valor diario para evitar errores por precipitaciones durante el día y periodos de máxima evapotranspiración de la vegetación.

Mediciones en Campo

- Indirectas. Se utilizó el principio FDR (Frequency Domain Reflectometry) que, basado en sensores capacitivos, hicieron circular una corriente a través de electrodos insertados en el suelo, formando un condensador donde el suelo actuó como dieléctrico. Los cambios en el contenido de agua afectaron la frecuencia del condensador, detectados por los sensores y almacenados en un Datalogger. Para medir indirectamente el contenido de agua del suelo y las fluctuaciones de la capa freática colgada tras el cambio de uso del suelo, se utilizaron sensores de frecuencia FDR (sonda Sentek, Drill & Drop, Norwood, Australia), similares a los usados por Pachas et al. (2016). Estos sensores se dispusieron cada 10 cm hasta una profundidad de -120 cm. Los datos se almacenaron en un Datalogger. Las sondas utilizadas correspondían a las estaciones Nimbus III (prototipos) de la red de estaciones meteorológicas desarrolladas por el INTA (ICyA) y la UTN (FR Avellaneda). Los sensores registraron datos cada 10 minutos, los cuales fueron calibrados con mediciones de humedad y densidad aparente del suelo. Con los datos obtenidos, se realizó una prueba de comparación de medias LSD Fisher ($\alpha = 0,05$) para la variable profundidad de capa freática y para el tratamiento PMP respecto al sitio TPN. También se aplicó la prueba de comparación de medias LSD Fisher ($\alpha = 0,05$) para la variable contenido de agua volumétrica (SWC) en ambos sitios, utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo et al. 2018). Se efectuó un análisis de varianza y una prueba LSD para cada una de las profundidades evaluadas en cada uno de los meses de monitoreo de freatímetros, utilizando datos mensuales (datos tomados semanalmente y promediados). El análisis estadístico se realizó de la misma manera con el software Infostat.
- Directas. Las mediciones directas se realizaron utilizando freatímetros ($n = 3$) en cada uno de los

tratamientos, con las repeticiones correspondientes (3). Los freatímetros se construyeron con tubos de PVC de 150 cm de profundidad y 10 cm de diámetro.

RESULTADOS

Al inicio del ensayo en el mes de septiembre de 2017 se encontró la presencia de la capa freática colgada en el tratamiento TPN a los -55 cm de profundidad y a los -75 cm en PMP, mientras que al comienzo del monitoreo (diciembre de 2017) había bajado hasta los -85 y los -110 cm respectivamente (figura 1). Las precipitaciones medias de la zona en estudio (figura 1); fueron más escasas durante los meses invernales australes.

Los resultados mostraron diferencias estadísticas ($P < 0,05$) dentro de cada fecha y para todos los meses analizados al comparar el comportamiento hídrico de los dos tipos de uso del suelo. Se pudo observar fluctuaciones de la capa freática (figura 1), siendo éstas más pronunciadas en TPN que en PMP, donde la oscilación de la curva bajo los pinos fue más suave.

Al analizar en detalle el contenido de agua edáfica en los diferentes meses contemplados en ambos sitios (figura 2) se repitió el mismo patrón de que, entre -65 a -75 cm de profundidad, se encontró agua acumulada colgada sobre el horizonte iluvial ($2B_{thg}$), ocurriendo las oscilaciones de contenido de agua edáfica mayormente por encima de la citada profundidad sólo en el sitio testigo.

El contenido de humedad volumétrica (figura 2) fue constante y significativamente mayor en el testigo que en la plantación de mediano plazo para cada una de las profundidades evaluadas ($P < 0,05$), excepto para los meses de enero 2018 (25-30 cm) y marzo 2018 a la profundidad de -65 cm, donde no se encontraron diferencias estadísticas significativas, lo cual fue corroborado mediante los datos de los freatímetros para el mes de marzo (2018), donde se obtuvo la menor diferencia en profundidad de la capa de agua (-18,4 cm; figura 1).

DISCUSIÓN

Los datos indican que no hay correspondencia entre las precipitaciones y la profundidad de la capa freática; según lo definido por Jobbágy et al. (2008) y Varela (2016) se infiere que hay un efecto de bombeo de agua por la vegetación (evapotranspiración) durante la época invierno-primaveral durante el periodo estudiado (figura 2) significativamente más marcado en el PMP. Además, la menor evaporación invernal incide en mayor cantidad de agua en superficie, en especial en el pastizal, lo que podría deberse también a un mayor consumo de la misma.

Posteriormente, a partir del inicio del periodo lluvioso (hacia fin del año) la capa freática se encuentra más superficial y, de manera independiente de las precipitaciones mensuales; alcanzando la mínima profundidad en marzo en PMP y en mayo en TPN (menor gasto de agua). Se-

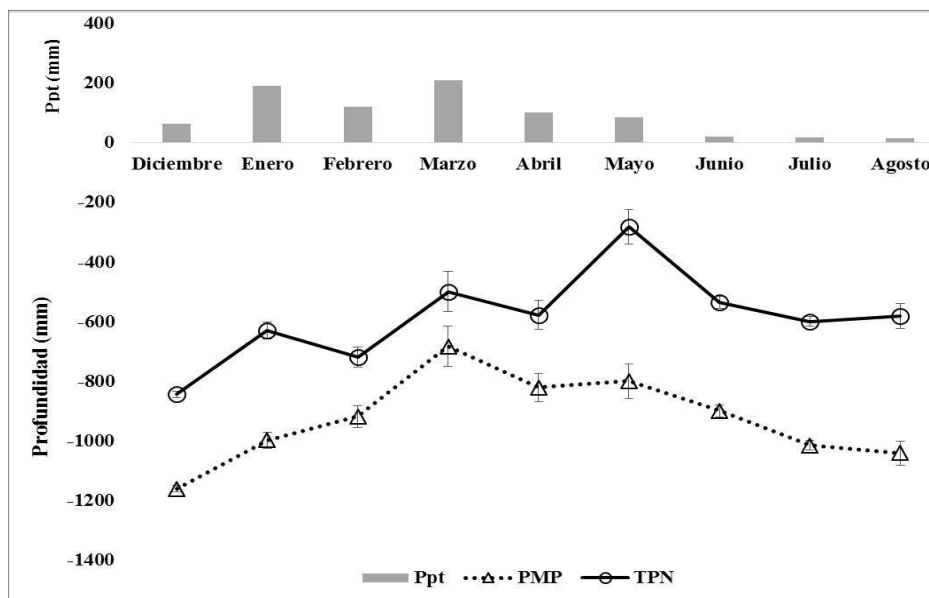


Figura 1. Fluctuación de la capa freática en una plantación de medio plazo de pino (PMP) respecto al sitio testigo pastizal natural (TPN) en relación con las precipitaciones acumuladas mensuales (Ppt). Las barras indican el error estándar; periodo desde diciembre de 2017 a agosto de 2018.

Fluctuation of the water table in a medium-term pine plantation (PMP) with respect to the natural grassland control site (TPN) in relation to the monthly accumulated rainfall (Ppt). The bars indicate the standard error; period from December 2017 to August 2018.

gún estudios previos este resultado puede deberse a una recarga por escurrimiento subsuperficial de la capa de agua freática desde las lagunas aledañas, teniendo en cuenta que las mismas están cercanas a los sitios de estudio y son características del Macrosistema Iberá (Popolizio 2004, Ligier 2014).

Los resultados obtenidos muestran que la profundidad de la capa freática se mantiene en niveles superiores a -1,5 m durante los meses evaluados. Esto puede generar efectos positivos para los pastizales en años con escasas precipitaciones, sobre todo teniendo en cuenta que en la provincia de Corrientes los suelos arenosos con falsa capa freática ocupan una importante superficie.

Los datos de las diferencias de profundidades de la capa freática entre TPN y PMP (figura 2) indican que las masas forestales pueden aportar a reducir los excesos hídricos en épocas de inundaciones. Sin embargo, para arribar a esas conclusiones se necesitan más años de evaluación, en especial considerando que los años en los que se realizaron las mediciones fueron más bien lluviosos.

En periodos lluviosos el ascenso de la capa provoca saturación hídrica (con déficit de oxígeno), lo que puede representar un riesgo potencial en los pastizales en años con precipitaciones normales o superiores a la media, ocasionando ascensos freáticos hasta profundidades cercanas a la superficie que derivan en efectos negativos sobre la producción; por efecto de los fenómenos de reducción y aparición de formas tóxicas, como Mn^{2+} y Fe^{2+} (Taboada y Lavado 2009), la logística y, también, contribuyendo a

la degradación del suelo (e incluso produciendo en ciertos casos erosión hídrica). En estos casos la forestación es una alternativa de manejo contemplada en el mundo para hacer frente a este tipo de problemáticas; en nuestro país se promociona en la región pampeana como una alternativa de regulación hidrológica (Alconada *et al.* 2009), pero tiene la complejidad de ser poco competitiva con la agricultura, por lo que aquí en Corrientes es una alternativa dado que los suelos no compiten con dicha actividad.

Estos aspectos han sido también estudiados por diferentes autores, observándose evidentes contrastes al comparar vegetación herbácea con forestaciones, dado que las últimas generan una notable depresión de los niveles freáticos (Heuperman 1999) como los que se observan en nuestros resultados. Similarmente a lo que ocurre con los bosques, Noretto *et al.* (2015) encontraron que las pasturas perennes también deprimen significativamente los niveles freáticos, aunque en nuestro caso los pastizales nativos deprimen menos acusadamente la capa freática.

El conocimiento y la dinámica del nivel freático en ecosistemas como los estudiados pueden y debieran utilizarse como información básica en la toma de decisiones del manejo apropiado, ya sea para mitigar sus efectos negativos sobre las condiciones edáficas como para aprovechar las nuevas oportunidades que pueden brindar otros cultivos alternativos. En la zona de evaluación no hay estudios de este tipo y es la primera vez que se monitorean las napas freáticas haciendo uso de estos instrumentos de medición.

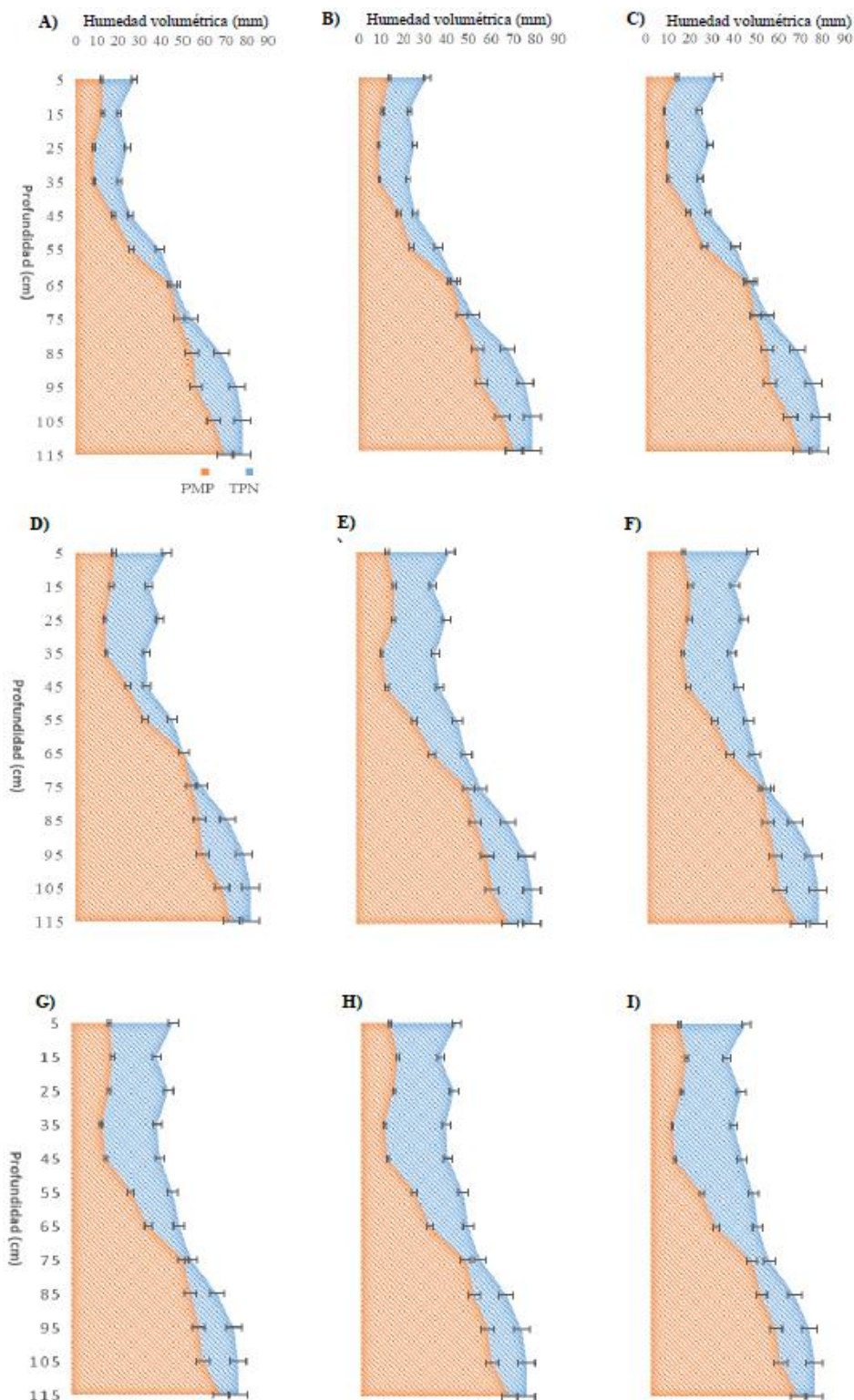


Figura 2. Contenido de humedad volumétrica del suelo a distintas profundidades para una plantación de medio plazo de pino (PMP) en comparación con el sitio testigo de pastizal (TPN) en los meses: A) diciembre, B) enero, C) febrero, D) marzo, E) abril, F) mayo, G) junio, H) julio y, por último, I) agosto. Las barras indican el error estándar.

Volumetric moisture content of the soil at different depths for a medium-term pine plantation (PMP) compared to the grassland control site (TPN) in the months: A) December, B) January, C) February, D) March, E) April, F) May, G) June, H) July and finally I) August. The bars indicate the standard error.

CONCLUSIONES

A partir de los datos obtenidos, se verifica que la dinámica del nivel freático en los ecosistemas estudiados está influenciada tanto por los eventos climáticos como por el uso del suelo.

Específicamente, las plantaciones forestales de mediano plazo ejercen un efecto notable sobre el contenido de agua del suelo y la profundidad de la capa freática. En comparación con el pastizal natural, las plantaciones exhiben una mayor capacidad para deprimir el nivel freático, lo que puede atribuirse a una mayor evapotranspiración, especialmente durante el período invierno-primaveral.

Esta capacidad de las plantaciones forestales para reducir el exceso de agua en el suelo podría ser una herramienta valiosa para mitigar el impacto de crecidas o inundaciones en la región. Sin embargo, es crucial continuar el monitoreo a largo plazo, incluyendo años con diferentes patrones de precipitación, para comprender completamente el papel de las forestaciones en la regulación hidrológica en la región.

Por otro lado, el ascenso de la capa freática en períodos lluviosos destaca la importancia de considerar estrategias de manejo para prevenir la saturación hídrica en estos ecosistemas. En este sentido, la forestación actúa como una alternativa, ofreciendo beneficios tanto en términos de regulación hidrológica como de diversificación productiva en áreas donde la agricultura tradicional puede enfrentar desafíos.

El presente estudio, siendo el primero en monitorear las napas freáticas en la zona de evaluación, proporciona información crucial sobre la dinámica del nivel freático en relación con el uso del suelo. Este conocimiento es fundamental para la toma de decisiones informadas en el manejo de estos ecosistemas, permitiendo tanto mitigar los efectos negativos del ascenso freático como aprovechar las oportunidades que brindan alternativas productivas como la forestación.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Tania S. Rey Montoya, Ditmar B. Kurtz y Carolina Fernández López diseñaron el estudio y el diseño experimental, T.S. Rey Montoya y C. Fernández López realizaron la recopilación de datos de campo y analizaron los resultados, y T.S. Rey Montoya, Alicia F. de Iorio y Juan F. Gallardo Lancho contribuyeron a la discusión e interpretación de los resultados. Los cinco autores prepararon el manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Al Fondo de Adaptación al Cambio Climático de las Naciones Unidas, a la Unidad para el Cambio Rural, a la Oficina de Riesgo Agropecuario y a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación por el finan-

ciamiento de los equipos instalados a campo. A la RIST 067 de la Cartera INTA 2015, por el financiamiento para movilidad e instalación y monitoreo.

AGRADECIMIENTOS

A M. Belloni, A. Serritella, M. Padín, L. Vallejos, F. Rosso, F. Stiefel, P. Matteio, D. Ybarra y E. Serafini por la puesta a punto y calibración de los equipos a campo, además del acompañamiento en el monitoreo y mantenimiento de los equipos. Y se agradece especialmente a G. Perrens y D. Yogui por abrirnos las puertas de la estancia para instalar los ensayos, por la incomparable atención, el acompañamiento y control de equipos a campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alconada M, A Magliano, A Bussoni, R Rosa, JJ Carrillo-Rivera. 2009. El biodrenaje para el control del exceso hídrico en Pampa Arenosa, Buenos Aires, Argentina. *Invest. Geog.* (México) 68: 50-72. *I.S.S.N.*: 2448-727.
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L González, M Tablada, CW Robledo. 2018. InfoStat. Versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Consultado 30 jul. 2018. Disponible en <http://www.infostat.com.ar>.
- Escobar EH, HD Ligier, R Melgar, H Matteio, O Vallejos. 1996. Mapa de Suelos de la Provincia de Corrientes 1:500.000. EEA INTA Corrientes, Área de Producción Vegetal y Recursos Naturales. Corrientes (Argentina). 218 p.
- García J, F Sosa, J Fernández de Ullivarri. 2012. El agua del suelo. Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Consultado 30 jul. 2018. Disponible en <http://www.edafologia.com.ar>.
- Heuperman A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of treegrowing systems. *Agric. Water Manage.* 39: 153-167. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(98\)00076-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(98)00076-6)
- Imbellone P. 2018. Guía de descripción e interpretación de suelos hidromórficos. In Quiroga AR, R Fernández y C Alvarez (Eds.). Análisis y evaluación de propiedades físico-hídricas de los suelos. Ediciones INTA, Anguil, La Pampa (Argentina). 1: 9-20.
- Iriondo M. 1994. El clima del Cuaternario en la región pampeana. Comunicaciones Museo Provincial de Ciencias Naturales, Santa Fé (Argentina). 48 p.
- Jobbágy EG, MD Nasetto, C Santoni, G Baldi. 2008. El desafío eco-hidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la Llanura Chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18: 305-322. Consultado el 17 mar. 2025. Disponible en: https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1377
- Ligier HD, HR Matteio, JM Garay, O Vallejos, S Inomata, DB Kurtz, RA Barrios, DD Ybarra, AR Perucca, SC Perucca, MC Sanabria, MJ Bernardi, SN Maciel, TS Rey Montoya, JP Matteio, CL Flores. 2014. Evaluación de tierras para el cultivo de caña de azúcar en la Provincia de Corrientes. CFI Provincia de Corrientes. EEA INTA Corrientes. INTA, Buenos Aires, Argentina. 210 p.
- Nasetto MD, EG Jobbágy, RB Jackson, GA Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in san-

- dy landscapes of the Inland Pampas. *Field Crops Res.* 113: 138–148. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.04.016>
- Nosetto MD, R Paez, SI Ballesteros, EG Jobbágy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 206: 60-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.009>
- Pachas NA, H Max Shelton, CJ Lambrides, SA Dalzell, DC Macfarlane, GJ Murtagh. 2016. Uso de agua, actividad radicular y drenaje profundo en una pastura leguminosa-gramínea perenne: Un estudio de caso en el sur de Queensland, Australia. *Forrajes Trop.* 4: 129-138. DOI: 10.17138/TGFT (4)129-138.
- Popolizio E. 2004. Geomorfología del Macrosistema Iberá. *Revista Nordeste*. 2ª época, N° 22. Facultad de Humanidades, Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes (Argentina). 155 p.
- Taboada MA. 2009. Alteraciones de la fertilidad causadas por el hidromorfismo edáfico. En *Alteraciones de la fertilidad de los suelos: El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*, 1ª ed., Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 160 p.
- Taboada MA, RS Lavado. 2009. *Alteraciones de la fertilidad de los suelos. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*. Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires, (Argentina). 163 p.
- Varela, MF. 2016. Descomposición de residuos, dinámica del fósforo y evolución de variables físicas de suelo en la secuencia soja / cultivos de cobertura en el Oeste de la Región Pampeana. Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias. 142 p.

Recibido: 03.12.2023

Aceptado: 17.03.2025

Evaluating Accuracy and Performance of CORS-VRS in Forested Area

Evaluación de la precisión y el rendimiento de CORS-VRS en área boscosa

Zümrüt Kurtulgu ^a , Atiñç Pırtı ^{b*} 

^a Muğla Sıtkı Kocman University, Department of Surveying Engineering Muğla, Turkey.

