

BOSQUE

CONTENIDO

OPINIONES

- Balocchi F., Salas-Eljatib C., Fernández M. P., Hervé-Fernández P., Iroumé A., Rivera D., Olmedo G. F., Arumí J. L., Briones R., Ramírez de Arellano P., & Barra R. O. **Hacia un sistema de monitoreo ecohidrometeorológico para Chile: una propuesta científico-técnica** 115
- Gerding V. **Ciencia y plantaciones forestales en Chile, ¿algún desencuentro?** 121

REVISIONES

- Lencinas J. D. **Evaluación de la exactitud de modelos globales de altura del dosel: una revisión exhaustiva.** 129

ARTÍCULOS

- Mora-Chacón F., Jerez-Rico M., Meza-Picado V., Chaves E., Chinchilla O., Machiavelli R., & Quevedo-Rojas A. M. **Curvas de índice de sitio a partir de modelos mixtos para plantaciones de *Cupressus lusitanica* en la Región Central de Costa Rica.** 141
- Hernández Saldaña L. V., Meneses Padilla D. A., Ruiz-Ochoa M. A., & Oviedo-Celis R. A. **Infiltración en suelos de uso forestal, ganadero y agrícola, análisis para la gestión hídrica en Málaga Santander - Colombia.** 157
- Barrientos G., Baliotte C., Dettler A., Martínez E., Vazquez F., Ansa A., Santadino M., Ewens M., Craig E., Aquino D. A., & Riquelme Virgala M. **Nivel de infestación y enemigos naturales de *Prosopidopsylla* sp. (Hemiptera: Psyllidae) sobre *Neltuma alba* (Fabaceae) en la ecoregión Chaco Seco, Argentina.** 169
- Aguilar-Santana A. G., Herrera-Alamillo M. A., Escalante-Erosa F., Castano E., Borges-Argaez R., & Rodríguez-Zapata L. C. **Análisis del perfil químico de plántulas germinadas *in vitro* de *Diospyros anisandra*.** 177
- Mongil-Manso J., & de Ancos-Siguero J. L. **Heterogeneidad a pequeña escala en laderas semiáridas: propuesta metodológica e implicaciones ecohidrológicas para la restauración.** 189
- Pérez Mayorga S., Suzart de Albuquerque F., Macías-Rodríguez M. Á., & Salcedo-Pérez E. **Cambio climático sobre la distribución de *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae): una víctima del calentamiento global.** 205

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 Editorial:

Nolwenn Boucher, Universidad Austral de Chile

Revisores de Formato:

Cristian Andrade, Universidad Austral de Chile

Sebastian Aguilar, Universidad Austral de Chile

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

OPINIONS

- Balocchi F., Salas-Eljatib C., Fernández M. P., Hervé-Fernández P., Iroumé A., Rivera D., Olmedo G. F., Arumí J. L., Briones R., Ramírez de Arellano P., & Barra R. O. **Towards an ecohydrometeorological monitoring system for Chile: a scientific-technical proposal.** 115
- Gerding V. **Science and forest plantations in Chile: any disagreement?** 121

REVIEWS

- Lencinas J. D. **Assessing the accuracy of global canopy height models: a comprehensive review.** 129

ARTICLES

- Mora-Chacón F., Jerez-Rico M., Meza-Picado V., Chaves E., Chinchilla O., Machiavelli R., & Quevedo-Rojas A. M. **Site index curves from mixed models for *Cupressus lusitanica* plantations in the Central Region of Costa Rica.** 141
- Hernández Saldaña L. V., Meneses Padilla D. A., Ruiz-Ochoa M. A., & Oviedo-Celis R. A. **Infiltration in forestry, livestock and agricultural soils, analysis for water management in Málaga Santander - Colombia.** 157
- Barrientos G., Baliotte C., Dettler A., Martínez E., Vazquez F., Ansa A., Santadino M., Ewens M., Craig E., Aquino D. A., & Riquelme Virgala M. **Infestation level and natural enemies of *Prosopidopsylla* sp. (Hemiptera: Psyllidae) on *Neltuma alba* (Fabaceae) in the Chaco Seco ecoregion, Argentina.** 169
- Aguilar-Santana A. G., Herrera-Alamillo M. A., Escalante-Erosa F., Castano E., Borges-Argaez R., & Rodríguez-Zapata L. C. **Chemical profile analysis of germinated *in vitro* seedlings of *Diospyros anisandra*.** 177
- Mongil-Manso J., & de Ancos-Siguero J. L.. **Small-scale heterogeneity in semi-arid slopes: methodological proposal and ecohydrological implications for restoration.** 189
- Pérez Mayorga S., Suzart de Albuquerque F., Macías-Rodríguez M. Á., & Salcedo-Pérez E. **Climate change on the distribution of *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae): a victim of global warming.** 205