* Corresponding author: ^b Yildiz Technical University, Department of Surveying Engineering Davutpasa, Istanbul, Turkey, atinc@yildiz.edu.tr

SUMMARY

The Virtual Reference Station (VRS) method utilizes a virtual station located just a few meters away from the traveling receiver, without the need for additional equipment. In this method, the observation data for the virtual reference station point are generated using data from the surrounding reference stations, as if the instrument was placed at the virtual reference station. Virtual Reference Station networks employ real-time kinematic solutions to achieve high accuracy. In this study, the coordinates obtained from the CORS-VRS network were compared with those obtained using a static technique for the same points in a forested environment. The results of the experiment show that CORS-VRS can achieve 1-2 cm horizontal accuracy and 2-5 cm vertical accuracy in forested areas. Despite the challenges posed by the tree canopy and signal loss, the results indicate that the CORS-VRS technique improves positioning accuracy in forested environments.

Keywords: GNSS, tree areas, GPS, forest surveying, forest management.

RESUMEN

El método de Estación de Referencia Virtual (VRS) utiliza una estación virtual ubicada a solo unos metros del receptor en movimiento, sin la necesidad de equipos adicionales. En este método, los datos de observación para el punto de la estación de referencia virtual se generan utilizando los datos de las estaciones de referencia circundantes, como si el instrumento estuviera colocado en el punto de la estación de referencia virtual. Las redes de Estación de Referencia Virtual emplean soluciones cinemáticas en tiempo real para proporcionar alta precisión. En este estudio, las coordenadas obtenidas de la red CORS-VRS se compararon con las obtenidas utilizando la técnica estática para los mismos puntos en un entorno forestal. Los resultados del experimento muestran que CORS-VRS puede lograr una precisión horizontal de 1-2 cm y una precisión vertical de 2-5 cm en áreas forestales. A pesar de los desafíos planteados por el dosel de los árboles y la pérdida de señal, las evaluaciones indican que la técnica CORS-VRS mejora la precisión del posicionamiento en entornos forestales.

Palabras clave: GNSS, áreas arboladas, GPS, topografía forestal, gestión forestal.

INTRODUCTION

Forest canopies can significantly impact GNSS positioning accuracy, primarily because of tree trunks, branches, and leaves, which obstruct signals. This blockage leads to increased positional dilution, particularly for vertical and three-dimensional PDOP (Positional Dilution of Precision). In forested environments, the PDOP is often too high for reliable positioning, whereas the Horizontal Dilution of Precision (HDOP) may remain at acceptable levels. The signal is weakened or attenuated by foliage, making it difficult for GNSS receivers to track the signal; in extreme cases, the signal may be entirely lost. Even when the signal is tracked, some receivers may struggle to

measure the pseudorange accurately. In this context, the primary function of the forest canopy is signal obstruction, which occurs either through complete blockage (*i.e.* tree trunks or steep streams) or attenuation as signals pass through leaves. One technique used to address these issues is the Virtual Reference Station (VRS) method. VRS interpolates data from multiple reference stations to create a virtual station near the rover position. This reduces the impact of ionospheric and tropospheric refraction, satellite orbit inaccuracies, and distance-related system error. Additionally, it ensures that corrections are available even if a reference station fails, thereby shortening the time required for receivers to lock onto satellites (Hofmann-Wellenhof *et al.* 2008, Pırtı 2011, Bulbul *et al.* 2017).

In this regard, various applications of continuously operating reference station (CORS) and VRS systems, as well as related studies in the literature, have examined the efficiency and accuracy of these technologies under different conditions. A detailed analysis of the CORS network design, considering factors such as signal reception and connection continuity, showed that while horizontal accuracy was high over short distances and in open areas, vertical accuracy tended to exhibit greater errors, especially in areas with significant topographic variations such as mountainous and sloped terrains (Dardanelli *et al.* 2020). Moreover, a study involving the analysis of data from 228 points within the CORS network, using Bernese GNSS software, successfully corrected satellite, clock, and atmospheric errors, leading to higher positional accuracy (Ayele and Gedamu 2022). Additionally, research on the data quality of CORS stations, error sources, and optimal station selection has revealed the efficiency of the system. Tests conducted on 14 different CORS stations, considering the software and computational tools used, indicated that environmental factors, particularly multipath errors and carrier phase noise, significantly affected the accuracy of the system (Lau and Tai 2023). VRS systems, by utilizing the RTCM 3.0 protocol for data transmission, VRS systems provide high-accuracy positioning through an RTK solution network. The accuracy, reliability, and latency of data transmitted via RTCM 3.0 were tested, and the results indicated that the vertical GNSS accuracy was lower than the horizontal accuracy (O’Keefe and Lachapelle 2007). In another study, the horizontal positioning accuracy of NRTK positioning services in Thailand was evaluated based on the triangulation structures of GNSS CORS networks. The accuracy of the VRS in horizontal positioning was analyzed in relation to the number and distribution of GNSS satellites used. The findings indicate that while VRS is effective in enhancing horizontal positioning accuracy, factors such as the distribution of reference stations and Geometric Dilution of Precision (GDOP) values must be carefully considered (Charoenkalunyuta *et al.* 2023). Additionally, another study established 22 test points along a 52 km-long transect at 2.5 km

intervals, measuring each point using both the VRS and static methods. The results indicated that the accuracy of the VRS method was maintained even as the distance between stations increased, and a higher accuracy was achieved, particularly in open areas (Tuşat 2018). Most studies have focused on measurements conducted in open areas with a high positioning accuracy achieved through VRS system error corrections. In various forested areas where GNSS signals were significantly attenuated and obstructed, location measurements were taken using smartphones and GNSS receivers. The data collected were used to assess the accuracy parameters of HDOP and Vertical Dilution of Precision (VDOP). The findings demonstrated that enclosed environments, such as forests, negatively affect the GNSS measurement accuracy. However, the use of CORS-VRS systems has been shown to improve accuracy to some extent (Tomašík *et al.* 2017). Literature reviews typically focus on open areas and share results derived from error sources. The primary aim of this study is to evaluate the performance of CORS-VRS systems in forest environments under varying field conditions and expected signal obstructions.

METHODS

To investigate these issues; the impact of trees on CORS-VRS positioning, two experiments were conducted in the Davutpaşa area (Yıldız Technical University campus) in Istanbul, Türkiye. For this purpose, points N10, N11, N12, and N13 were placed in the project area (see figures 1 and 2). Points N11, N12, and N13 were located in the forest area, whereas point N10 was marked in the unobstructed area (figure 2). A static GNSS survey was conducted to determine the coordinates of the four points. Four static measurements were taken during an observation period of at least 2.5 hours. Topcon Magnet TOOLS software was used to perform the data processing and network adjustments. During the adjustment process, the ITRF 2005 coordinates of the ISKI CORS/PALA points were fixed (figure 1, table 1). Tables 1 and 2 list the coordinates and standard deviations of the four points as well



Figure 1. Study area and GNSS network.

Área de estudio y red GNSS.

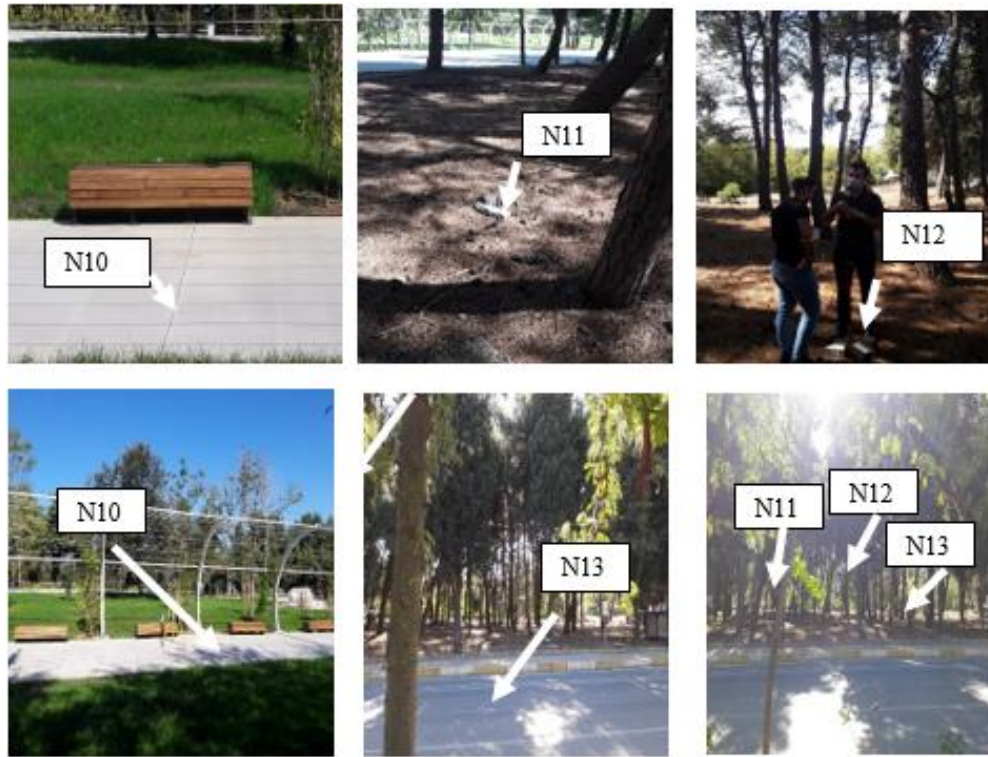


Figure 2. The four points (N10, N11, N12 and N13) in the study site.
Los cuatro puntos (N10, N11, N12 y N13) en el sitio de estudio.

Table 1. Standard deviation and coordinate values of the four points by using static GNSS survey.
Desviación estándar y valores de coordenadas de los cuatro puntos utilizando levantamientos GNSS estáticos.

Point	Grid Northing-N (m)	Grid Easting-E (m)	Elevation-h (m)	Std N (m)	Std E (m)	Std h (m)
PALA	4550678.003	412881.990	170.561	0	0	0
N10	4543688.935	406723.322	107.322	0.004	0.004	0.006
N11	4543661.910	406706.387	107.981	0.005	0.005	0.007
N12	4543668.528	406695.419	108.256	0.005	0.004	0.006
N13	4543662.964	406687.861	108.289	0.005	0.005	0.007

as the date and time of the CORS-VRS observations. The GNSS equipment used for CORS measurement includes a pair of Topcon Hiper HR receivers (static (horizontal = 3 mm + 0.1 ppm, vertical = 3.5 mm + 0.4 ppm)), (RTK (horizontal = 10 mm + 1 ppm, vertical = 15 mm + 1 ppm)), (Topcon Positioning Systems 2018). For static GNSS measurements, the data receiving and processing rate was set to 30 s, and the cut-off elevation mask angle was set to 10 °. On the other hand, the two tests for the CORS-VRS survey were conducted at different times on two days (September 30, and October 1, 2020). During the test, the

number of GNSS satellites tracked and their distribution are usually “normal” with 10 to 15 satellites observed, and the Precision Position Dilution (PDOP) is between 1.315 and 2.360 (table 2, figure 3). Measurements were conducted under clear and cloudless weather conditions. Additionally, information regarding the satellites available in the sky on specified dates is shown in figure 3.

Figures 4A, 4B, and 4C show the sky visibility of three points (N11, N12, and N13) in the study area, respectively. These points are located within forested areas and have a highly limited sky visibility.

Table 2. Time schedule of the CORS-VRS measurements for four points (N10, N11, N12 and N13) by using Topcon Hiper HR receiver on two days.

Cronograma de las mediciones CORS-VRS para cuatro puntos (N10, N11, N12 y N13) usando el receptor Hiper HR de Topcon en dos días.

CORS-VRS												
DateTime	Point	Easting	Northing	El.Hgt.	Ep.	Hz	SAT.	hRms	vRms	Pdop	Method	Status
2020-09-30-09:44	N10	406723.325	4543688.915	107.238	5	1	15	0.005	0.006	1.463	VRS	FIX
2020-09-30-09:50	N11	406706.405	4543661.847	107.936	5	1	12	0.006	0.008	1.763	VRS	FIX
2020-09-30-09:52	N12	406695.420	4543668.476	108.238	5	1	10	0.006	0.008	2.36	VRS	FIX
2020-09-30-09:54	N13	406687.879	4543662.952	108.190	5	1	10	0.004	0.005	1.691	VRS	FIX
2020-10-01-11:13	N10	406723.313	4543688.921	107.227	5	1	16	0.004	0.006	1.315	VRS	FIX
2020-10-01-11:15	N11	406706.370	4543661.880	107.960	5	1	12	0.005	0.008	1.485	VRS	FIX
2020-10-01-11:11	N12	406695.397	4543668.481	108.240	5	1	10	0.005	0.006	1.875	VRS	FIX
2020-10-01-11:12	N13	406687.851	4543662.929	108.180	5	1	14	0.005	0.006	1.663	VRS	FIX

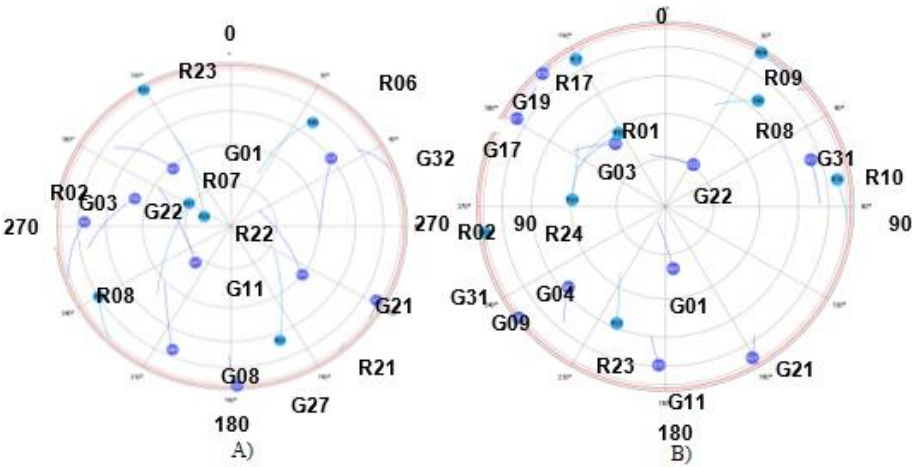


Figure 3. The skyplot, GPS (G) and GLONASS (R) satellites, in the project area on September 30, 2020 (A) and October 1, 2020 (B).

El diagrama del cielo (satélites GPS (G) y GLONASS (R)), en el área del proyecto el 30 de septiembre de 2020 (A) y el 1 de octubre de 2020 (B).

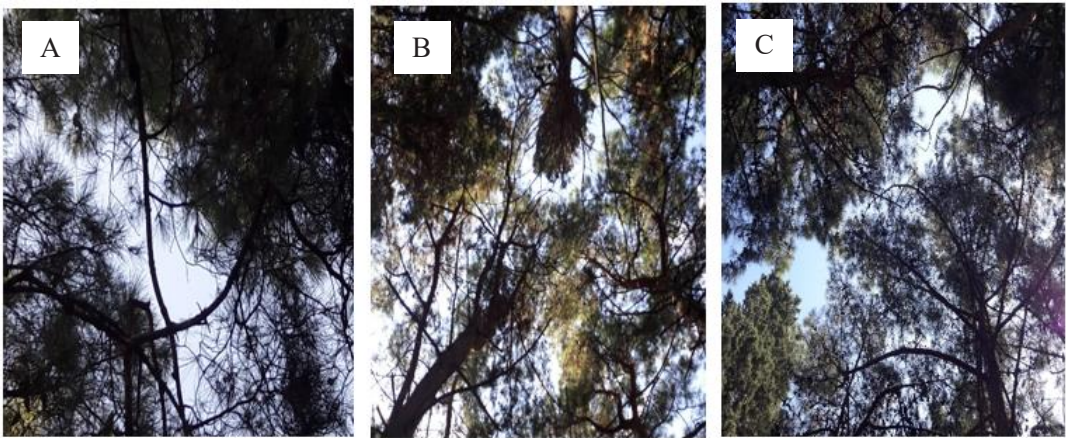


Figure 4. Sky visibility from Points N11, N12 and N13 (A, B, C), respectively.

Visibilidad del cielo desde los puntos N11, N12 y N13 (A, B, C), respectivamente.

RESULTS

The purpose of this study was to check the repeatability of CORS-VRS and assess its performance in a forest environment. The experiment included a set of four points (N10, N11, N12, and N13) on the ground. (Please note that the survey was conducted in different satellite constellations and at different times during the two days (table 2)). The data acquisition and processing rate was set to 1 s and 5 epochs, respectively, and the cut-off elevation mask angle for CORS-VRS measurement was 10 degrees. The integer ambiguity was fixed between 1 min and 45 min for each point on September 30, 2020, and October 1, 2020, using a Topcon Hiper HR receiver. The first survey was performed on September 30, 2020, using the CORS-VRS technique, whereas the second survey was performed on October 1, 2020, using the CORS-VRS technique.

Figure 5A shows the coordinate differences between the CORS-VRS survey results for the four points. Figure 5A shows the average (mean) value and standard deviation of the coordinate differences obtained from the first and second CORS-VRS measurements of these four points. The coordinate differences between the CORS-VRS survey results for the four points were located in the forest environment (N11, N12, and N13) and in the unobstructed area (N10) (figure 5A). The coordinates obtained from the first CORS-VRS survey for the four points were compared with the second CORS-VRS survey results. The coordinates of these four points (east and north) are usually very good; the standard deviation value is less than 2.2 cm, and the average value is less than 2.4 cm. The consistency of the height component was poor, sometimes at the same point between the CORS-VRS survey, with a difference of up to 5 cm. The standard deviation and mean values of the height differences of these four points are 0.9 cm and 2.2 cm, respectively (figure 5A).

Figure 5B shows the coordinate differences between the CORS-VRS survey results and static survey results for the four points. The coordinates obtained from the static survey for these four points were fixed. The coordinates obtained from the first CORS-VRS survey for the four points (September 30, 2020) were compared with the static survey results of these four points. The coordinates (Easting, Northing) of the four points were generally good, with standard deviation values of less than 2.5 cm, mean values of less than 3.7 cm. The consistency of the height components is poor, sometimes at the same point between the CORS-VRS survey, which differs by up to 10 cm. The standard deviation and mean height of the four points were 3.7 cm and 6.1 cm, respectively.

Figure 5C shows the coordinate differences between the CORS-VRS survey results and static survey results for the four points. The coordinates obtained from the static survey for these four points were fixed. The coordinates obtained from the first CORS-VRS survey for the four

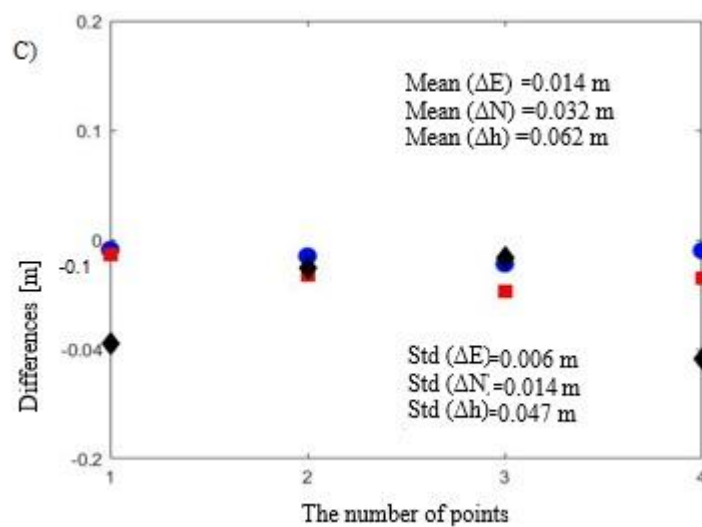
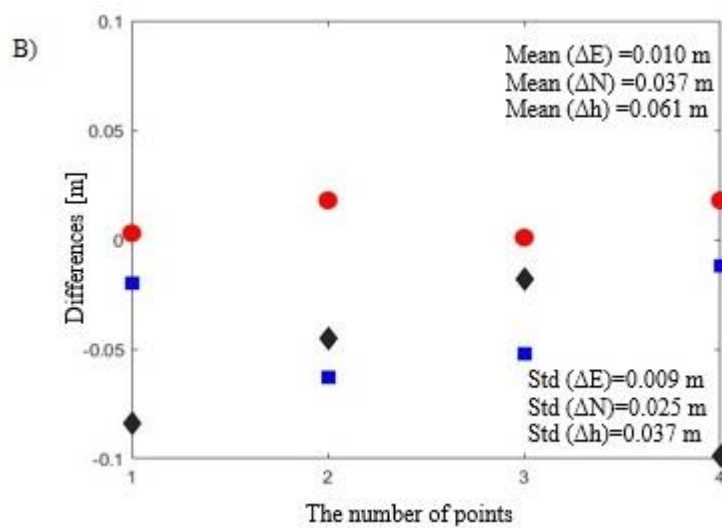
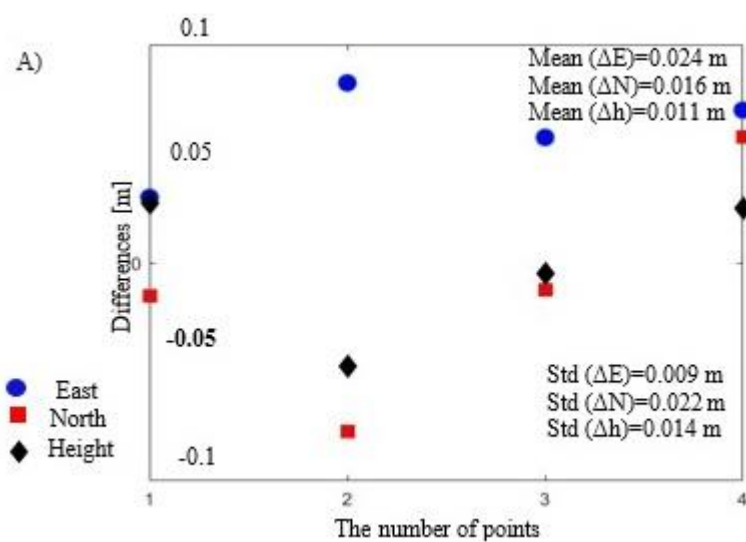
points (October 1, 2020) were compared with the static survey results of these four points. The coordinates (Easting, Northing) of the four points were generally good, with standard deviation values of less than 1.4 cm, mean values of less than 3.2 cm. The consistency of the height components is poor, sometimes at the same point between the CORS-VRS survey, which differs by up to 10 cm. The standard deviation and mean height of the four points were 4.7 cm and 6.2 cm, respectively.

Figure 5D shows the coordinate differences between all of the CORS-VRS survey results for the four points. The coordinates obtained from the first CORS-VRS survey (September 30, 2020) of the four points were compared with the second CORS-VRS survey results (October 1, 2020). The coordinates (Easting, Northing) of the four points were generally good, with standard deviation values of less than 2.2 cm, mean values of less than 2.4 cm. At the same point between two the CORS-VRS measurements, the height component was not consistent; sometimes, the difference was up to 5 cm. The standard deviation and mean height of the four points were 1.4 cm and 1.1 cm, respectively.

The CORS-VRS derived the coordinates of the four points compared with the obtained coordinates of the four points using static survey (figure 5E). Figure 5E shows the average and standard deviation values of the differences in the Easting, Northing, and Height coordinates. Generally, the coordinates (east and north) of all points are good, and the average standard deviation is less than 3.4 cm. As expected, the height accuracy is approximately 4 cm. At the same point between two the CORS-VRS measurements, the height components were inconsistent; sometimes, the difference was up to 10 cm (figure 5E). The results clearly show that the CORS-VRS technique is a stable system, and the centimeter level of accuracy is generally obtainable under various operational conditions.

After comparing the survey results, the horizontal coordinates of the points determined by these tests appeared to be consistent, with some variations ranging from a few millimeters to 3 cm. However, the consistency of the height component was poor, sometimes at 7 cm at the same point between two the VRS sessions. In forest environments, signal obstruction and attenuation make vertical accuracy more challenging. This is because the signal arrives parallel to the ground and may be lost, making height calculations more difficult for the device. There are several reasons why vertical positioning is usually worse than horizontal positioning.

- Satellite geometry. The arrangement of satellites in the sky usually provides better coverage and geometry for determining the horizontal position than the vertical position. Satellites tend to be distributed around the horizon, with fewer satellites directly overhead. This geometric distribution inherently provides a better accuracy in the horizontal plane.



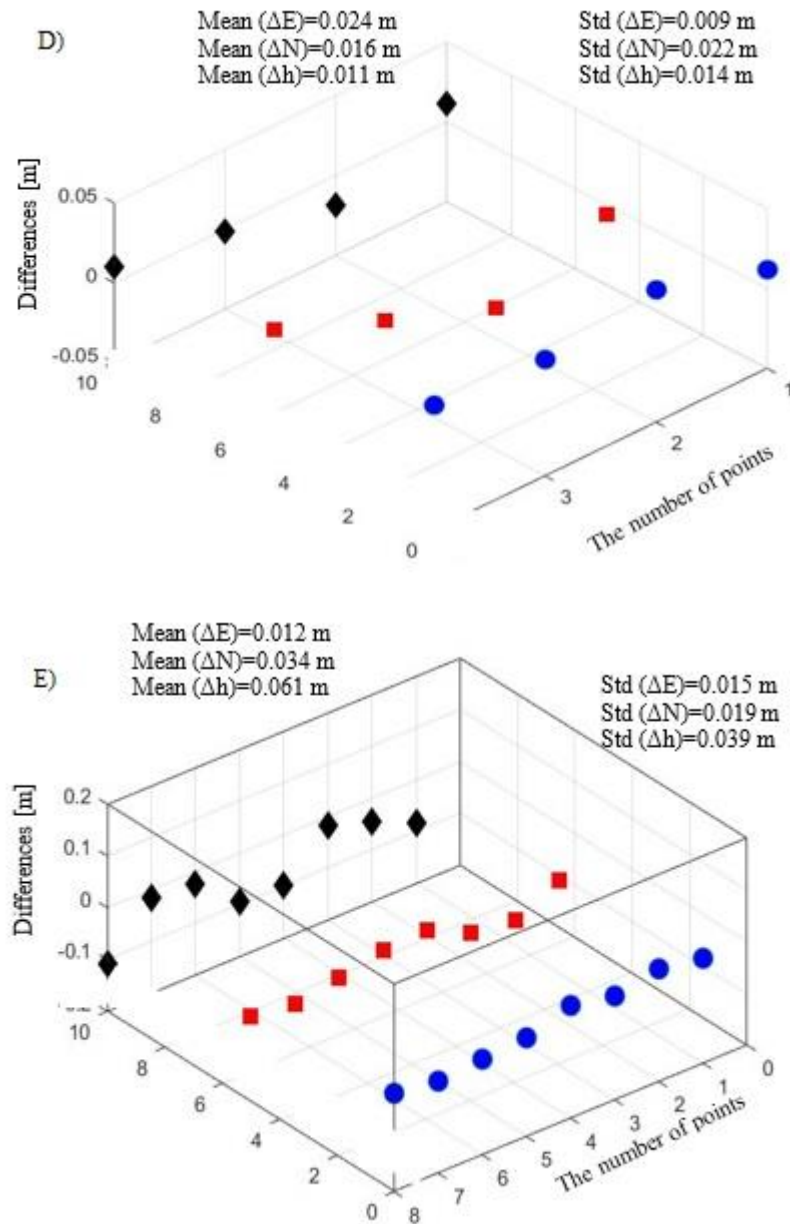


Figure 5. A) Comparison of the four points coordinates obtained from CORS-VRS survey on 30 September 2020 and 1 October 2020 (VRS-VRS), B) from VRS survey on 30 September 2020 with static survey coordinates, C) from VRS survey on 1 October 2020 with static survey coordinates, D) from the first CORS-VRS survey (30 September 2020) with the second CORS-VRS survey (1 October 2020), E) from CORS-VRS survey on 30 September 2020 and 1 October 2020 with static survey results.

A) Comparación de las coordenadas de los cuatro puntos obtenidas de los levantamientos CORS-VRS el 30 de septiembre de 2020 y el 1 de octubre de 2020 (VRS-VRS), B) VRS el 30 de septiembre de 2020 con coordenadas de levantamientos estáticos C) VRS el 1 de octubre de 2020 con coordenadas de levantamientos estáticos, D) CORS-VRS (30 de septiembre de 2020) con los segundos levantamientos CORS-VRS (1 de octubre de 2020), E) CORS-VRS el 30 de septiembre de 2020 y el 1 de octubre de 2020 con los resultados del levantamiento estático.

- Atmospheric effects: Earth's atmosphere can distort satellite signal. Both horizontal and vertical measurements are affected, but the effect on vertical accuracy is more noticeable because the variability in atmospheric conditions (such as ionospheric and tropospheric delays) has a greater effect on the angle of the received signals, which further affects the vertical measurements.
- Multipath errors: These occur when satellite signals reflect off surfaces (e.g. buildings and ground) before reaching the receiver. Because vertical signals are more likely to be reflected off horizontal surfaces, this can lead to more errors in the vertical positioning.

All the results also indicate that the canopy is harmful to the positioning of the CORS-VRS. Therefore, even if there is a good satellite window, the signal blockage caused by the tree canopy can be regarded as the main problem affecting the use of the CORS-VRS in forest areas.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

In the context of the increased utilization of GNSS in tree canopy environments, it is necessary to understand the accuracies that can be attained in such areas. The majority of prior GNSS evaluations have been conducted under "clear-sky" conditions, where unobstructed views of satellites are available. However, numerous scientists (Feng *et al.* 2021, Uzodinma and Nwafor 2018, Lee *et al.* 2023) have investigated the impact of terrain, tree canopies, and position dilution of precision (PDOP) on GNSS accuracy. It was determined that the open sites exhibited superior positional accuracy compared to the sub-canopy sites. Consequently, position accuracy is frequently compromised in challenging terrain conditions, often falling short of established accuracy standards and necessitating resurveying. In addition, contemporary GNSS technologies have advanced by incorporating sophisticated tracking capabilities. However, despite these advancements, the signals have become noisier, weaker, and more susceptible to multipath and diffraction effects. Despite the quality indicators showing good solutions, their positions may not be accurate. To overcome this situation, GNSS receivers are equipped with techniques to mitigate or eliminate multipath positioning errors. In addition, surveyors are required to check the GNSS results using a total station. In such challenging terrain, terrestrial surveying facilitates productivity by providing an independent positional reference, which is crucial for assessing the precision of GPS results in forest and tree canopy environments. This is due to the fact that the total station remains unaffected by canopy or multipath effects, unlike GNSS receivers.

It is impossible to use the CORS-VRS with the same level of accuracy in any environment at any time. In other words, quality assurance remains an important issue surveys. The results of this study show that these trees have

a significant impact on the accuracy, precision, and performance of the CORS-VRS positioning. The tree canopy has negative effects on GNSS signals, including obstacles, attenuation, and reflections. However, the use of high-quality GNSS receivers, conducting long-duration measurements (increasing the number of epochs), utilizing a nearby CORS network, and maintaining a low PDOP value can enhance vertical accuracy. Geometric leveling remains the most reliable method for high-precision (mm accuracy) determination of heights. This method involves direct measurement of elevations, from which normal heights are determined. The results of this study show that CORS-VRS can obtain a horizontal accuracy of 1-2 cm and a vertical accuracy of 2-5 cm. These results show that CORS-VRS technology is feasible, effective, and efficient for positioning and other applications in obstructed and unobstructed areas that do not produce unsuitable conditions.

AUTHORS CONTRIBUTION

The authors confirm their contribution to the paper as follows: study conception and design: Atınç PIRTI, Zümrüt KURTULGU; data collection: Atınç PIRTI, Zümrüt KURTULGU; analysis and interpretation of results: Atınç PIRTI, Zümrüt KURTULGU; draft manuscript preparation: Atınç PIRTI and Zümrüt KURTULGU. All authors have reviewed the results and approved the final version of the manuscript.

FUNDING

No funding was received for this work.

ACKNOWLEDGEMENT

We wish to thank the staff of Topcon Paksoy Teknik Hizmetler in Turkey for their help and comments, which greatly improved the manuscript.

REFERENCES

- Ayele N, A Gedamu. 2022. Optimum CORS Network Design for Geodetic Applications in Ethiopia. *Research Square* 1. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1760225/v1>
- Bulbul S, C İnal, O Yıldırım, F Başçiftçi. 2017. Velocity Estimation of Turkish National Permanent GNSS Network-Active Points Located at Central Anatolia Region. *Bilge International Journal of Science and Technology Research* 1(1): 18-25. Accessed 17 mar. 2025. Available in https://www.researchgate.net/publication/320858737_Velocity_Estimation_of_Turkish_National_Permanent_GNSS_Network-Active_Points_Located_at_Central_Anatolia_Region
- Charoenkalunyuta T, C Satirapod, R Charoenyot, T Thongtan. (2023). Geometric and Statistical Assessments on Horizontal Positioning Accuracy in Relation with GNSS CORS Triangulations of NRTK Positioning Services in Thailand. *International Journal of Geoinformatics* 19(2). DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.52939/ijg.v19i2.2559>

- Dardanelli G, M Lo Brutto, C Pipitone. 2020. GNSS CORS network of the university of Palermo: design and first analysis of data. *Geographia Technica* 15(1): 43-69. DOI: https://doi.org/10.21163/GT_2020.151.05
- Feng T, S Chen, Z Feng, C Shen, Y Tian. 2021. Effects of Canopy and Multi-Epoch Observations on Single-Point Positioning Errors of a GNSS in Coniferous and Broadleaved Forests. *Remote Sensing* 13: 2325. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13122325>
- Hofmann-Wellenhof B, H Lichtenegger, E Wasle. 2008. GNSS—global navigation satellite systems: GPS, GLONASS, Galileo, and more. Springer Science & Business Media. 537 p.
- Lau L, K-W Tai. 2023. A Data Quality Assessment Approach for High-Precision GNSS Continuously Operating Reference Stations (CORS) with Case Studies in Hong Kong and Canada/USA. *Remote Sensing* 15. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/rs15071925>
- Lee T, P Bettinger, K Merry, C Cieszewski. 2023. The effects of nearby trees on the positional accuracy of GNSS receivers in a forest environment. *PLoS One* 18(3):e0283090. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0283090>
- O’Keefe K, G Lachapelle. 2007. Network real-time kinematic performance analysis using RTCM 3.0 and the Southern Alberta_Network. *Geomatica* 61(1): 29-41. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.5623/geomat-2007-0003>
- Pırtı A. 2011. Evaluating the Repeatability of RTK GPS. *Survey Review* 43: 177-186. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1179/003962611X12894696204984>.
- Tomaščík JJ, SJ Tomaščík, Š Saloň, R Piroh. 2017. Horizontal accuracy and applicability of smartphone GNSS positioning in forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 90(2): 187-198. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/forestry/cpw031>
- Topcon Positioning Systems. 2018. HiPer VR, GNSS Receiver. Operator’s Manual. Accessed 17 mar. 2025. Available in <https://www.manualslib.com/manual/1547068/Topcon-Hi-per-Vr.html?page=5#manual>
- Tuşat E. (2018). A Comparison of the Accuracy of VRS and Static GPS Measurement Results for Production of Topographic Map and Spatial Data A Case Study on CORS TR. *Technical Gazette* 25(1): 158-163. DOI: <https://doi.org/DOI:10.17559/TV-20160406110412>
- Uzodinma V, U Nwafor. (2018). Degradation of GNSS Accuracy by Multipath and Tree Canopy Distortions in a School Environment. *Asian Journal of Applied Sciences* 6. DOI: 10.24203/ajas.v6i4.5458, <https://doi.org/10.24203/ajas.v6i4.5458>

Recibido: 05.05.2024

Aceptado: 17.03.2025

Importancia del arbolado del Paseo Tollocan en la conservación de la diversidad vegetal urbana de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca

Importance of the trees on Paseo Tollocan in the conservation of urban plant diversity in the Metropolitan Zone of the Toluca Valley

Marlín Pérez-Suárez ^{a*} , Jorge E. Ramírez-Albores ^b , Leopoldo Mohedano-Caballero ^c ,
Mario González-Aranda ^d , Mario González-Pérez ^a 

*Autor de correspondencia: ^a Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Toluca de Lerdo, Estado de México, México, mperezs@uaemex.mx

^b Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento de Botánica, Saltillo, Coahuila, México.

^c Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales, Texcoco, Estado de México, México.

^d Protectora de Bosques del Estado de México PROBOSQUE, Toluca, Estado de México, México

ABSTRACT

Understanding the diversity and structure of green areas is essential for recognizing the multiple environmental and social benefits they provide, which are essential for the sustainability of urban areas and their adaptation to the impacts of climate change. This study aimed to evaluate the diversity and structure of trees present in the central corridor of Paseo Tollocan, located in the Metropolitan Area of the Toluca Valley, Mexico. A census of the trees in the central ridge was conducted to measure the total height and diameter at breast height. Abundance, dominance, and frequency were calculated along with family value (FVI) and importance value index (IVI). Additionally, diversity was evaluated using the Margalef and Shannon indices. In total, 7,723 individuals were recorded, representing 14 families and 41 species. The most abundant species were *Salix babylonica* (2,66) and *Cupressus lusitanica* (2,86). The Margalef index presented a value of 4,47 and the Shannon index 1,97, indicating high diversity. The tree density was 196,4 trees/ha-1, with an average height of 8,3 m and an average diameter of 2,9 m. *Salix babylonica* and *Cupressus lusitanica* had the highest IVIs at 14.7% and 13.5%, respectively. The Paseo Tollocan corridor plays an important role in the conservation of tree diversity, and serves as a refuge for native tree biodiversity. This contributes not only to climate change but also to the adaptation of cities to current environmental changes and to the promotion of resilience and sustainability.

Keywords: urban trees, urban green areas, urban planning, environmental services.

RESUMEN

Conocer la diversidad y estructura de las áreas verdes es primordial para entender los múltiples beneficios ambientales y sociales que brindan, los cuales son esenciales para la sustentabilidad de las áreas urbanas, y su adaptación a los impactos del cambio climático. Este estudio tiene como objetivo evaluar la diversidad y estructura del arbolado presente en el corredor central del Paseo Tollocan ubicado en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca, México. Se realizó un censo del arbolado del camellón central, midiendo su altura total y diámetro normal. Se calculó su abundancia, dominancia y frecuencia, así como los índices de valor familiar (IVF) y de valor de importancia (IVI). Adicionalmente, se evaluó la diversidad mediante los índices de Margalef y Shannon. Se registraron un total de 7.723 individuos, pertenecientes a 14 familias y 41 especies. Las especies más abundantes fueron *Salix babylonica* (266) y *Cupressus lusitanica* (286). El índice de Margalef presentó un valor de 4,47 y el índice de Shannon de 1,97; indicando una alta diversidad. La densidad arbórea fue de 196,4 árboles ha⁻¹, con una altura promedio de 8,3 m y un diámetro promedio de 2,9 m. *Salix babylonica* y *Cupressus lusitanica* presentaron los IVI más altos con 14,7 % y 13,5 %, respectivamente. El corredor Paseo Tollocan juega un papel importante en la conservación de la diversidad arbórea y sirve como un refugio para la diversidad arbórea nativa. Esto contribuye no solo al cambio climático, sino sobre todo a la adaptación de las ciudades a los cambios ambientales actuales y futuros promoviendo la resiliencia y sostenibilidad.

Palabras clave: arbolado urbano, áreas verdes urbanas, planificación urbana, servicios ambientales.

INTRODUCCIÓN

Las áreas verdes en las zonas urbanas han recibido cada vez más atención en las agendas ambientales internacionales, considerándose como una de las soluciones basadas en la naturaleza para la atención simultánea e integral de problemas ambientales, sociales y económicos que enfrentan las sociedades urbanas en el mundo (Mell 2017, Dorst *et al.* 2019). La protección, restauración y gestión sostenible de la infraestructura verde, definida como la red interconectada de espacios verdes naturales y creados que llevan a cabo las funciones de los ecosistemas naturales, permite la sostenibilidad de dichos beneficios e incrementa la resiliencia socioambiental de las ciudades frente los impactos del cambio climático (Livesley *et al.* 2016).

La infraestructura verde urbana genera diversos beneficios ambientales, como la mitigación de la contaminación atmosférica (Brownin *et al.* 2022), la regulación del clima (Hsied *et al.* 2018), el amortiguamiento del ruido y sus efectos negativos en la salud humana (WHO 2016, Rey-Gonzalo *et al.* 2023). Además, proporcionan hábitat y refugio para la fauna silvestre (Firoj-Jaman *et al.* 2021, Zeng *et al.* 2023), ayudando a contrarrestar así la pérdida de biodiversidad. Las áreas verdes urbanas también proveen múltiples beneficios sociales que incluyen el brindar un espacio para la recreación y ejercicio, así como bienestar físico y mental en la población, al incrementar la belleza escénica que genera la incorporación del color verde de la naturaleza y reflejar los cambios estacionales (Nowak 2010, Hwang *et al.* 2019).

Los beneficios socioambientales que brinda la infraestructura verde dependen no solo de la extensión de las áreas verdes, sino también de la biodiversidad vegetal presente, especialmente de árboles, por lo que la biodiversidad contribuye directamente a la adaptabilidad, estabilidad y resiliencia de los entornos urbanos (Söjan *et al.* 2016). A pesar de los efectos adversos de algunos árboles como la producción estacional de alérgenos de polen y emisión de compuestos orgánicos volátiles (Ji-Wan *et al.* 2022), aunado a los elevados costos de mantenimiento y daños materiales que pueden llegar a suceder, Döhren y Haase 2019), los beneficios pueden ser mucho mayores cuando se toman decisiones con base en una adecuada planeación y manejo de las áreas verdes. Esto, sin embargo, solo puede llevarse a cabo si se consideran las características intrínsecas de las especies de árboles utilizadas (Mitchell *et al.* 2021, Liang y Huang 2023) tal como su estructura (altura y diámetro), composición, riqueza y fisiología, ya que cada función de una especie redundante en los beneficios socioambientales que cada una de ellas es capaz de generar de forma individual y en conjunto (Nowak y Dwyer 2010, Calaza-Martínez e Iglesias-Díaz 2016). Por tanto, conocer la identidad y diversidad de especies vegetales en un área verde urbana es importante para su gestión sostenible, ya que no todas las especies de árboles se desarrollan de forma óptima en el lugar don-

de las establecen, limitando su supervivencia y, por ende, la provisión de beneficios socioambientales (Mitchell *et al.* 2021).