OPINIONES

Hacia un sistema de monitoreo ecohidrometeorológico para Chile: una propuesta científico-técnica

Towards an Ecohydrometeorological Monitoring System for Chile: A Scientific-Technical Proposal

**Francisco Balocchi ^{a*} , Cristian Salas-Eljatib ^b , M. Paulina Fernández ^{c,d} ,
Pedro Hervé-Fernández ^e , Andrés Iroumé ^f , Diego Rivera ^g , Guillermo F. Olmedo ^a ,
Jose Luis Arumí ^{h,i} , Raul Briones ^a , Pablo Ramírez de Arellano ^a, Ricardo O. Barra ^{i,j,k} **

*Autor de correspondencia: ^a Centro de Investigaciones Forestales Bioforest, Coronel, Chile,
francisco.balocchi@arauco.com

^b Universidad de Chile, Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente,
Laboratorio de Biometría y Modelación Forestal, Santiago, Chile.

^c Pontificia Universidad Católica de Chile, Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales,
Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Santiago, Chile.

^d Pontificia Universidad Católica de Chile, Centro Nacional de Excelencia para la Industria
de la Madera (CENAMAD) - ANID BASAL FB210015, Santiago, Chile.

^e Universidad de Magallanes, Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas,
Laboratorio de Ecohidrología, Punta Arenas, Chile.

^f Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.

^g Universidad del Desarrollo, Facultad de Ingeniería, Santiago, Chile.

^h Universidad de Concepción, Departamento de recursos Hídricos, Chillán, Chile.

ⁱ Centro ANID Fondap, Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM), Concepción, Chile.

^j Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-Chile, Concepción, Chile.

^k Universidad de Concepción, Instituto Milenio de Socioecología Costera (SECOS), Santiago, Chile.

ABSTRACT

Chile, with its broad ecological and geographical diversity, faces environmental challenges that demand an integrated understanding of its ecosystems. We proposed a research approach in which catchments, as the main unit of study, were complemented by observations at different spatial scales (from individuals, plots to catchments). This model was inspired by successful international experiences that demonstrated the relevance of long-term studies and representative sites for the sustainable management of natural resources. We observed that existing efforts (public and private) were often isolated, geographically dispersed, and short in duration. In addition, the lack of methodological standardization and shared databases hindered the scientific and informative use of the information. While there were monitoring site networks in some ecosystems, these operated in a poorly coordinated manner and without a governance center to facilitate their coordination, including the integration of disciplines such as hydrology, ecology, forest sciences, social sciences, and economics—all essential to address complex environmental problems. Given the relevance of climate change in national and global discussions, we proposed a Universal Ecohydrometeorological Monitoring System (SIMUEN). The system was based on hydrometeorological units and was designed with different levels of monitoring (from individuals to catchments), all coordinated under a minimum set of essential variables and standard methodologies. In this way, we sought not only to improve the response to extreme climate events, but also to generate solid scientific foundations for the management and conservation of natural resources, ensuring the well-being of future generations.

Keywords: environmental challenges, multidisciplinary, biodiversity, water, governance.