Bajo este contexto, el Corredor Paseo Tollocan, es un área verde en forma lineal que atraviesa el corredor industrial de la Ciudad de Toluca, y es la principal vía de acceso a ésta desde la Ciudad de México, es ahora uno de los espacios verdes más extensos de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), por lo que indudablemente brinda múltiples beneficios socioambientales para dicha zona. Sin embargo, los estudios sobre la vegetación que cubre este corredor son nulos, si se consideran las publicaciones periódicas, por lo que este es el primer reporte con el objetivo de evaluar la diversidad y estructura del arbolado presente en el corredor central del Paseo Tollocan. Lo anterior servirá como línea base para el monitoreo a largo plazo del arbolado de este corredor, así como para la determinación y monitoreo de los múltiples beneficios ecológicos y socioambientales que permitan una mejor planificación y manejo de esta área verde de indiscutible importancia para los habitantes de la ZMVT.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en el camellón de la vialidad Paseo Tollocan, ubicada en la ZMVT en el Estado de México, México (figura 1). El Paseo Tollocan es una zona arbolada en forma lineal que se distribuye a lo largo de 13,6 km ubicado entre 19° 17' de latitud norte y 99° 31' - 99° 37' de longitud oeste a una elevación de 2.600 m (figura 1), y atraviesa cinco de los 16 municipios que conforman la ZMVT: Toluca, Metepec, Lerma, Ocoyoacac y San Mateo Atenco (figura 1). Este espacio está conformado por un camellón central y dos camellones laterales, que inician en el monumento al Bicentenario de la Independencia (o Puerta Tollotzin) y terminan en el Puente Tultepec. Así, conecta con otras vías primarias urbanas hacia el centro de la ciudad de Toluca, así como otras de carácter regional-nacional hacia Atlacomulco, Querétaro, Zitácuaro y Valle de Bravo (Hoyos-Castillo y Camacho-Ramírez 2010). A lo largo del Paseo Tollocan se encuentran parques industriales, zonas comerciales, centros de educación, oficinas gubernamentales y parques. El clima predominante es templado subhúmedo con una temperatura promedio de 18 °C (García 2004), una precipitación entre 800 y 1.000 mm, y julio a diciembre son los meses del año con una mayor precipitación pluvial. Las heladas son frecuentes, particularmente de septiembre a mayo (López *et al.* 2009).

Diseño de muestreo. El muestreo se realizó durante un periodo anual (2021-2022). Dada la extensión de este parque lineal, se establecieron cinco sitios de muestreo permanentes, delimitándolos de acuerdo con las principales avenidas (figura 1). Esta delimitación se realizó con la ayuda de una imagen satelital clasificada y validada en campo, además

del apoyo de imágenes satelitales en Google Earth®. Los sitios de estudio se ubicaron con una orientación oeste-este: a) sitio 1, del monumento al Bicentenario de la Independencia hasta la avenida Ignacio Comonfort con una superficie de 6,9 ha y una extensión de 1,7 km; b) sitio 2, de la avenida Ignacio Comonfort a la avenida Manuel J. Clouthier con una superficie de 6,1 ha y una extensión de 1,6 km; c) sitio 3, de la avenida Manuel J. Clouthier a la avenida Tecnológico con una superficie de 7,8 ha y una extensión de 2,1 km; d) sitio 4, de la avenida Tecnológico al boulevard Miguel Alemán con una superficie de 7,1 ha y una extensión de 1,8 km; y e) sitio 5, del boulevard Miguel Alemán al Puente Tultepec con una superficie de 11,3 ha y una extensión de 2,8 km (figura 1).

Diversidad del arbolado. La diversidad de especies arbóreas en cada sitio se calculó con el índice de Shannon (H') [1], que toma en cuenta tanto la riqueza de especies como la equidad en la abundancia de estas (Ludwig y Reynolds 1988, Magurran 2004). Además, se estimó el índice de Margalef (D_{Mg}) [2] (Margalef 1972). Lo anterior, uno de los índices más empleados para evaluar las comunidades vegetales basados en la cuantificación del número de especies (riqueza) por sitio de muestreo (Moreno y Halffter 2001).

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i) \quad [1]$$

Donde:

H' = índice de diversidad de Shannon

p_i = número de especies individuales entre número total de individuos

$\ln$ = logaritmo natural

$$D = (S - 1) / \ln N \quad [2]$$

Donde:

D_{Mg} = índice de Margalef

S = número de especies

N = número total de individuos

Finalmente, se evaluó el grado de similitud en la composición de especies entre los sitios de muestreo acorde al índice de similitud de Bray-Curtis en BiodiversityPro 2.0® (McAleece *et al.* 1997), que considera en conjunto datos de presencia-ausencia (Clarke y Warwick 2001). Este índice toma valores de 0 (ninguna especie en común) y 1 (las muestras en los sitios son idénticas). Por último, se usó la regla de diversidad 10-20-30 propuesta por Santamour (1990) como un indicador de la diversidad arbórea para

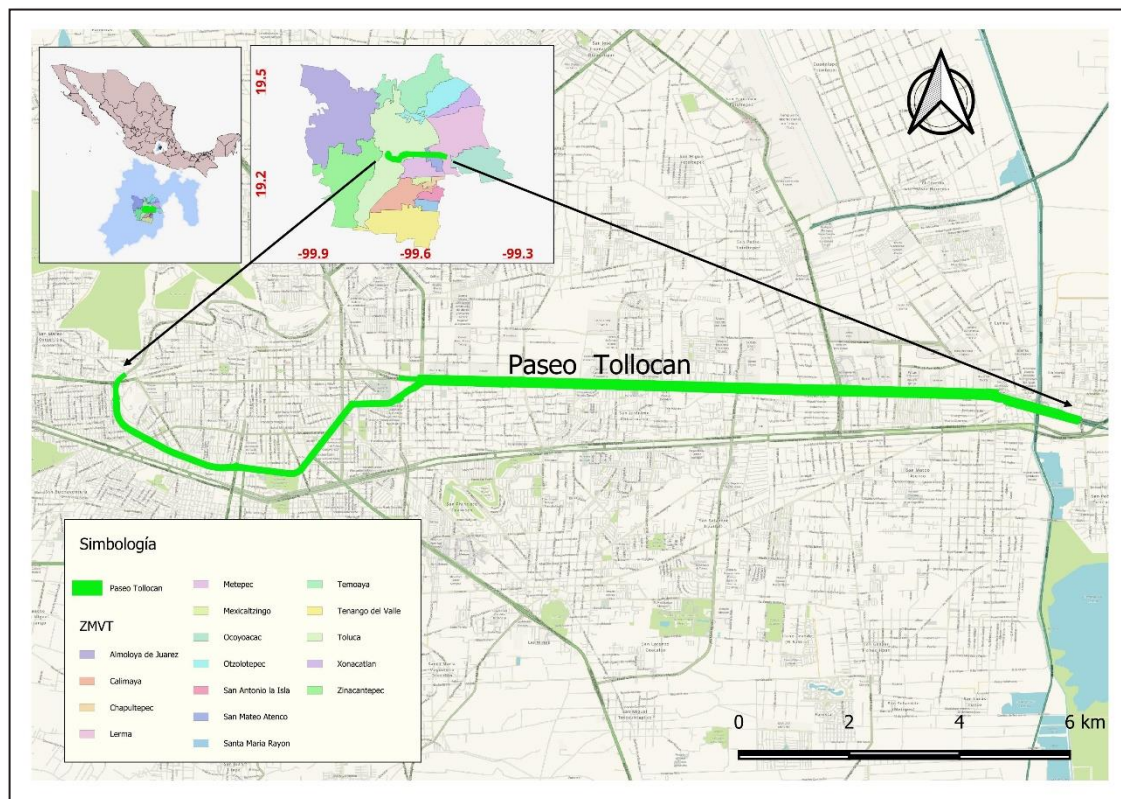


Figura 1. Ubicación del corredor Paseo Toluca en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca en el Estado de México, México. Imagen elaborada por MP-S.

Location of the Paseo Toluca corridor in the Metropolitan Zone of Toluca Valley 157 in the State of Mexico, Mexico. Image created by MP-S.

evitar plagas y enfermedades en bosques urbanos (Martínez-Trinidad *et al.* 2021). Esta regla establece que el número de individuos de una especie no debe exceder el 10 %, el de un género no debe superar el 20 %, y de una familia no debe ser mayor al 30 % de la población arbórea total.

Estructura del arbolado. En cada sitio del corredor central del Paseo Tollocan se registró el número de individuos por especie midiendo su diámetro normal (DN) a 1,30 m de altura de los individuos con diámetro mayor a 5 cm con una cinta diamétrica Forestry Suppliers 283D®, y la altura con un hipómetro (Nikon Forestry Pro) (Merino y Palacios 2023, Guzmán-Santiago *et al.* 2024). La actualización de la nomenclatura de los nombres científicos de las especies arbóreas se realizó utilizando la base de datos del Missouri Botanical Garden a través de Tropicos (Tropicos 2024). La región geográfica de origen de cada especie se realizó utilizando a Vázquez-Yanes *et al.* (1999), iNaturalistMX (2024) y Tropicos (2024).

Posteriormente se estimó la cobertura y se contabilizó el número total de individuos por especie. Con los datos obtenidos se calculó la densidad (D) [3], área basal (AB) [4] y cobertura absoluta (C) [5] (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974, Newton 2007).

$$D = n/A \quad [3]$$

Donde:

D = densidad

n = número total de individuos

A = área/superficie de muestreo

$$AB = \pi r^2 \quad [4]$$

Donde:

r = radio ($P/2\pi$)

P = perímetro del tronco

$\pi = 3,1416$

$$C = \pi [1/4(D1+D2)]^2 \quad [5]$$

Donde:

C = cobertura absoluta

D1 = diámetro mayor

D2 = diámetro menor

$\pi = 3,1416$

Se estimó el índice de valor familiar (IVF) [6] (Mori *et al.* 1983), que permite observar el éxito ecológico de una familia en el área de estudio muestreada (Graciano-Ávila *et al.* 2017, Pino *et al.* 2022).

$$IVF = \Sigma (\%DvRFi) + (\%DRFi) + (\%DoRFi) \quad [6]$$

Donde:

IVF = índice de valor familiar

DvRFi = (número de especies de la familia *i* / número de especies totales) * 100

DRFi = (número de individuos de la familia *i* / número de individuos totales) * 100

DoRFi = (área basal de la familia *i* / área basal total) * 100

Los valores relativos de los atributos estructurales se combinaron en el índice de valor de importancia relativa (VIR o IVI) [6], que se estimó a partir de los valores relativos de la abundancia relativa, dominancia y frecuencia relativas en cada sitio de muestreo (Silva-García *et al.* 2021, Silva-González *et al.* 2022). Los valores estructurales de las especies se estimaron por sitio, así como información general de cada sitio incluidas la elevación (m), pendiente del terreno (%), exposición u orientación (puntos cardinales) y características de algunas variables edáficas.

$$VIR = (Ar + Dr + Fr) / 3 \quad [7]$$

Donde:

VIR = índice de importancia relativa

Ar = abundancia relativa de la especie *i* respecto al total

Dr = dominancia relativa de la especie *i* respecto al total

Fr = frecuencia relativa de la especie *i* respecto al total

RESULTADOS

Diversidad. Los resultados mostraron que en el corredor central del Paseo Tollocan se encuentra un total de 7.723 individuos, pertenecientes a 41 especies arbóreas distribuidas en 14 familias (cuadro 1). Al respecto, las familias con mayor número de especies y de individuos fueron Pinaceae (10 especies y 284 individuos), Salicaceae (6 especies y 3.441 individuos), Cupressaceae (5 especies y 2.929 individuos) y Oleaceae (3 especies y 333 individuos). Destacan siete de las familias registradas debido a que estuvieron representadas por una sola especie (cuadro 1) entre las cuales, *Cupressus lusitanica* (2.665) y *Salix babylonica* (2.869) fueron las especies con mayor número de individuos. En el cuadro 1 se muestra el valor de Importancia Familiar (FIV) para las 22 familias, siendo las más importantes Salicaceae, con un FIV de 78,59; seguida por Cupressaceae con 55,43 y Pinaceae con 50,47.

Respecto al género, los de mayor riqueza de especies fueron *Pinus* con ocho especies, *Cupressus*, *Acacia*, *Eucalyptus* y *Salix*, con tres especies cada uno (cuadro 1). Se observó que la diversidad de árboles en los sitios resalta que ésta sí varió entre los distintos fragmentos del corredor central del Paseo Tollocan. El sitio 5 presentó el mayor número de especies de árboles e individuos con 25, seguido del sitio 3 con 24 (figura 2). Las mayores riquezas se registraron en el sitio 3 ($D_{Mg} = 3,15$) y en el sitio 5 ($D_{Mg} = 3,12$) (figura 2); mientras que el índice de Shannon señala que los sitios con mayor diversidad arbórea en el corredor central del Paseo Tollocan fueron el sitio 2 ($H' = 1,91$) y el sitio 3 ($H' = 1,80$) (figura 2).

En cuanto a la similitud en la composición de especies entre los sitios de muestreo del corredor del Paseo Tollo-

Cuadro 1. Número de géneros, especies e individuos arbóreos por familia presentes en el corredor central Paseo Tollocan.

Number of genera, species and tree individuals per family present in the central corridor Paseo Tollocan.

Familia	Géneros	Especies	Número de individuos	Índice de Valor Familiar (IVF)	% IVF
Altingiaceae	1	1	81	3,87	1,29
Anacardiaceae	1	1	43	4,29	1,43
Betulaceae	1	1	92	7,06	2,35
Bignoniaceae	1	1	100	4,99	1,66
Casuarinaceae	1	1	14	5,06	1,68
Cupressaceae	3	5	2.969	55,43	18,47
Fabaceae	2	4	89	30,37	10,12
Fagaceae	1	1	1	15,17	5,05
Myrtaceae	1	3	226	17,14	5,71
Oleaceae	2	3	333	13,23	4,41
Pinaceae	3	10	284	50,47	16,82
Rosaceae	2	3	43	11,58	3,86
Salicaceae	2	6	3.441	78,59	26,19
Scrophulariaceae	1	1	7	2,75	0,91
Total	22	41	7.723	299,99	100

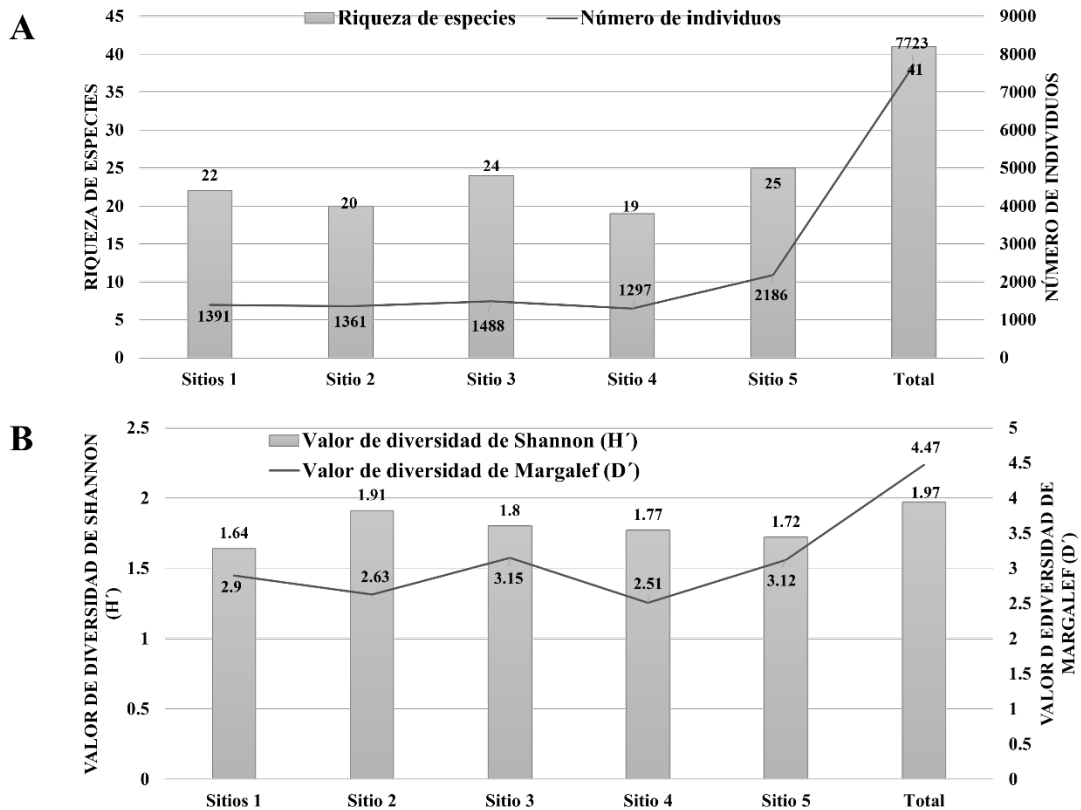


Figura 2. Riqueza de especies (barras) y número de individuos de árboles (línea) por sitio (A); y valores del índice de diversidad de Shannon (barras) y de Margalef (línea) (B) entre sitios del corredor central del Paseo Tollocan.

Species richness (bars) and number of tree individuals (line) by site (A); and values of the Shannon (bars) and Margalef (line) diversity indexes (B) among sites in the central corridor of Paseo Tollocan.

can, el índice de Bray-Curtis señaló la existencia de tres grupos, formados por pares de sitios, entre los que hay una similitud por arriba del 57 %. No obstante, la mayor similitud fue exhibida por los sitios 4-5 (77,2 %), seguida por los sitios 1-5 (75,7 %), y los sitios 1-3 (73,8 %). En contraste, los que comparten una menor similitud fueron los sitios 2-5 (57,7 %) y los sitios 3-5 (57,1 %) (figura 3).

Estructura del arbolado. El arbolado presente en el corredor central del Paseo Tollocan exhibió una densidad promedio de 196,4 árboles ha⁻¹. La altura promedio fue de 8,34 ± 2,3 m, con un diámetro promedio de 2,91 ± 1,4 m y un volumen 142,57 m³ (figura 4). *Cupressus lusitanica*, *Salix babylonica* y *Quercus rugosa*. fueron las especies con un mayor valor de IVI con 13,5 %, 14,7 % y 5,1 %, respectivamente (cuadro 2). Otras especies arbóreas importantes fueron *Alnus jorullensis*, *Pinus oaxacana*, *Populus alba* y *P. canadensis* con valores de IVI cercanos al 3 % (cuadro 2). Las especies que presentaron mayor abundancia relativa fueron *Salix babylonica* (37,1 %) y *Cupressus lusitanica* (34,5 %) con una frecuencia relativa de casi 4,0 en ambos casos (cuadro 2).

DISCUSIÓN

En el presente estudio se registraron 41 especies y 14 familias de árboles en el corredor central del Paseo Tollocan, un número alto de especies para un solo sitio comparado con otros espacios verdes en México, como el Bosque de San Juan de Aragón en la Ciudad de México, donde registraron 12 especies (Saavedra-Romero *et al.* 2019) o como en otras regiones del mundo, donde solamente se han registrado 6 especies (Nagendra y Gopal 2010). Por otro lado, la riqueza de especies encontrada en el presen-

te estudio fue similar a lo reportado por Leal-Elizondo *et al.* (2018), quienes registraron 41 especies y Alanís *et al.* (2014), quienes enlistaron 39 especies en el noreste de México. Sin embargo, es baja comparada con áreas verdes de otras regiones del mundo, donde se han registrado más de 200 especies (Jim y Liu 2001, Mehraj *et al.* 2021). Es importante destacar que en el área de estudio la diversidad arbórea es elevada si se considera que en las zonas de alineación como son las de tránsito vehicular, bulevares y camellones normalmente se usan pocas especies con la finalidad de priorizar elementos estéticos como la uniformidad (Cowett y Bassuk 2020). En el caso del diámetro promedio del arbolado en Paseo Tollocan (DN = 2,91 m), esta es mayor a lo reportado en otras regiones (Sosa-López *et al.* 2011, Castelao y Fritschy 2019, Saavedra-Romero *et al.* 2019), quienes reportan una densidad promedio menor a 1,8 m. Sin embargo, menor a lo reportado para el arbolado (DN > 3, 0 m) en Texcoco en el Estado de México (Martínez-Trinidad *et al.* 2021). Cabe señalar que la densidad del arbolado en Paseo Tollocan es relativamente alta (196,4 árboles ha⁻¹), si se compara con lo registrado en otras regiones en México como Texcoco en el Estado de México con 167 árboles ha⁻¹ (Martínez-Trinidad *et al.* 2021), Montemorelos en Nuevo León con 194 árboles ha⁻¹ (Canizales *et al.* 2020), Linares en Nuevo León con 75,4 árboles ha⁻¹ (Leal-Elizondo *et al.* 2018) y Mérida en Yucatán con 75,4 árboles ha⁻¹ (De la Concha *et al.* 2017). De acuerdo con Nowak y Greenfield (2018) y Pincetl *et al.* (2013) quienes mencionan que un valor es considerado común en un rango de 100 a 200 árboles ha⁻¹ para los parques urbanos, se considera que nuestros resultados si se encuentran en este rango. Sin embargo, otros estudios sugieren valores superiores a este rango, por ejemplo, Alanís-Rodríguez *et al.* (2014) registran una densidad de 207 árboles ha⁻¹ en

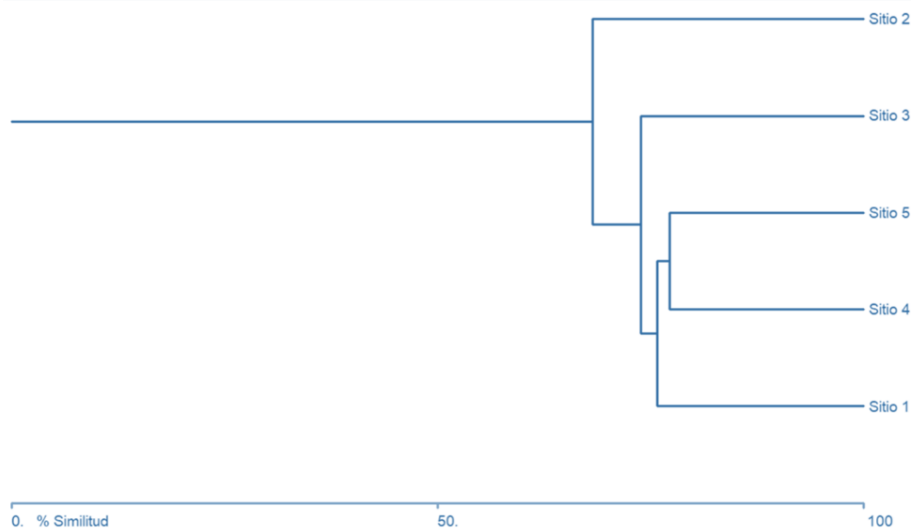


Figura 3. Agrupamiento de similitud de Bray-Curtis entre los sitios de muestreo del corredor central del Paseo Tollocan.

Bray-Curtis similarity clustering among sampling sites in the central corridor of Paseo Tollocan.

Cuadro 2. Parámetros fitosociológicos del arbolado presente en el corredor central del Paseo Tollocan. En el origen se indica en cada caso si son especies nativas (Na), introducidas (In), endémicas (En) y nativas, pero fuera de su área de distribución original (FAD).

Phytosociological parameters of the trees present in the central corridor of Paseo Tollocan. The origin indicates whether each species is native (Na), introduced (In), endemic (En), or native but outside their original distribution area (FAD).

Nombre Científico	Abundancia (%)	Frecuencia (%)	Dominancia (%)	IVI	Origen
<i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	0,0518	1,5748	0,2755	0,6340	Na
<i>Acacia baileyana</i> F. Muell.	0,0906	2,3622	2,2234	1,5587	In
<i>Acacia melanoxylon</i> R.Br.	0,9324	3,9370	1,4429	2,1041	In
<i>Acacia retinoides</i> Schltdl.	0,0777	1,5748	0,1844	0,6123	In
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	1,1914	3,9370	3,9298	3,0194	Na
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	0,0906	2,3622	0,2558	0,9029	Na
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	0,1813	3,9370	2,7943	2,3042	In
<i>Cedrus libani</i> A. Rich.	0,1036	1,5748	5,6918	2,4567	In
<i>Chamaecyparis</i> spp.	0,5309	2,3622	0,2780	1,0570	In
<i>Crataegus mexicana</i> DC.	0,1295	2,3622	3,0515	1,8477	Na
<i>Cupressus guadalupensis</i> S. Watson	0,2331	1,5748	1,7850	1,1976	Na, FAD
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	34,5116	3,9370	2,1771	13,5419	Na
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	1,1007	3,9370	0,4800	1,8392	In
<i>Erythrina coralloides</i> DC.	0,0518	1,5748	3,8740	1,8335	Na
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dnh.	1,7871	2,3622	3,8502	2,6665	In
<i>Eucalyptus cinerea</i> F.J. Muell. ex Benth.	0,2849	2,3622	0,4806	1,0426	In
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	0,8547	1,5748	3,5703	1,9999	In
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	1,7353	3,9370	1,2686	2,3136	Na
<i>Juniperus monticola</i> Martínez	2,0720	3,9370	0,7659	2,2583	Na
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	1,2950	0,7874	1,4378	1,1734	In
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	1,8130	1,5748	0,2329	1,2069	In
<i>Ligustrum japonicum</i> Tunb.	0,7640	2,3622	0,3366	1,1543	In
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	1,0489	2,3622	0,4324	1,2812	Na
<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schltdl.	0,1554	2,3622	1,9147	1,4774	Na
<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	2,0461	3,9370	1,8637	2,6156	Na
<i>Pinus gregii</i> Engelm. ex Parl.	0,1036	1,5748	1,4475	1,0420	Na
<i>Pinus oaxacana</i> Mirov.	0,0129	1,5748	9,6192	3,7356	Na
<i>Pinus patula</i> Schltdl. & Cham.	0,9712	3,1496	1,4138	1,8449	Na
<i>Pinus pseudostrobus</i> Endl.	0,0388	1,5748	1,5688	1,0608	Na
<i>Pinus radiata</i> D. Don	0,1554	2,3622	1,1783	1,2320	Na, FAD
<i>Pinus teocote</i> Schltdl. & Cham.	0,0259	1,5748	0,6972	0,7660	Na
<i>Populus alba</i> L.	2,9396	3,9370	2,7146	3,1971	In
<i>Populus canadensis</i> Moench.	1,6705	3,1496	7,1653	3,9952	In
<i>Populus deltoides</i> W. Bartram ex Marshall	0,0518	1,5748	0,3139	0,6468	In
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	0,4144	3,1496	0,9710	1,5117	Na
<i>Prunus domestica</i> L.	0,0129	1,5748	0,2277	0,6051	In
<i>Quercus rugosa</i> Née	0,0129	0,7874	14,5711	5,1238	Na
<i>Salix alba</i> L.	1,4504	1,5748	5,4664	2,8305	In
<i>Salix babylonica</i> L.	37,1533	3,9370	3,1849	14,7584	In
<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	1,2950	2,3622	3,3828	2,3467	Na
<i>Schinus molle</i> L.	0,5568	1,5748	1,4804	1,2040	In
Total	100	100	100	100	

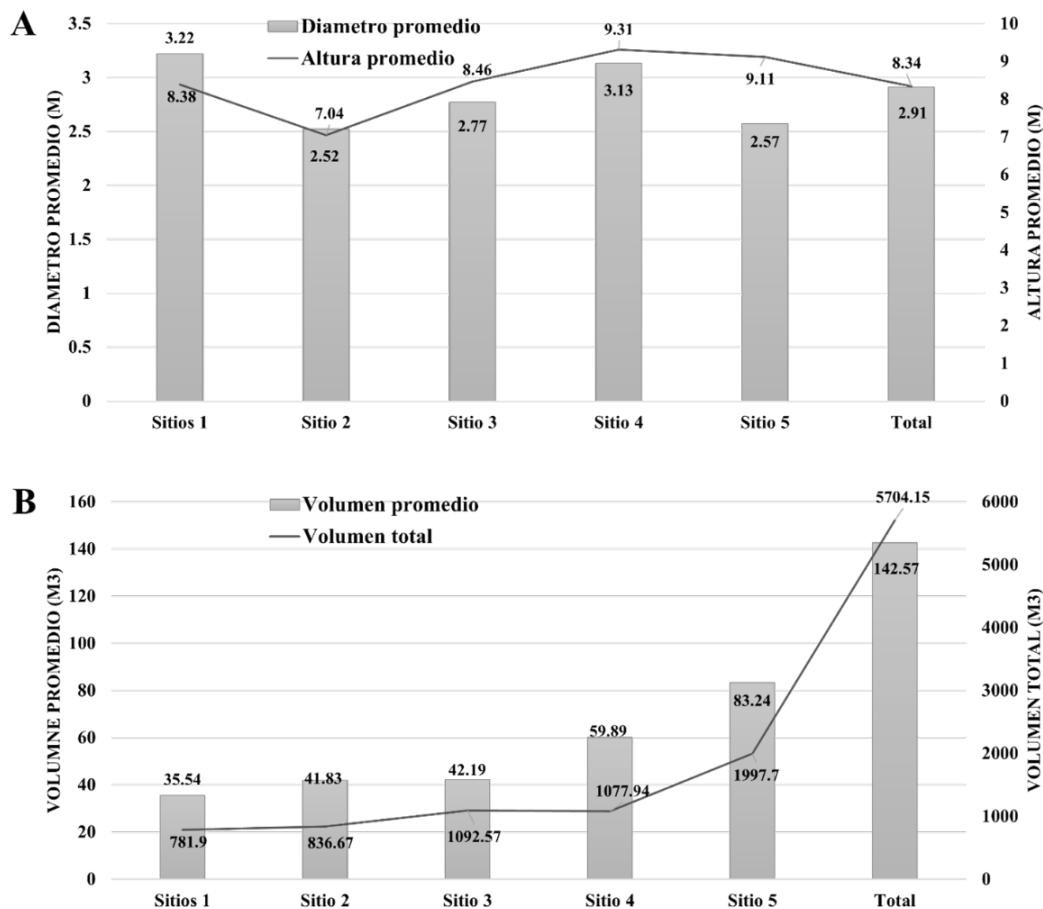


Figura 4. Diámetro y altura promedio (A), y volumen promedio y total (B) del arbolado presente en el corredor central del Paseo Tollocan.

Average diameter and height (A), and average and total volume (B) of the trees present in the central corridor of Paseo Tollocan.

Linares, Nuevo León y Benavides y Fernández (2012) catalogan 295 árboles ha^{-1} en el Bosque de Chapultepec en la Ciudad de México.

En el caso del IVF, las familias Cupressaceae (con 5 especies y 2.969 individuos) y Salicaceae (6 especies y 3.441 individuos) fueron las familias mejor representadas. Estos resultados son similares a otros estudios (Román-Guillén *et al.* 2019, Pino *et al.* 2022), donde destacan solamente algunas familias con un mayor número de especies e individuos. Por otra parte, del total de especies, 20 de ellas son introducidas y 21 son nativas de México, donde dos de estas especies son nativas, pero fuera de sus áreas de distribución original: *Cupressus guadalupensis* (nativa de la península de Baja California) y *Pinus radiata* (nativa de la parte noroeste de México). Sin embargo, en conjunto, las especies de árboles nativos representan prácticamente el 46 % de las especies presentes en el área de estudio, destacando que ninguna de las especies se encuentra enlistada en alguna categoría de riesgo dentro de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Esto es de gran importancia, ya que, en comparación con otras ciu-

dades las especies nativas representan menos del 20 % del total de las especies presentes en zonas urbanas (Santilli *et al.* 2018). Por tanto, el corredor Paseo Tollocan juega un papel importante como albergue de la biodiversidad nativa de árboles. Además, si bien el número de especies introducidas presente en el corredor central del Paseo Tollocan no supera al de especies nativas, solamente una especie introducida presentó el valor de IVI más alto (*Salix babylonica* 14,75 %), y que en conjunto con *Cupressus lusitanica* (nativa de México) sumaron el 28 % del valor de importancia de las especies arbóreas en el Paseo Tollocan. No obstante, de acuerdo con Templeton *et al.* (2019) y Hernández-López *et al.* (2023), es común encontrar una mayor proporción de especies introducidas en las áreas verdes urbanas. Lo anterior es evidenciado en diversos estudios realizados en México (Leal *et al.* 2018, Canizales *et al.* 2023, Martínez-Trinidad *et al.* 2021), así como en otras regiones del mundo (Santilli *et al.* 2018, Bartoli *et al.* 2021) donde han registrado proporciones mayores al 60 %. La incorporación de especies no nativas en las áreas verdes urbanas es incluso recomendada, por algunos auto-

res como McKinney (2006) y Sjöman *et al.* (2016), ya que consideran que es una forma de incrementar la adaptación, aumentan la diversidad y crecimiento de los árboles, además de incrementar la resiliencia de dichas áreas. Lo anterior debido a que su uso corresponde a su fácil adaptación, cultivo y propagación, además, del hecho de que comúnmente poseen mayor resistencia a factores de estrés urbano (Sjöman *et al.* 2016, Saavedra-Romero *et al.* 2019). Con base a la regla 10-20-30 de Santamour (1990), que establece que un bosque urbano heterogéneo no debe rebasar el 10% de individuos de una misma especie, el 20 % de un mismo género y el 30 % de una misma familia, para poder tener una alta resiliencia a enfermedades y plagas, y en ese sentido el corredor Paseo Tollocan no cumple con esta regla. Dado que ninguna especie arbórea supera el 10 % de los individuos, en el caso de los géneros algunos de ellos superan el 20 % y en el caso de las familias, tanto Cupressaceae (38,4 %), como Salicaceae (44,6 %) rebasan el 30 % que establece esta regla, lo que los pondría en la mayor susceptibilidad al ataque de plagas y enfermedades (Santamour 1990). Los resultados son similares a los encontrados en otras áreas verdes en México (Islas-Rodríguez *et al.* 2012, Saavedra-Romero *et al.* 2019, Canizales *et al.* 2020, Martínez-Trinidad *et al.* 2021), así como en otras regiones (Jim y Liu 2001, Cornelis y Hermy 2004).

Por otro parte, destaca la presencia de *Prunus serotina* (capulín), *Prunus domestica* (ciruelo de España), y *Crataegus mexicana* (tejocote) que son especies frutales, que además de ser una fuente potencial de alimento para la fauna silvestre y principios activos para medicamentos, contribuyen a la estética estacional del Paseo Tollocan por sus flores coloridas y sus formas arquitectónicas. De acuerdo con Orlandi *et al.* (2023), los árboles frutales tienen una gran importancia en la mitigación del cambio climático, ya que algunas especies frutales, como *Morus nigra* y *Juglans regia*, son capaces de almacenar hasta 2,33 y 2,40 toneladas de carbono hasta por 50 años. Lo que sugiere que es importante realizar estudios sobre los beneficios de estas especies y potenciar su uso en los parques urbanos.

CONCLUSIONES

La diversidad y estructura arbórea del Paseo Tollocan en la ciudad de Toluca, México, mostró que la riqueza de especies es alta y similar a otros espacios verdes en otras ciudades del país, con una representatividad en dominancia y frecuencia muy importante de especies introducidas, lo cual no es recomendable desde una perspectiva socioambiental sustentable como salud arbórea y planificación urbana.

El corredor Paseo Tollocan juega un papel importante en la conservación de la diversidad del arbolado y como albergue de la biodiversidad nativa de árboles, lo que contribuye a la mitigación del cambio climático, pero sobre todo a la adaptación de las ciudades a los cambios ambientales presentes y futuros promoviendo la resiliencia y

sostenibilidad. Estos resultados marcan una línea base para el monitoreo a largo plazo del arbolado de este corredor, así como para la determinación de los múltiples beneficios ecológicos y socioambientales que permitan una mejor planificación y manejo de los bosques urbanos en la región.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

MP-S y JER-A concepción de la idea, análisis de datos y escritura del documento. Todos los autores contribuyeron en el procesamiento, interpretación de los resultados y redacción del manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Al COMECyT por el financiamiento a través del proyecto FICDTEM-2021-041 en el cual se enmarca el presente trabajo.

AGRADECIMIENTOS

A las autoridades municipales de Toluca, Metepec, Lerma, Ocoyoacac y San Mateo Atenco y a PROBOSQUE que nos facilitaron la logística y los permisos pertinentes para el monitoreo del arbolado en el área de estudio.

REFERENCIAS

- Alanís-Rodríguez E, J Jiménez, A Mora-Olivo, P Canizales, L Rocha. 2014. Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1(7): 93-101. Consultado 05 may. 2024. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/271271778_Estructura_y_composicion_del_arbolado_urbano_de_un_campus_universitario_del_noreste_de_Mexico
- Bartoli F, V Savo, G Caneva. 2021. Biodiversity of urban street trees in Italian cities: A comparative analysis. *Plant Biosystems* 156(3): 649-662. DOI: <https://doi.org/10.1080/11263504.2021.1906347>
- Benavides MHM, GDY Fernández. 2012. Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y Bosques* 18(2): 51-71. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2012.182352>
- Browning MHEM, A Rigolon, O McAnirlin, HV Yoon. 2022. Where green space matters most: a systematic review of urbanicity, greenspace, and physical health. *Landscape and Urban Planning* 217:104233. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104233>
- Calaza-Martínez P, M Iglesias-Díaz. 2016. El riesgo del arbolado urbano. Contexto, concepto y evaluación. Madrid, España. Edic. Mundi-Prensa. 526 p.
- Canizales PA, E Alanís, VA Holguín, S García, AC Chávez. 2020. Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 11(62): 111-135. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
- Castelao G, B Fritschy. 2019. Diagnóstico del arbolado urbano de alineación en vecinales la Esmeralda y Guadalupe Este. Ciudad de Santa Fe, República de Argentina. *Contribucio-*

- nes Científicas G&A 31: 99-118. Consultado 05 may. 2024. Disponible en: https://gaea.org.ar/contribuciones/CONTRIBUCIONES_2019/CastelaoFritschy.pdf
- Clarke KR, RM Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps216265>
- Cornelis J, M Hermy. 2004. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69(4): 385-401. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.038>
- Cowett FD, NL Bassuk. 2020. Street tree diversity in Massachusetts, U.S.A. *Arboriculture & Urban Forestry* 46(1): 27-43. DOI: <https://doi.org/10.48044/jauf.2020.003>
- De la Concha H, L Roche, A García. 2017. Inventario del arbolado urbano de la ciudad de Mérida. Mérida, Yucatán, México. Ayuntamiento de Mérida 2018-2021. 58 p. Consultado 12 enero 2024. Disponible en: http://www.merida.gob.mx/sustentable/contenidos/doc/inventario_arbolado_merida.pdf
- Döhren PV, D Haase. 2019. Risk assessment concerning urban ecosystem disservices: The example of Street trees in Berlin, Germany. *Ecosystem Services* 40: 101031. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101031>
- Dorst H, S van der Jagt, R Raven, H Runhaar. 2019. Urban greening through nature-based solutions – key characteristics of an emerging concept. *Sustainable Cities and Society* 49: 101620. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101620>
- Firoj-Jaman M, A Razzaque-Sarker, M Alam, M Rahman, F Rabbe, A Sayeed-Rana, A Rahman-Shome, S Hossain. 2021. Species diversity, distribution and habitat utilization of urban wildlife in a megacity of Bangladesh. *Biodiversity* 12: 635-653. DOI: <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2021.12.3.635.653>
- García E. 2004. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. México, D.F. México. Instituto de Geografía, UNAM. 98 p.
- Graciano-Ávila G, E Alanís-Rodríguez, OA Aguirre-Calderón, MA González-Tagle, EJ Treviño-Garza, A Mora-Olivo. 2017. Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y Bosques* 23(3): 137-146. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331480>
- Guzmán-Santiago JC, B Vargas-Larreta, JA Najera-Luna, F Cruz-Cobos, M Gómez-Cárdenas, R González-Cubas, JA Hernández-Aguilar. 2024. Relación no lineal generalizada de altura total-diámetro normal para *Pinus greggi* y *Pinus pseudostrobus* en Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 30(1). DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3012552>
- Hernández-López P, T Martínez-Trinidad, P Hernández de la Rosa, L Mohedano-Caballero, MJ González-Guillén. 2023. Ecological characterization of trees at Molino de Flores Netzahualcoyotl National Park. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 29(3): 93-108. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.chscfa.2023.01.002>
- Hoyos-Castillo G, M Camacho-Ramírez. 2010. Vialidad Paseo Tollocan en la Ciudad de Toluca. *Quivera* 12(2): 221-247. Consultado 10 diciembre de 2023. Disponible en <https://quivera.uaemex.mx/article/view/10196>
- Hsieh CM, JJ Li, L Zhang, B Schwegler. 2018. Effects of tree shading and transpiration on building cooling energy use. *Energy and Buildings* 159: 382-397. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.10.045>
- Hwang YH, ZEJ Yue, SK Ling, HHT Tan. 2019. It's ok to be wilder: preference for natural growth in urban green spaces in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening* 38:165-176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.12.005>
- iNaturalistMx. 2024. iNaturalistMx. Consultado 16 enero 2024. Disponible en <https://mexico.inaturalist.org/>
- Islas-Rodríguez L, T Martínez-Trinidad, M Hernández-Martínez. 2012. Principales especies arbóreas en el campus Montecillo del Colegio de Postgraduados. *Ciencias Agrícolas Informa* 21(2): 97-105. Consultado 05 may. 2024. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/305681116_Principales_especies_arboreas_en_el_campus_Montecillo_del_Colegio_de_Postgraduados
- Ji-Wan A, D Trieu-Vuong, P Shin-Young, C In-Young, P Chan-Ryul, S Youn-Suk. 2022. Characteristics of biogenic volatile organic compounds emitted from major species of street trees and urban forests. *Atmospheric Pollution Research* 13(7): 101470. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101470>
- Jim C, H Liu. 2001. Species diversity of three major urban forest types in Guangzhou City, China. *Forest Ecology and Management* 146(1): 99-114. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00449-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00449-7)
- Leal-Elizondo CE, N Leal-Elizondo, E Alanís-Rodríguez, MA Pequeño-Ledezma, A Mora-Olivo, E Buendía-Rodríguez. 2018. Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9 (48). DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.129>
- Liang D, G Huang. 2023. Influence of urban tree traits on their ecosystem services: a literature review. *Land* 12(9): 1699. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12091699>
- Livesley SJ, EG McPherson, C Calfapietra. 2016. The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality* 45: 119-124. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- López R, G Becerril, L Benítez, S Cuevas. 2009. El medio físico, biológico y social. In Ceballos G, R List, G Garduño, R López, MJ Muñozcano, E Collado, JE San Román, comps, La diversidad biológica del Estado de México. Estudio de estado. Toluca, México. Gobierno del Estado de México-Conabio. p. 49-61.
- Ludwig JA, JF Reynolds. 1998. Statistical ecology: A primer on methods and computing. New York, NY, USA. John Wiley & Sons. 337 p.
- Magurran AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd. 132 p.
- Margalef R. 1972. Homage to E. Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences* 44: 21-235. Consultado 05 may. 2024. Disponible en: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=980062>
- Martínez-Trinidad T, P Hernández-López, SF López-López, L Mohedano-Caballero. 2021. Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 12(67): 202-223. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.880>