RESUMEN

Chile, con su amplia diversidad ecológica y geográfica, enfrenta desafíos ambientales que demandan una comprensión integrada de sus ecosistemas. Propusimos un enfoque de investigación donde las cuencas, como unidad principal de estudio, se complementaban con observaciones en distintos niveles de escala (desde el individuo, parcelas hasta cuencas). Este modelo se inspiró en experiencias internacionales exitosas que demostraron la relevancia de estudios prolongados y sitios representativos para la gestión sustentable de

los recursos naturales. Observamos que los esfuerzos existentes (públicos y privados) solían ser puntuales, geográficamente dispersos y de corta duración temporal. Además, la falta de estandarización metodológica y bases de datos compartidas dificultaba el uso científico e informativo de la información. Si bien existían redes de sitios de monitoreo en algunos ecosistemas, éstas operaban de manera poco articulada y sin un centro de gobernanza que facilitara su coordinación, incluyendo la integración de disciplinas como hidrología, ecología, ciencias forestales, ciencias sociales y economía, todas indispensables para abordar problemas ambientales complejos. Dada la relevancia del cambio climático en la discusión nacional y global, propusimos un Sistema de Monitoreo Ecohidrometeorológico Universal (SIMUEN). El sistema se fundamentó en unidades hidrometeorológicas y se planteó con distintos niveles de monitoreo (desde individuos hasta cuencas), todos coordinados bajo un set mínimo de variables esenciales y metodologías estándar. De esta manera, buscamos no solo mejorar la respuesta ante eventos climáticos extremos, sino también generar bases científicas sólidas para la gestión y conservación de los recursos naturales, asegurando el bienestar de las generaciones futuras.

Palabras clave: desafíos ambientales, multidisciplinario, biodiversidad, agua, gobernanza.

INTRODUCCION

Chile se caracteriza por una gran diversidad de vegetación, condiciones edáficas, topográficas, geológicas y climáticas que conforman un laboratorio natural con contrastes geográficos, ecológicos y sociales (Balocchi et al., 2023) frente a una gran gama de desafíos ambientales, desde la conservación de la biodiversidad hasta la gestión sostenible de los recursos naturales y sus servicios ecosistémicos que tienen una componente local pero con implicancias globales (Berasaluce et al., 2021; Sala et al., 2000). Lo anterior ofrece un escenario idóneo para la implementación de estudios de investigación a largo plazo. Un ejemplo con resultados relevantes es la red “*Experimental Forests and Ranges*” del Servicio Forestal de los Estados Unidos (Lugo et al., 2006), la cual demuestra cómo la investigación a largo plazo en sitios representativos genera hallazgos significativos para la conservación de los bosques, la gestión del agua y la adaptación al cambio climático.

Los ecosistemas chilenos han sido afectados por la actividad antrópica, lo que ha generado problemas como la fragmentación de hábitats, la degradación de suelos, la sobreexplotación de recursos y el declive de la biodiversidad (Berasaluce et al., 2021), que se ven agravados por efecto del cambio global (Vitousek, 1994). Así, la observación y monitoreo sistemáticos se vuelven esenciales para caracterizar la magnitud de las alteraciones, además de planificar fondos y orientar políticas públicas de conservación, manejo y restauración de los recursos naturales.

En Chile, existen muchos sitios de interés ecohidrológico que se estudian actualmente como la Reserva Costera Valdiviana (e.g., Lara et al., 2021) o la Senda de Darwin en Chiloé (Pérez-Quezada et al., 2024). También existen algunas Redes Locales de Sitios de Monitoreo Ecológico a Largo Plazo (LTER, por sus siglas en inglés). Por ejemplo, en relación con el bosque nativo chileno, Armesto et al. (1995) y Donoso & Zavaleta (2014) enfatizan la necesidad de contar con series temporales extensas y sitios permanentes de investigación para comprender la dinámica y resiliencia de ecosistemas naturales, pues la respuesta de los ecosistemas no siempre coincide con la duración o intensidad de la perturbación. Desde el punto de vista

hidrológico, existen dos sitios LTER públicamente disponibles (Balocchi et al., 2023). Desde el punto de vista socioambiental (LTSER, Long Term SocioEcological Sites) existen nueve sitios (Frêne et al., 2023). Ambos tipos de sitios de observación son un objeto de investigación, de educación, restauración y conservación. Los datos recolectados (meteorológicos, caudales y otros) permiten establecer modelos, identificar causas y efectos y, en última forma, prever cambios e identificar vías de mitigación, y planificación para la restauración y adaptación.