- McAleece N, JDG Gage, PJD Lambshead, GLJ Paterson. 1997. BioDiversity Professional statistics analysis software. The Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London.
- Mehraj G, AA Khuroo, M Hamid, I Muzafar, I Rashid, AH Malik. 2021. Floristic diversity and correlates of naturalization of alien flora in urban green spaces of Srinagar city. *Urban Ecosystems* 24: 1231-1244. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01105-7>
- Merino BJ, BG Palacios. 2023. Manual para determinar “el factor de forma de un árbol”. Loja, Ecuador. Universidad Nacional de Loja. 22p.
- Mell IC. 2017. Green infrastructure: reflections on past, present and future praxis. *Landscape Research* 42:135-145. DOI: <https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1250875>
- Mithchell RJ, RL Hewison, RK Haghi, AHJ Robertson, AM Main, IJ Owen. 2021. Functional and ecosystem services differences between trees species implications for tree species replacement. *Trees* 35: 307-317. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02035-1>
- Moreno CE, G Halffter. 2001. Spatial and temporal analysis of the α , β , and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 10: 367-382. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016614510040>
- Mori S, B Boom, A de Carvalho, T Dos Santos. 1983. Southern Bahian moist forest. *Botanical Review* 49: 155-232. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02861011>
- Mueller-Dombois D, H Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Caldwell, NJ. Blackburn Press. 580 p.
- Nagendra H, D Gopal. 2010. Street trees in Bangalore: density, diversity, composition and distribution. *Urban Forestry and Urban Greening* 9(2): 129-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.12.005>
- Newton A. 2007. *Forest ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford, UK. Oxford University Press. DOI: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198567448.001.0001>
- Nowak DJ. 2010. Assessing urban forest effects and values: Chicago's urban forest. US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, Newtown Square. DOI: <https://doi.org/10.2737/NRS-RB-43>
- Nowak DJ, JF Dwyer. 2010. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In Kuser JE, eds. *Handbook of Urban and Community Forestry in the Northeast*. Boston, MA. Springer, DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4191-2_2
- Nowak DJ, EJ Greenfield. 2018. Declining urban and community tree cover in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 32: 32-55. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.UFUG.2018.03.006>
- Orlandi F, S Marrapodi, C Proietti, L Ruga, M Fornaciari. 2023. Ecosystem functions of fruit. Woody species in an urban environment. *Environment Monitoring Assessment* 195: 118. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10717-1>
- Pincetl S, T Gillespie, DE Pataki, S Saatchi, JD Saphores. 2013. Urban tree planting programs, function or fashion? Los Angeles and urban tree planting campaigns. *GeoJournal* 78: 475-493. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10708-012-9446-x>
- Pino YD, R Rangel, LM Quintana, A Gómez. 2022. Caracterización florística y condición actual del arbolado urbano, El Vigía, Mérida-Venezuela. *Recurso Rurais* 18:17-30. <https://doi.org/10.15304/rr.id8568>
- Rey-Gonzalo G, JM Barrigón-Morillas, D Montes-González, R Vilchez-Gómez. 2023. Influence of Green Areas on the Urban Sound Environment. *Currents Pollution Reports* 9: 746-759. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40726-023-00284-5>
- Román-Guillén LM, C Orantes-García, CU del Carpio-Penagos, MS Sánchez-Cortés, ML Ballinas-Aquino, O Farrera. 2019. Diagnóstico del arbolado de alineación de la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Madera y Bosques* 25(1): e2511559. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511559>
- Saavedra-Romero L, P Hernández-de la Rosa, D Alvarado-Rosales, T Martínez-Trinidad, J Villa-Castillo. 2019. Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica* 47(24): 25-37. DOI: <https://doi.org/10.18387/polibotanica.47.3>
- Santamour FS. 1990. Trees for urban planting: diversity, uniformity, and common sense. *Proceedings of the Seventh Conference of The Metropolitan Tree Improvement Alliance* 7: 57-65.
- Santilli L, SA Castro, JA Figueroa, N Guerrero, C Ray, M Romero-Mieres, G, Rojas, N Lavandero. 2018. Exotic species predominates in the urban woody flora of central Chile. *Gayana Botánica* 75(2): 568-588. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000200568>
- Silva-García JE, OA Aguirre-Calderón, E Alanís-Rodríguez, E Jurado-Ybarra, J Jiménez-Pérez, B Vargas-Larreta. 2021. Estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del noroeste de México. *Polibotánica* 52:89-12. DOI: <https://doi.org/10.18383/polibotanica.52.7>
- Silva-González E, OA Aguirre-Calderón, E Alanís-Rodríguez, MA González-Tagle, EJ Treviño-Garza, JJ Corral-Rivas. 2022. Evaluación del aprovechamiento forestal en la diversidad y estructura de un bosque templado en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 13(71). DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i71.101>
- Sjöman H, J Morgenroth, JD Sjöman, A Sæbø, I Kowarik. 2016. Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening* 18:237-241. DOI: <https://doi.org/10.1016/ufug.2016.06.011>
- Sosa-López A, Y Molina-Pelegrín, A Puig-Pérez, E Riquenes-Valdés. 2011. Diagnóstico de la situación del arbolado urbano en la ciudad de Guisa. *Revista Forestal Baracoa* 30(1): 73-78. Consultado 05 may. 2024. Disponible en: <https://forestbaracoa.edicioneservantes.com/index.php/fb/article/view/558/538>
- Templeton LK, MC Neel, PM Groffman, ML Cadenasso, JH Sullivan. 2019. Changes in vegetation structure and composition of urban and rural forest patches in Baltimore from 1998 to 2015. *Forest Ecology and Management* 454: 117665. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117665>
- Tropicos. 2024. Tropicos database. Missouri Botanical Garden. Missouri, EE UU. Consultado 10 enero 2024. Disponible en <https://tropicos.org/>

- Vázquez-Yanes C, AI Batis, MI Alcocer-Silva, M Gual, C Sánchez-Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte Técnico del proyecto J084. Conabio-Instituto de Ecología, UNAM. México, D.F. 16 p.
- WHO (World Health Organization). 2016. Urban green spaces and health. Copenhagen, Denmark: WHO, Regional Office for Europe. Consultado 05 may. 2024. Disponible en: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345751>
- Zeng H, I Wang, M Guan, Y Lu, H Liu, D Zhao. 2023. Effects of vegetation structure and environmental characteristics on pollinator diversity in urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening* 84: 127928. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127928>

Recibido: 05.05.2024

Aceptado: 12.04.2025

Is there a relationship between the concentration of nutrients in leaves and the class of site where *Nothofagus antarctica* forests growth in southern Patagonia, Argentina?

¿Existe relación entre la concentración de nutrientes en hojas con la clase sitio donde se desarrollan los bosques de *Nothofagus antarctica* en Patagonia sur, Argentina?

Héctor A Bahamonde ^{a*} , Jorge L Frangi ^a , Pablo L Peri ^{b, c, d} 

*Autor de correspondencia: ^a Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, tel.: +54 2966442014, bahamondehector2019@gmail.com

^b Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

^c Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina.

^d Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina.

SUMMARY

The objective of this study was to determine whether differences in site quality correlate with better leaf nutritional status in pure *Nothofagus antarctica* (ñire) forests. Nine pure ñire stands of the three site classes (SC) were selected to represent the most representative sites (97 % of the total area of these forests) of the southern Patagonia region. At each study site, fully expanded leaves (mature and green) were collected from five dominant trees in each stand. These leaves were washed and subsequently oven dried, weighed, and ground prior to macro (C, Ca, K, Mg, N, P, and S) and micro element (Al, Fe, Mn, and Na) determination. Additionally, three composite samples (from five subsamples) of the first 20 cm of soil were collected from each site and processed for macro- and micro-element determination. Macro-nutrient concentrations in leaves varied between site classes (SC) in some elements such as K, Mg, N, P, and S, with a trend to be lower in the worse SC. In the case of soil macronutrients, all the evaluated elements showed the lowest values in the SC 5 stands. Thus, soil and leaf concentrations were significantly and positively correlated with N, P, and S. Conversely, Al, Fe, and Mn concentrations in leaves were lower in the best site class stand. With this information, we can suggest that the best classes of forests in southern Patagonia were positively associated with higher values of some macronutrients and negatively associated with some microelements.

Keywords: forest, soil, ñire, dominant height, leaves.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar si la diferencia en la calidad del sitio se correlaciona con un mejor estado nutricional foliar en bosques puros de *Nothofagus antarctica*. Se seleccionaron nueve rodales puros de *N. antarctica* de tres clases de sitio (CS), expresando los sitios más representativos (97 % de la superficie total de estos bosques) de la región sur de la Patagonia. En cada sitio de estudio se recolectaron hojas completamente expandidas (maduras y verdes) de cinco árboles dominantes en cada rodal. Estas hojas fueron lavadas, posteriormente secadas al horno, pesadas y molidas antes de la determinación de macro (C, Ca, K, Mg, N, P y S) y microelementos (Al, Fe, Mn y Na). Además, se recogieron tres muestras compuestas (de cinco submuestras) de los primeros 20 cm de los suelos de cada lugar y se procesaron para la determinación de macro y microelementos. Las concentraciones de macronutrientes en hojas variaron entre CS en algunos elementos como K, Mg, N, P y S, con una tendencia a ser menores en las peores CS. En el caso de los macronutrientes del suelo, todos los elementos evaluados mostraron los valores más bajos en los rodales de peor CS. Así, las concentraciones en suelo y hojas estuvieron significativa y positivamente correlacionadas para N, P y S. Por otro lado, las concentraciones de Al, Fe y Mn en hojas fueron menores en el rodal de mejor clase de sitio. Con esta información podemos sugerir que las mejores clases de bosques de ñire en el sur de la Patagonia están asociadas positivamente con valores más altos de algunos macro nutrientes y negativamente con algunos micro elementos.

Palabras clave: bosque, suelo, ñire, altura dominante, hojas.

INTRODUCTION

In general, net primary production in temperate forest ecosystems is mainly driven by climatic factors and inter-

nal nutrient cycling, being the litter fall the main pathway for nutrient input into soil. Low nutrient requirements had been raised as an important plant strategy to conserve nutrients in this type of ecosystems (Aerts and Chapin 1999).

In the south hemisphere, the *Nothofagus* (Fagaceae) is one of the most representative tree genus of the temperate forests, where *N. antarctica* (G. Forster) Oerst. (ñire, ñirre) is the most broadly distributed species from 36° 30' to 56° 00' of S latitude and from 0 to 2,000 m a.s.l., (Donoso *et al.* 2006). This implies that ñire grows in a very diverse range of environmental conditions in Chile and Argentina. In continental southern Patagonia (Santa Cruz province, Argentina), ñire covers 160,000 ha, growing in contrasting environmental conditions such as poorly drained sites with high precipitations in the Andean mountains or drier sites at lower elevations and exposed to strong winds in the limit with the Patagonian steppe (Peri and Ormaechea 2013). This range of environmental conditions consequently has been associated with different net primary productivity of these forests. Related to this, Ivancich *et al.* (2011) have characterized the *N. antarctica* forests productivity through site quality index equations and proposed a “site class” (SC) classification using the height of dominant mature trees as a proxy of ñire forest productivity. According to this, in the best SC stands, dominant tree height reaches up to 14 m (SC 1) and in lowest SC dominant tree height is less than 8 m (SC 5). Furthermore, several studies related SC with different ecological and productive features such as carbon accumulation (Peri *et al.* 2010), understory productivity, litter-fall and response to water shortage (Bahamonde *et al.* 2015, 2019a). Also, low rates of litter decomposition and soil nitrogen mineralization have been reported for these forests, although these studies have been carried out only in the lowest site classes (Bahamonde *et al.* 2013). On the other hand, Bahamonde *et al.* (2018) have evaluated several soil and climatic features and their relative importance on SC of *N. antarctica* forests in southern Patagonia. They reported that better SC (higher dominant trees) were related to locations with low altitudes, less differences between maximal and minimal temperatures, and sandy soils. Regarding the variation in nutrient concentration in ñire stands growing in different site classes, information is very scarce. Peri *et al.* (2006, 2008) have reported that nutrient accumulation and concentration in ñire leaves was low in a stand growing in a marginal site class (dominant mature tree height of 5.2 m). However, these studies only focused in variations within stands.

Frangi *et al.* (2005) studied the nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* (closely related to *N. antarctica*) forests growing at different altitudes in Tierra del Fuego, which included the highest elevations for these forests (timberline) broadly known as krummholz. They reported that *N. pumilio* forests growing at krummholz showed higher nutrient concentrations and faster rates of nutrient fluxes compared to forests located at lower elevations. Also, N and P concentrations in mature leaves have been positively correlated with soil concentrations in several *Nothofagus* (including *N. antarctica*) of the Patagonian forests (Diehl *et al.* 2008). Hevia *et al.* (1999) reported differences in leaf N and P concentrations between three *Nothofagus*

sp. (*N. pumilio*, *N. dombeyi* and *N. obliqua*) in Chile, but not clear association with the elevation were found.

On the other hand, other chemical elements that are not considered nutrients are of interest to be studied in *Nothofagus* forests, such as aluminium (Al) and sodium (Na). In the case of Al, it is known that there are concentration levels that could be toxic to plants (Kabata-Pendias 2011, Kirkby 2012). While Na has been described as a beneficial element for plants (Pilon-Smits *et al.* 2009). The presence of both elements has already been reported in leaves of grasses and *Nothofagus* in Patagonia (Bahamonde *et al.* 2016, 2019b).

However, little is known about the incidence of soil and climatic features that determines different site classes on the nutritional status of *N. antarctica* forests in southern Patagonia. In this context, the objective of this study is to answer the following question: Does the difference in site quality correlate with higher nutrient concentrations in pure *N. antarctica* forests? We hypothesized that stands growing in worse site classes will have lower nutrients and micro elements concentrations in leaves compared to the better sites.

METHODS

Study sites. An exploratory survey was performed analysing the map of site class distribution of *N. antarctica* forests in Santa Cruz province (southern Patagonia) (Peri and Ormaechea 2013) and including sites which are part of PEBANPA network (Parcelas de Ecología y Biodiversidad de Ambientes Naturales en Patagonia Austral) (Peri *et al.* 2016). Thus, we selected pure *N. antarctica* stands of the three site class (Ivancich *et al.* 2011) representing the most representative sites (97 % of the total area of these forests) of the region (SC 3, 4 and 5) (Peri and Ormaechea 2013). According to the classification proposed by Ivancich *et al.* (2011) in SC 3 height of mature dominant trees are in the range 10 – 12 m; SC 4: 8 – 10 m; and SC 5 < 8 m. Three mature stands of each SC were selected for sampling. Main climatic, productive and location features of each evaluated stand are given in table 1. Climatic parameters for each site were derived from the WorldClim data set (Hijmans *et al.* 2005, WorldClim 2005), meanwhile the altitude was obtained from Farr *et al.* (2007).

Sampling and measurements. During March 2015, at each study site, we measured in a 500 m² plot the height of three mature dominant trees to determine the site class according to Ivancich *et al.* (2011) classification as an indicator of productivity. At the same time, fully expanded leaves (mature and green) were collected from five dominant trees at each stand. In each sampled tree the leaves were taken from the four cardinal points and considering that leaves were from fully sunny exposed branches/leaves at height 2.0–2.5 m above soil surface. The leaf samples were immediately taken to the lab in closed plastic bags and kept at

3 °C in the refrigerator until processing. Leaf tissues were carefully washed with 0.1 % detergent (Cif) to remove surface contaminants and then rinsed with abundant distilled water. These were subsequently oven dried at 70 °C for 2 days, weighed and grounded prior to macro (C, Ca, K, Mg, N, P and S) and micro elements (Al, Fe, Mn and Na) determination. Nitrogen was measured with an elemental analyzer (TruSpec). The remaining elements were determined by inductively coupled plasma (ICP) analysis (Optima 3000, PerkinElmer) following the UNE-EN ISO/IEC 17,025 standards for calibration and testing laboratories (CEBAS-CSIC Analysis Service, Murcia, Spain). Additionally, three composite samples (from five subsamples) of the upper 20 cm of soils were collected from each site, in places where leaves were also sampled. Samples were air dried, screened through 2 mesh, oven dried at 40 °C and sieved through 20 mesh. Soil pH was determined in saturated soil paste (30 ml deionized water per 100 g soil). Carbon and nitrogen concentrations of soil samples were determined by dry combustion using a LECO CNS-2000 (Tabatabai and Bremner 1991). The remaining elements were determined by inductively coupled plasma (ICP) analysis as above described for leaves samples.

Statistical analysis. A multiple linear regression analysis was conducted to evaluate the relationship between dominant mature trees height (DH) (dependent variable) and four independent variables: altitude, mean annual precipitation (MAP), mean annual temperature (MAT), and soil pH. The objective was to determine how these environmental factors influence DH. The model was assessed using the coefficient of determination (R^2), the adjusted R^2 , and the F-statistic to determine its overall significance. Individual predictor significance was evaluated using t-tests and p-values. Additionally, residual diagnostics were performed, including:

- Normality test using the Shapiro-Wilk test on residuals.
- Multicollinearity assessment through the Variance Inflation Factor (VIF).
- Residual plots to check for homoscedasticity and linearity.

Exploratory testings were carried out to verify the compliance with the assumptions of normality, homoscedasticity and independence of data for each evaluated situation. While the Shapiro–Wilk test was performed to verify the normality of the data, the Levene test was used to verify homoscedasticity. The independence was verified by analysing residuals from graphs. Leaves and soil nutrient concentrations were analysed with one way ANOVA with site classes as main factor. Tukey tests were carried out to test differences between factors when F-values were significant ($P < 0.05$). Pearson correlation analyses were carried out to evaluate the association

between soil and leaves elements and between soil pH and soil elements. Also, a principal component analysis (PCA) was performed to analyse the influence of the mineral concentrations (soil and leaves) on Site Class over the sample distribution in an ordination space. PCA included Monte Carlo permutation test ($n = 999$) to assess the significance of each axis.

Statistical analyses were performed using R (version 4.2.1, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).

RESULTS

In general, there was a trend where dominant mature trees reached higher heights (better site class) at lower elevations. However, a multiple regression analysis with altitude, mean annual precipitation (MAP), mean annual temperature (MAT) and soil pH as independent variables and dominant tree height (DH) as the dependent variable showed that soil pH was the only significant variable that was positively correlated with DH (tables 1 and 2).

Macro nutrients concentrations in leaves varied between site classes (SC) in some elements such as K, Mg, N, P and S, with a trend to be lower in the worse SC (figure 1). Carbon and Ca concentrations did not vary between SC. On the other hand, C:N ratio was higher in SC 5 and N:P ratio was lower in SC 3. In the case of soil macro nutrients, all the evaluated elements showed lowest values in the SC 5 stands. Thus, soil and leaves concentrations were significantly and positively correlated for N, P and S (table 2).

On the other hand, Al, Fe and Mn concentrations in leaves were lower in the best site class stand (SC 3) compared with other stands growing in SC 4 and 5, but Na concentration was higher. The opposite was observed in soils, where the lowest concentrations of micro elements were in lower site classes (figure 2). Thus, a negative correlation was found between leaves and soil concentrations of Al and Fe (table 3). On the other hand, soil pH was positively correlated with the concentration of soil nutrients (N, K, P, S and Fe) and other elements such as Al (table 4).

The first three principal components explain a total of 57.8% of the variation in the dataset (PC1: 30.9 %; PC2: 16.1 % and PC3: 10.8 %). This indicates a moderate level of structure in the data, with PC1 and PC2 capturing nearly half of the variability. While not dominant, these axes still offer meaningful insights into the underlying gradients of variation. The first principal component (PC1), explaining 30.9 % of the total variance, is strongly associated with variables related to soil chemical composition, particularly high negative relationship of Nitrogen (N), Potassium (K) and moderate contributions of Phosphorus (P) and Sulphur (S). Site Class 5 appears to cluster along the high end of PC1, indicating lower soil N, K, P and S levels. SC3 and SC4 are more distributed toward the centre or lower range of PC1, suggesting higher N, K, P and S in soils. The second component (PC2), accounting for 16.13 % of the

Table 1. Main characteristics of *Nothofagus antarctica* forests located in contrasting environmental conditions, in southern Patagonia.
Principales características de los bosques de *Nothofagus antarctica* ubicados en condiciones ambientales contrastantes, en Patagonia sur.

Site Class	Geographical coordinates	Altitude (m a.s.l.)	MAP (mm yr ⁻¹)	MAT (°C)	DH (m)	Soil pH
SC 3	51°56'57.6" S - 71°41'41.6" W	130	336	6.2	10.8	5.7
	51°50'53" S - 71°46'18" W	138	330	6.2	11.3	5.7
	51°01'30.1" S - 72°13'11.2" W	203	291	6.6	11.0	5.6
SC 4	51°13'21.0" S - 72°15'34.0" W	295	331	5.9	8.1	5.7
	51°17'50.7" S - 72°11'2.18" W	414	334	5.3	8.8	5.6
	49°17'22.4" S - 72°53'34.9" W	416	808	7.5	9.0	5.5
SC 5	51°55'55.4" S - 71°39'23.7" W	130	335	5.6	7.2	5.1
	49°14'16.3" S - 72°54'12" W	450	821	7.3	4.2	5.0
	51°57'22.7" S - 71°31'40.7" W	141	330	5.4	6.5	5.1

Site Class (SC) is determined according to Ivancich *et al.* (2011) classification. MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; DH: dominant height of mature trees.

La clase de sitio (SC) se determina según la clasificación de Ivancich *et al.* (2011). MAP: precipitación media anual; MAT: temperatura media anual; DH: altura dominante de los árboles maduros.

Table 2. Regression model coefficients for DH (table 1) prediction.
Coeficientes de modelo de regresión para predicción de altura de árboles dominantes (tabla 1).

Variable	Coefficient	Standard error	<i>t</i> value	p-value
Intercept	-28.21	8.98	-3.142	0.035
Altitude	-0.0061	0.005	-1.135	0.320
MAP	-0.0020	0.007	-0.301	0.779
MAT	0.9007	1.277	0.706	0.519
pH	6.1697	2.115	2.916	0.043

Table 3. Pearson correlation coefficient (*R*) and p-value (*P*) between elements concentration in leaves of *Nothofagus antarctica* and soils where the trees growth, in three contrasting sites in southern Patagonia.

Coefficiente de correlación de Pearson (*R*) y valor *p* (*P*) entre la concentración de elementos en hojas de *Nothofagus antarctica* y los suelos donde crecen los árboles, en tres sitios contrastantes del sur de la Patagonia.

	C	N	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S
<i>P</i>	0.169	0.001	0.012	0.99	<0.001	0.053	0.129	0.842	0.347	0.005	<0.001
<i>R</i>	0.24	0.48 (+)	0.37(-)	0	0.50(-)	0.27 (+)	0.23	0.03	0.14	0.41(+)	0.55(+)

Signs in parentheses indicate if the correlation is positive (+) or negative (-).

Los signos entre paréntesis indican si la correlación es positiva (+) o negativa (-).

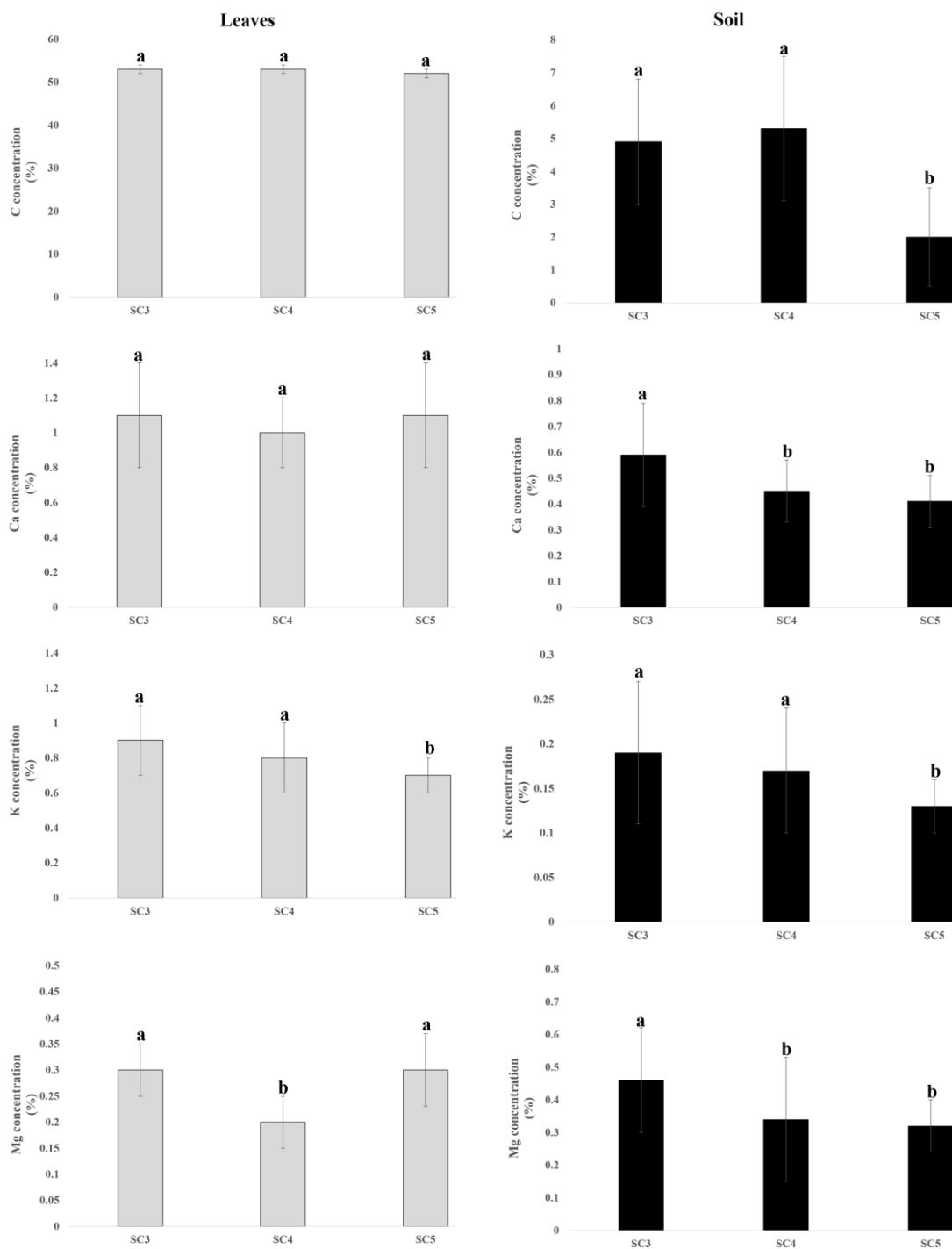
Table 4. Pearson correlation coefficient (*R*) and p-value (*P*) between soil pH elements concentration in soils where the *Nothofagus antarctica* trees growth, in three contrasting sites in southern Patagonia.

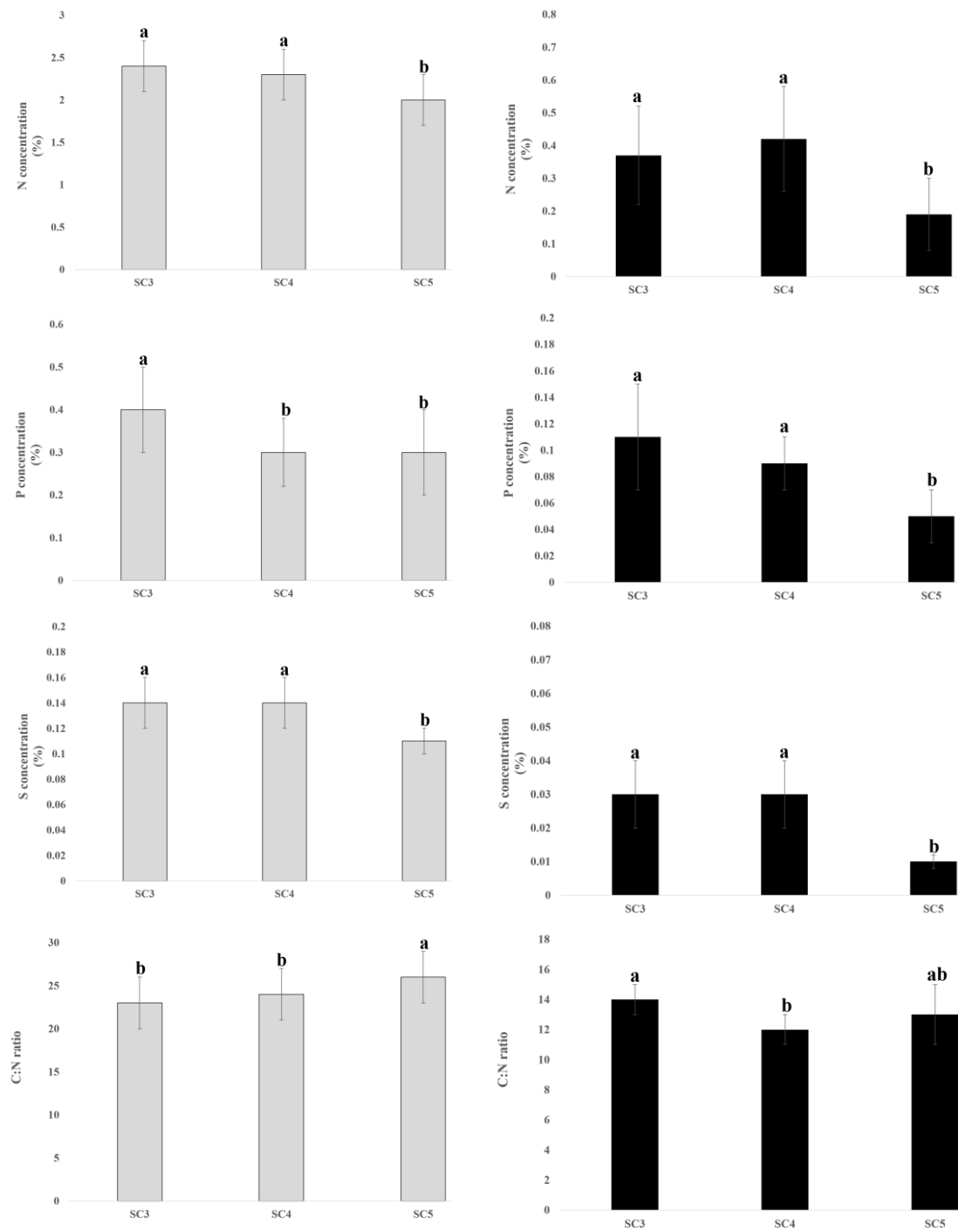
Coefficiente de correlación de Pearson (*R*) y valor *p* (*P*) entre pH y la concentración de elementos en los suelos donde crecen los árboles de *Nothofagus antarctica*, en tres sitios contrastantes del sur de la Patagonia.

	C	N	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S
<i>P</i>	<0.001	<0.001	0.015	0.75	<0.001	0.042	0.081	0.084	0.821	<0.001	<0.001
<i>R</i>	0.53(+)	0.55 (+)	0.53(+)	0.38	0.46(+)	0.46(+)	0.33	0.44	0.04	0.67(+)	0.54(+)

Signs in parentheses indicate if the correlation is positive (+) or negative (-).

Los signos entre paréntesis indican si la correlación es positiva (+) o negativa (-).





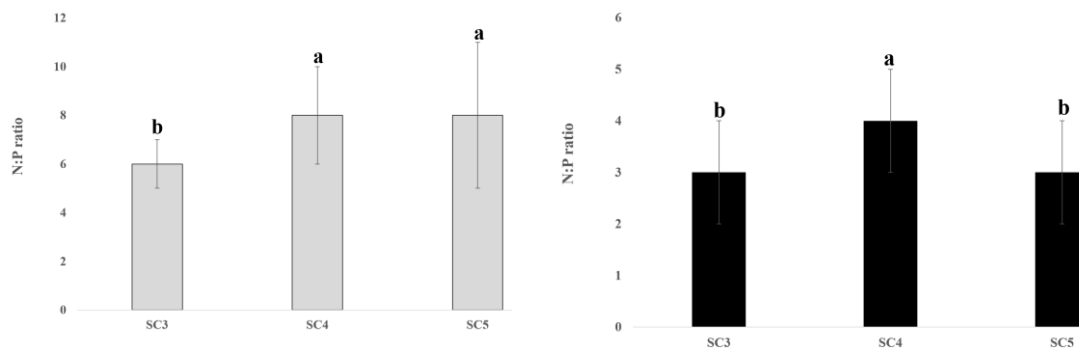


Figure 1. Mean macro nutrients (C, Ca, K, Mg, N, P and S) concentrations and C:N, N:P ratios ($\pm$ standard deviation) of *Nothofagus antarctica* mature leaves (left column, grey) and soils (right column, black) from three site classes (SC), in southern Patagonia. Site Class (SC) is determined according to Ivancich et al. (2011) classification. Different letters for a same element indicate significant differences between SC according to F (P) values.

Concentraciones medias de macro nutrientes (C, Ca, K, Mg, N, P y S) y relaciones C:N, N:P ($\pm$ desviación estándar) de hojas maduras de *Nothofagus antarctica* (columna izquierda, gris) y suelos (columna derecha, negro) de tres clases de sitio (SC), en Patagonia sur. La clase de sitio (SC) se determina según la clasificación de Ivancich et al. (2011). Letras diferentes para un mismo elemento indican diferencias significativas entre SC según valores de F (P).

variance, is influenced primarily by foliar nutrient concentrations, particularly lower concentrations of Manganese (Mn) and Iron (Fe), and higher concentrations of Potassium (K) in leaves. SC3 samples tend to align with higher PC2 values. SC4 and SC5 are more variable along this axis, indicating site-specific differences in foliar nutrient dynamics.

DISCUSSION

In this study, a new contribution to the knowledge about the incidence of environmental factors (topography, soil and climate) on nutrient performance of *N. antarctica* forests is provided. This information may assist to a better understanding and practical management of these forests in a context of silvopastoral use, ecological significance and changing climate (Bahamonde et al. 2018). Despite some differences in leaves macro nutrients concentrations between SC, in general the values are in the range of previously published information for *N. antarctica* in southern Patagonia (Peri et al. 2006, 2008, 2010, Bahamonde et al. 2019b). The lower leaves concentrations of K, N, P and S in trees growing at SC 5 are clearly associated with low soil nutrient concentrations. The low leaves concentrations in a marginal site class, as SC 5, were also reported by Peri et al. (2008) for aerial components (branches, leaves, bark and wood) compared with macro nutrients concentrations in a better site class stand of ñire (Peri et al. 2006). However, Bahamonde et al. (2019b) did not detect differences in nutrient concentrations in ñire leaves from 3 stands with contrasting productivities (dominant tree heights). It should be noted that the study by Bahamonde et al. (2019b) also found no differences in most of the soil nutrients evaluated between sites. This

study also discusses the complex interaction between soil characteristics and environmental variables that ultimately determine nutrient concentrations in leaves.

Concerning to the correlation between soil fertility and leaves concentrations, although in the studies of Peri et al. (2006, 2008) there were not differences in soil concentrations between site classes, there are antecedents in concordance with our results. For example, Diehl et al. (2003) found a positive significant correlation ($R = 0.68$) between soil and mature leaves N concentration in a study with 10 species (including *N. antarctica*) of native forest in northern Patagonia. Similarly, on another study Diehl et al. (2008) found positive correlations between soil and mature leaves N and P concentrations in native forests of Patagonia. Bahamonde et al. (2013) reported lower annual net soil nitrogen mineralization in a ñire forest growing in a SC 5 compared to stand growing in a better site class. Thus, the incidence of N and P availability in forest soils as limiting for tree growth is broadly recognized (Aerts and Chapin 1999). Moreover, N:P ratio in leaves is commonly used as an indicator, being the values proposed by Aerts and Chapin (1999) the mostly used in temperate forests, where N:P values less than 14 indicate N limitation; N:P values higher than 16 imply P limitation; and N:P values between 14 and 16 would indicate both N and P limitations. In the present study, all SC stands showed a clear limitation for N, coincident with Diehl et al. (2008) in *Nothofagus* forests (including *N. antarctica*) in northern Patagonia. Related to this, Frangi et al. (2015) reported a significant positive correlation between mean annual temperature and N:P ratio in an analysis which included all Argentinean forests. Bahamonde et al. (2019) reported N:P ratios under 14 for *N. antarctica* and *N. pumilio* forests growing in different environmental conditions in southern

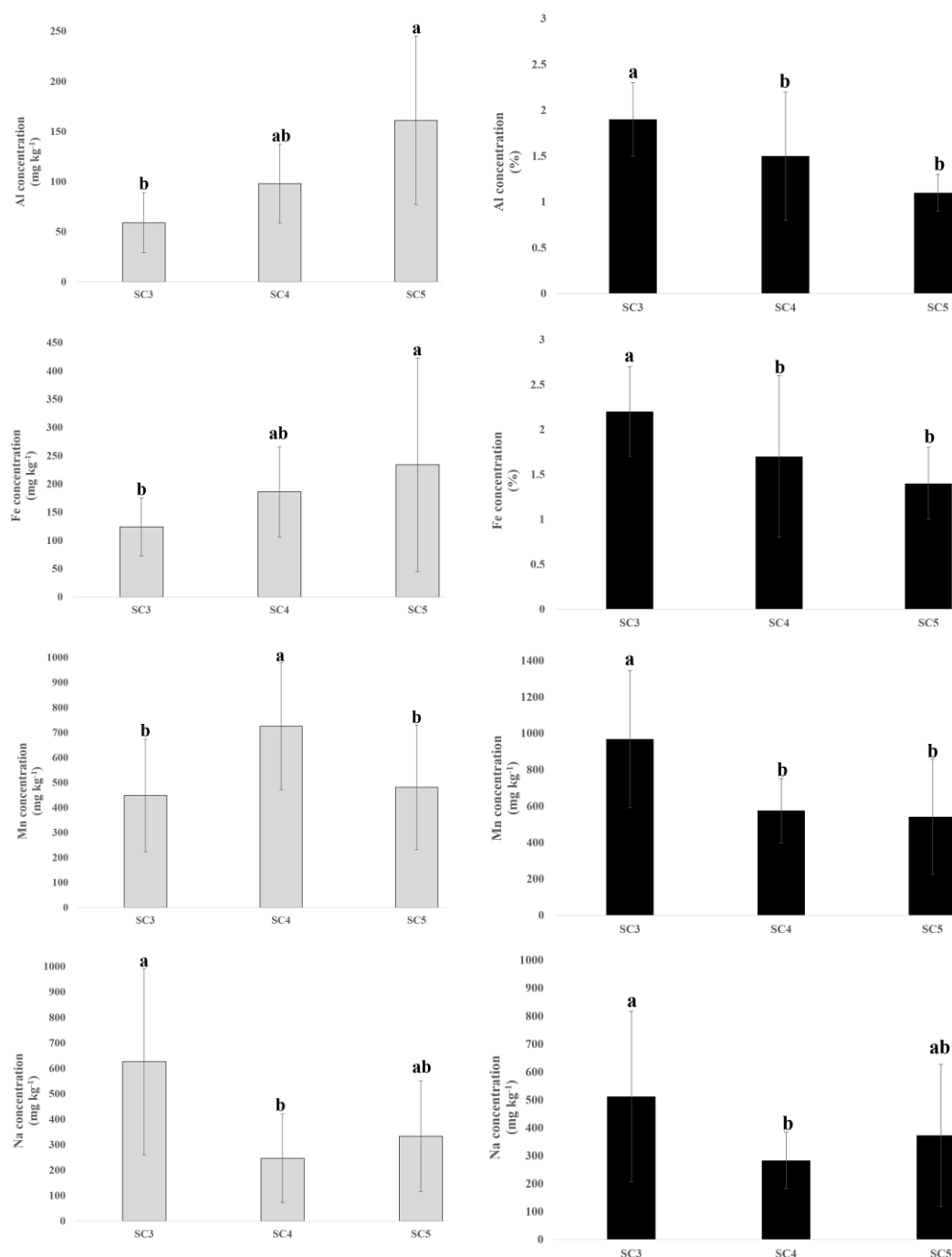


Figure 2. Mean micronutrients (Fe and Mn) and additional micro elements of interest concentrations (Al and Na) ($\pm$ standard deviation) of *Nothofagus antarctica* mature leaves (left column, grey) and soils (right column, black) from three site classes (SC), in southern Patagonia.

Site Class (SC) is determined according to Ivancich et al. (2011) classification.

Different letters for a same element indicate significant differences between SC according to F (P) values.

Concentraciones medias de micronutrientes (Fe y Mn) y microelementos de interés adicionales (Al y Na) ($\pm$ desviación estándar) de hojas maduras de *Nothofagus antarctica* (columna izquierda, gris) y suelos (columna derecha, negro) de tres clases de sitio (SC), en Patagonia sur.

La clase de sitio (SC) se determina según la clasificación de Ivancich et al. (2011).

Letras diferentes para un mismo elemento indican diferencias significativas entre SC según valores de F (P).

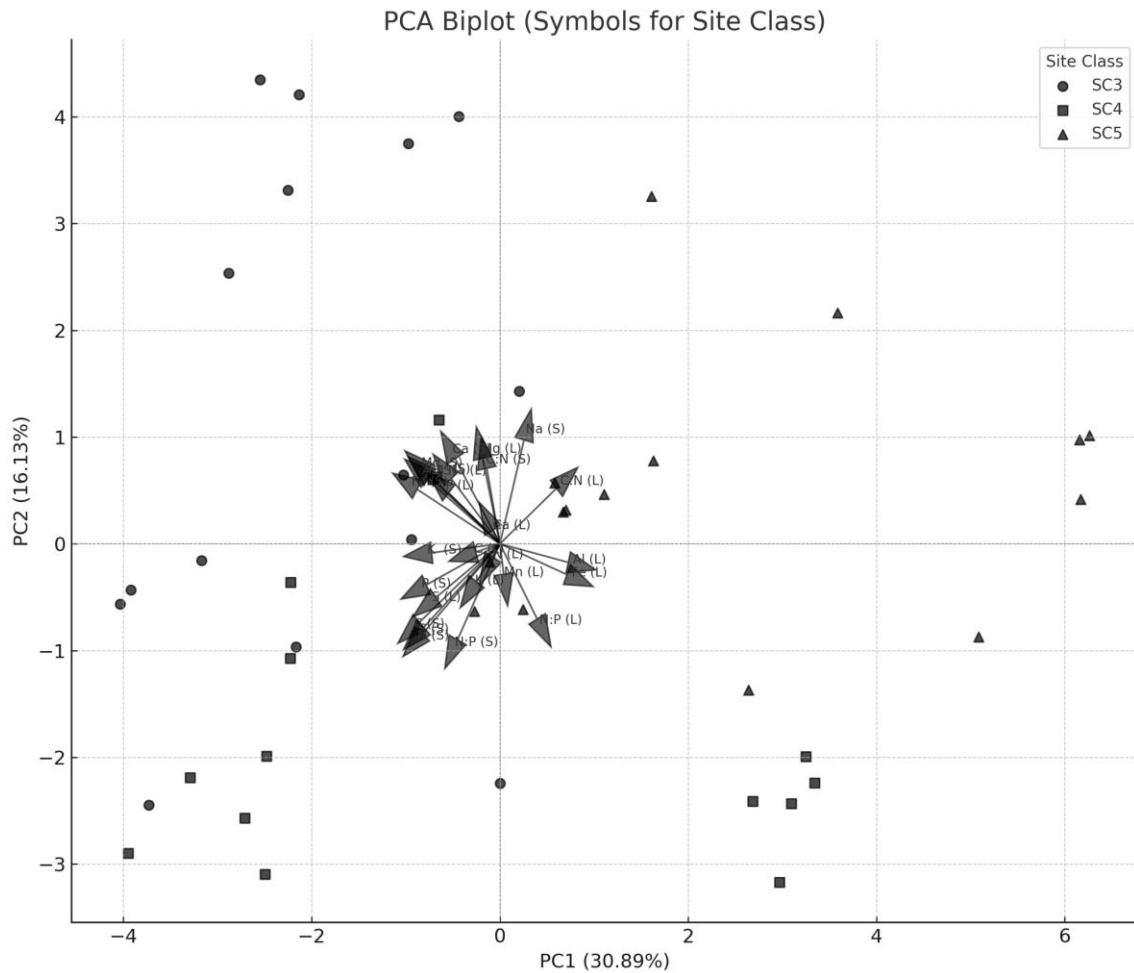


Figure 3. Principal component analysis including leaves and soil variables related to site classes of *Nothofagus antarctica* forests in southern Patagonia. SC is the site class where each stand is growing.

Análisis de componentes principales, incluyendo variables foliares y edáficas, relacionadas con las clases de sitio de los bosques de *Nothofagus antarctica* en la Patagonia austral. SC representa la clase de sitio donde crece cada rodal.

Patagonia. These authors suggested that this N limitation in Patagonian forests was mainly due to very low organic matter decomposition and N mineralisation rates in these soil forests. In agreement with this, low decomposition of litterfall and roots, low N mineralisation and soil respiration have been reported in *N. antarctica* forests in southern Patagonia (Bahamonde *et al.* 2013, Peri *et al.* 2015, Bahamonde *et al.* 2016, Gargaglione *et al.* 2018). On the other hand, several mechanisms have been described in the literature to improve P acquisition in plants. The generation of cluster roots has been reported in *Embothrium coccineum*, a Proteaceae that grows in forests in Patagonia, as an efficient mechanism for P acquisition in situations of low availability (Lambers *et al.* 2012). Similarly, species such as *Nothofagus* have been documented to have established symbiotic relationships with mycorrhizal fungi that increase phosphatase activity and carboxylate exudation, which improve the availability and absorption of phosphorus in these plants (Gallardo *et al.* 2012). Related to this, Zhou

et al. (2020) have indicated that foliar Mn concentration as an indirect indicator of the use of carboxylates by roots to acquire phosphorus. In our study, the highest concentration of P in leaves (and lowest N:P ratio) occurred in SC 3, which had a lower concentration of Mn in leaves, which allows us to infer that its higher concentration of P would not be associated with the exudation of carboxylates, but probably with an increase in phosphatase activity due to its association with mycorrhizal fungi. Likewise, it has recently been published that mycorrhizal fungi in *N. antarctica* forests in Patagonia are more associated with soils with higher pH (Truong *et al.* 2024) as is the case of stands growing in SC 3 in our study.

Published data about micro nutrients concentrations in *N. antarctica* leaves are very scarce. Bahamonde *et al.* (2019) found Al, Fe and Mn concentrations in the range of the values of the present study in ñire leaves of *N. antarctica* and *N. pumilio* mixed forests in southern Patagonia. Also, Bahamonde *et al.* (2016) published micro elements

concentrations in grasses which were growing in *N. antarctica* soil forests in southern Patagonia. Compared to our results, these authors reported lower concentrations of Al, Fe, Mn and Na in grasses than *N. antarctica* leaves. Both Al and Fe leaves concentrations were higher in SC 5, despite the concentrations of these elements were lower in SC 5. Nevertheless, these results would be related to soil pH, with the lowest value in this site class (SC 5), supporting the well-known negative correlation between soil pH and Al and Fe availability for plants (Marschner and Römhild 1996). On the other hand, both Mn and Na in leaves did not show a clear trend related to neither SC or soil fertility. Regardless of differences between site classes, all the evaluated micro elements (Al, Fe, Mn and Na) were in the range of the concentration considered as sufficient for growing requirements by the literature (Kirkby 2012). Also, the concentrations of these elements were under the range of the considered toxic concentrations for the available studies in the literature (Kabata-Pendias 2011).

CONCLUSIONS

Most of macro nutrients (K, N, P and S) show a trend of higher values in leaves of trees growing in better site classes, being positively correlated with soil nutrient concentrations and pH of soil. The most limiting macro nutrient in these forests is N, which is concordant with previous research in these forests. On the other hand, some micro elements, as Al (not considered as a nutrient) and Fe (nutrient), are higher in leaves of stands growing in worse site classes and negatively correlated with their soil concentrations. With this information we can suggest that the best classes of ñire forests in southern Patagonia are positively associated with higher values of some macro nutrients and negatively associated with some micro elements.

AUTHORS CONTRIBUTIONS

Héctor Bahamonde participated in the generation of the idea, did much of the field sampling, data analysis and writing of the article. Jorge Frangi contributed with the experimental design and reviewed the article. Pablo Peri was part in the generation of the idea and reviewed the article.

FUNDING

This research was funded by the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) of Argentina.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank and dedicate this article especially to Jorge Frangi and Claudio Donoso Zegers, who unfortunately are no longer physically with us. Professors Frangi and Donoso Zegers devoted much of their lives to studying and teaching broad aspects of the forests of Ar-

gentina and Chile. They have taught us and served as inspiration for this and many other investigations.

REFERENCES

- Aerts R, FS Chapin III. 1999. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in ecological research* 30: 1–68. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60016-1)
- Bahamonde HA, PL Peri, R Alvarez, A Barneix, A Moretto, G Martínez Pastur. 2013. Silvopastoral use of *Nothofagus antarctica* in Southern Patagonian forests, influence over net nitrogen soil mineralization. *Agroforestry Systems* 87: 259–271. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9541-5>
- Bahamonde HA, V Fernández, F Mattenet, PL Peri. 2016. Mineral elements in grasses growing in contrasting environmental conditions in southern Patagonia. *New Zealand journal of agricultural research* 59(3): 235–249. DOI: <https://doi.org/10.1080/00288233.2016.1188132>
- Bahamonde HA, G Martínez Pastur, MV Lencinas, R Soler, YM Rosas, B Ladd, S Duarte Guardia, PL Peri. 2018. The relative importance of soil properties and regional climate as drivers of productivity in southern Patagonia's *Nothofagus antarctica* forests. *Annals of forest science* 75(2): 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0725-7>
- Bahamonde HA, D Sánchez-Gómez, J Gyenge, PL Peri, JM Cellini, I Aranda. 2019a. Thinking in the sustainability of *Nothofagus antarctica* silvopastoral systems, how differ the responses of seedlings from different provenances to water shortage? *Agroforestry Systems* 93: 689–701. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0167-5>
- Bahamonde HA, V Fernández, J Gyenge, F Mattenet, PL Peri. 2019b. Essential nutrient and trace element foliar resorption of two co-existing *Nothofagus* species grown under different environmental conditions in southern Patagonia. *Frontiers in Plant Science* 10: 1542. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01542>
- Diehl P, MJ Mazzarino, F Funes, S Fontenla, M Gobbi, J Ferrari. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean-Patagonian forests. *Journal of vegetation science* 14: 63–70. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02128.x>
- Diehl P, MJ Mazzarino, S Fontenla. 2008. Plant limiting nutrients in Andean-Patagonian woody species: effects of interannual rainfall variation, soil fertility and mycorrhizal infection. *Forest Ecology and Management* 255 (7): 2973–2980. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.003>
- Donoso C, L Steinke, A Premoli. 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. In Donoso Zegers C Ed, Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología, Valdivia, Chile, p. 401–410.
- Farr TG, PA Rosen, E Caro, R Crippen, R Duren, S Hensley, M Kobrick, M Paller, E Rodriguez, L Roth, D Seal, S Shaffer, J Shimada, J Umland, M Werner, M Oskin, D Burbank, D Alsdorf. 2007. The shuttle radar topography mission. *Reviews of geophysics* 45(2): 1–33. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- Frangi JL, MD Barrera, LL Richter, AE Lugo. 2005. Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Ecology and Management* 217(1): 80–94. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.051>

- Frangi JL, C Pérez, R Martiarena, M Pinazo, G Martínez Pastur, A Brown, P Peri, DS Ceballos. 2015. Aspectos ecológicos y ambientales de los bosques nativos y plantaciones forestales en la Argentina: Una visión panorámica y conceptual. In Casas RR, GF Albarracín Eds. El deterioro del suelo y el ambiente en Argentina. p. 365-432.
- Gallardo MB, C Pérez, M Núñez-Ávila, JJ Armesto. 2012. Desacoplamiento del desarrollo del suelo y la sucesión vegetal a lo largo de una cronosecuencia de 60 mil años en el volcán Llaima, Chile. *Revista chilena de historia natural* 85(3): 291-306. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2012000300004>
- Gargaglione V, HA Bahamonde, PL Peri. 2018. Decomposition and nutrient release of grass and tree fine roots along an environmental gradient in southern Patagonia. *Austral Ecology* 44(2): 276-289. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12672>
- Hevia F, KL Decker, RE Boerner. 1999. Foliar nitrogen and phosphorus dynamics of three Chilean *Nothofagus* (Fagaceae) species in relation to leaf lifespan. *American Journal of Botany* 86(3): 447-455. DOI: <https://doi.org/10.2307/2656765>
- Hijmans RJ, SE Cameron, JL Parra, PG Jones, A Jarvis. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Ivancich H, G Martínez Pastur, PL Peri. 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo de índice de sitio en bosques de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur. *Bosque* 32: 135-145. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002011000200004>
- Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants. 4th ed. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Kirkby E. 2012. Introduction, definition and classification of nutrients. In Marschner's P Ed. Mineral Nutrition of Higher Plants, 3rd Edition, p. 3-5. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00001-7>
- Lambers H, JG Bishop, SD Hopper, E Laliberté, A Zúñiga-Feest. (2012). Phosphorus-mobilization ecosystem engineering: the roles of cluster roots and carboxylate exudation in young P-limited ecosystems. *Annals of botany* 110(2): 329-348. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs130>
- Marschner H, V Römhild. 1996. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere. In Waisel Y, A Eshel, U Kafkaki Eds., Plant roots: the hidden half, 3rd edition, Marcel Decker, Inc., New York, p. 557-580.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur. 2006. Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of *Nothofagus antarctica* forest of Southern Patagonia. *Forest ecology and management* 233: 85-99. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.06.009>
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur. 2008. Above- and belowground nutrients storage and biomass accumulation in marginal *Nothofagus antarctica* forests in Southern Patagonia. *Forest ecology and management* 255(7): 2502-2511. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.014>
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur, MV Lencinas. 2010. Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forests across a gradient in site quality in Southern Patagonia. *Forest ecology and management* 260: 229-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.027>
- Peri PL, SG Ormaechea. 2013. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. Ediciones INTA web. Accessed 28 feb. 2023. Available in <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/11180#>
- Peri PL, Bahamonde, R Christiansen. 2015. Soil respiration in Patagonian semiarid grasslands under contrasting environmental and use conditions. *Journal of arid environments* 119: 1-8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jarid-env.2015.03.008>
- Peri PL, MV Lencinas, J Bousson, R Lasagno, R Soler, H Bahamonde, G Martínez Pastur. 2016. Biodiversity and ecological long-term plots in Southern Patagonia to support sustainable land management: the case of PEBANPA network. *Journal of nature conservation* 34: 51-64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.09.003>
- Pilon-Smits EA, CF Quinn, W Tapken, M Malagoli, M Schiavon. 2009. Physiological functions of beneficial elements. *Current Opinion Plant Biology* 12 (3): 267-274. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.04.009>
- Tabatabai MA, JM Bremner. 1991. Automated instruments for determination of total carbon, nitrogen, and sulfur in soils bycombustion techniques. In Smith KA Ed, Soil analysis modern instrumental techniques, 2nd ed. Marcel Dekker, New York, p. 261-286.
- Truong C, LA Gabbarini, A Moretto, JM Escobar, ME Smith. 2024. Ectomycorrhizal fungi and the nitrogen economy of *Nothofagus* in southern Patagonia. *Ecology and Evolution* 14(10): e70299. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.70299>
- WorldClim. 2005. Global climate and weather data. Accessed 31 mar. 2024. Available in <https://www.worldclim.org>
- Zhou J, A Zúñiga-Feest, H Lambers. 2020. In the beginning, there was only bare regolith—then some plants arrived and changed the regolith. *Journal of Plant Ecology* 13(5): 511-516. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtaa030>

Recibido: 25.11.2024

Aceptado: 12.04.2025

Árbitros que colaboraron con la revista Bosque en el año 2024

Apellido	Nombre	Institución	País
Alba	Juan	Universidad Veracruzana	MÉXICO
Aldrete	Arnulfo	Colegio de Postgraduados campus Montecillo	MÉXICO
Alonso	Santiago	Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras	COLOMBIA
Aparicio	Armando	Universidad Veracruzana	MÉXICO
Aponte	Héctor	Universidad Científica del Sur	PERÚ
Arumi	José	Universidad de Concepción	CHILE
Bakula	Mieczysław	Polish Air Force University	POLONIA
Bannister	Jan	Instituto Forestal	CHILE
Barboza	Kathrin	Universidad católica Boliviana	BOLIVIA
Barrera	Rubén	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias	MÉXICO
Benedetti	Susana	Instituto Forestal	CHILE
Bound	Sally	University of Tasmania	AUSTRALIA
Buchmann	Stephen	University of Arizona	ESTADOS UNIDOS
Burckhardt	Daniel	Natural History Museum Basel	SUIZA
Calleja	Felipe	Universidad de Costa Rica	COSTA RICA
Camargo	Sara	Universidad Autónoma Metropolitana	MÉXICO
Cantillo	Ernesto	Universidad Francisco José de Caldas	COLOMBIA
Cantú	Israel	Universidad Autónoma de Nuevo León	MÉXICO
Christie	Duncan	Universidad Austral de Chile	CHILE
Chung	Patricio	Instituto Forestal	CHILE
Cobas	Ana	Universidad del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires	ARGENTINA
Crivellaro	Alan	University of Torino	ITALIA
de los Santos	Hector	Colegio de Postgraduados	MÉXICO
del Castillo	Rafael	Instituto Politécnico Nacional	MÉXICO
Delgado	Guillermo	National University Pedro Ruiz Gallo	PERÚ
Duval	Valeria	Universidad Nacional del Sur	ARGENTINA
Elissetche	Juan	Universidad de Concepción	CHILE
Espinosa	Carlos	Particular Technical University	ECUADOR
Falfán	Ina	Universidad Nacional Autónoma de México	MÉXICO
Ferreira	Alan	Universidad Federal do Amazonas	BRASIL
Flores	Andrés	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INFAP)	MÉXICO
Fragoso	Antonio	Pontifical Catholic University of Paraná	BRASIL
García	Luz	Universidad Técnica de Manabí	ECUADOR
Gaspari	Fernanda	Universidad de La Plata	ARGENTINA
Gerding	Víctor	Universidad Austral de Chile	CHILE
Giraldo	Jorge	Tecnológico de Antioquia	COLOMBIA
Guzmán	Juan	Centro de Investigación, Divulgación y Asesoría Técnica Forestal y Agropecuaria	MÉXICO
Hernández	Adrián	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias	MÉXICO
Hernández	Patricia	Colegio de Postgraduados campus Montecillo	MÉXICO

Imhoff	Silvia	Universidad Nacional del Litoral	ARGENTINA
Janones	Karen	Federal University of Rondônia	BRASIL
Jimenez	Marcos	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias	MÉXICO
Karlin	Marcos	Universidad Nacional de Córdoba	ARGENTINA
Kutchartt	Erico	Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña	ESPAÑA
Lazarotto	Marilia	Universidad Federal de Pelotas	BRASIL
Loguercio	Gabriel	Área de Planificación, Manejo y Uso Múltiple del Bosque	ARGENTINA
López	Hugo	Academia de Desarrollo Regional Sustentable	MÉXICO
López	Javier	Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas	ARGENTINA
Macsweeney	María cristina	Universidad Veracruzana	MÉXICO
Maillard	Oswaldo	Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano	BOLIVIA
Manzoni	Felipe	Universidade Federal do Paraná	BRASIL
Marín	César	Santo Tomas University	CHILE
Marquez	Juan	Universidad Veracruzana	MÉXICO
Martínez	Alejandro	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria	ARGENTINA
Martínez	Daniel	Tecnológico Nacional de México	MÉXICO
Martínez	Fernanda	Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas	ARGENTINA
Martinez	Tomas	Colegio de Postgraduados campus Montecillo	MÉXICO
Mendizábal	Lilia del Camen	Universidad Veracruzana	MÉXICO
Montaño	Noé	Universidad Autónoma Metropolitana	MÉXICO
Moreno	Paulo	Centro de Investigación en Ecosistemas de la Patagonia	ARGENTINA
Müller	Sabine	Instituto Forestal	CHILE
Muñiz	Miguel	Universidad de Guadalajara	MÉXICO
Nahuat	Sara luz	Technological Institute of Mérida	MÉXICO
Navarro	Celso	Universidad Católica de Temuco	CHILE
Orlandoni	Giampaolo	Universidad de Santander	COLOMBIA
Oyarzun	Carlos	Universidad Austral de Chile	CHILE
Pagano	Marcela	Federal University of Minas Gerais	BRASIL
Pereira	Guillermo	Universidad de Concepción	CHILE
Perez	Victor	Universidad Nacional de Formosa	ARGENTINA
Pinto	Pablo	Universidad de Valladolid-INIA	ESPAÑA
Ramírez	Susana	Campo Experimental Centro Altos de Jalisco	MÉXICO
Rangel	Ronald	Universidad de los Andes	VENEZUELA
Reynoso	Jesús	Universidad de Guadalajara	MÉXICO
Rojas	Yasna	Instituto Forestal	CHILE
Rubilar	Rafael	Universidad de Concepción	CHILE
Rueda	Marta	Universidad Nacional de Santiago del Estero	ARGENTINA
Sáenz	Cuauhtémoc	Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo	MÉXICO
Sandoval	Simón	Universidad de Concepción	CHILE
Santiago	Wenceslao	Universidad de la Sierra Juárez	MÉXICO
Siebeneichler	Susana	Universidad Federal do Tocantis	BRASIL
Siles	Lizette	Museo de Historia Natural Alcide d'Orbigny	BOLIVIA

Souza	Deivison	Federal University of Pará	BRASIL
Souza	Ana	Federal Rural University of the Amazon	BRASIL
Tadeo	Alfredo	Universidad Mayor	CHILE
Tamarit	Juan	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias	MÉXICO
Testé	Ernesto	Jardín Botánico Universidad de la Habana	CUBA
Tippet	Matthew	Oregon State University	ESTADOS UNIDOS
Vaides	Edwin	Universidad Internacional Iberoamericana	MÉXICO
Vásquez	Angélica	Universidad Católica de Temuco	CHILE
Vazquez	Alejandra	Universidad Autónoma del Estado de Morelos	MÉXICO
Vela	Gilberto	Universidad Autónoma Metropolitana	MÉXICO
Vidal	Osvaldo	Universidad de Magallanes	CHILE
Vieira	Helena	Federal Rural University of Pernambuco	BRASIL
Viveros	Héctor	Universidad Veracruzana	MÉXICO
Wheeler	Elisabeth	North Carolina State University	ESTADOS UNIDOS
Wilson	Marcelo	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria	ARGENTINA
Yanosky	Alberto	Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología	MÉXICO
Yerena	José	Universidad Autónoma de Nuevo León	MÉXICO
Zerda	Hugo	National University of Santiago del Estero	ARGENTINA
Zuniga	Alejandra	Universidad Austral de Chile	CHILE



UNIVERSIDAD AUSTRAL
DE CHILE FACULTAD DE
CIENCIAS FORESTALES Y
RECURSOS NATURALES