Chile enfrenta brechas y desafíos en la observación de sitios ecológicos. Se requiere la expansión y fortalecimiento, además de la implementación de estándares de ciencia abierta y colaborativa. Para ello, las comunidades (científicas/locales) deben ser parte del proceso de investigación y del manejo de los recursos naturales (Balocchi et al., 2022). Además, su relación con el medio ambiente es bidireccional: mientras que las acciones humanas afectan el medio ambiente, los cambios en el medio ambiente también impactan a las comunidades (Redman et al., 2004).

En este contexto, proponemos la creación de un Sistema de Monitoreo Universal Ecohidrometeorológico Nacional (SIMUEN), basado en una estructura jerárquica de escalas -desde individuos y parcelas hasta grandes cuencas- que permita integrar e interconectar, de manera modular y optimizada, los distintos proyectos y redes de monitoreo existentes.

PROPUESTA DE SISTEMA DE MONITOREO UNIVERSAL ECOHIDROMETEOROLÓGICO NACIONAL (SIMUEN)

Esta propuesta de investigación compartida y a largo plazo ha tenido precedentes internacionales, como las redes LTER (Jones & Driscoll, 2022; Kingsland et al., 2021), NEON (National Ecological Observatory Network) (NEON, 2023) y la red de Experimental Forests and Ranges del USFS (Adams et al., 2004; Lugo et al., 2006), todas en Estados Unidos, así como la red LTERN en Australia (Turner, 2023),

Para avanzar, es indispensable fortalecer la coordinación entre instituciones y la estandarización de protocolos en torno a variables hidrometeorológicas, ecológicas y sociales.

Objetivos principales

- I Monitoreo a largo plazo: Consolidar una red de sitios con estándares comunes.
- II Ciencia abierta y ciudadana: Incorporar a la comunidad, ya que potencian la transparencia, la inclusión y el impacto social de la investigación.
- III Gestión sostenible: Facilitar la toma de decisiones basada en evidencia.

IV Respuesta a eventos extremos: Mejorar la capacidad de respuesta a eventos climáticos extremos.

ESTRUCTURA JERÁRQUICA Y VARIABLES MÍNIMAS

El SIMUEN se compone de siete niveles jerárquicos de monitoreo (Figura 1), que van desde grandes cuencas (Nivel 1) hasta individuos (Nivel 7). Siguiendo ejemplos de redes internacionales como NEON (2023) y el US LTER

	Foco del monitoreo	Variables sugeridas	
Nivel 1	Cuenca: Monitoreo de grandes regiones que abarque procesos generales de una cuenca completa, incluyendo variabilidad hidrológica, climática, calidad del agua y cambios de uso de suelo	Biofísicas - Precipitación - Temperatura - Caudal cursos de agua - Calidad de agua (indicadores fisicoquímicos básicos) Sociales - Caracterización demográfica - Leyes, planes de ordenación, programas vinculantes	Escala >21,000 km ²
Nivel 2	Subcuenca: Monitoreo de subcuencas dentro de una cuenca principal, enfocándose en procesos más específicos que influyen en el comportamiento de la cuenca principal	Biofísicas - Caudales - Precipitación y temperatura local - Cobertura y cambio de uso de suelo - Parámetros de calidad de agua (pH, conductividad, turbidez) - Índices de vegetación (e.g.; NDVI, EVI) - Variables hidrometeorológicas (temp. del agua, etc.) Sociales - Caracterización de actores locales - Proyectos de desarrollo (infraestructura, riego)	Escala 0.07 a 24,000 km ²
Nivel 3	Subsubcuenca: Monitoreo de grandes ecosistemas o paisajes, analizando la dinámica ecológica y las interacciones entre diferentes componentes del ecosistema. Mayor integración de variables hidrometeorológicas y ecológicas a gran escala.	Biofísicas - Balance hídrico y caudal - Redes pluviométricas de alta resolución - Cobertura detallada (cartografía local) - Estado de vegetación y biodiversidad - Calidad de agua - Especies clave Sociales - Percepción ciudadana/comunitaria - Conflictos socioambientales (denuncias, prensa local) - Participación de organizaciones locales	Escala 0.004 a 14,200 km ²
Nivel 4	Microcuencas de monitoreo: Monitoreo de caudales (y aguas subterráneas) y precipitación, análisis de la dinámica de los ecosistemas a menor escala y evaluación de perturbaciones ecológicas y efectos sobre la calidad del agua.	Biofísicas - Caudal continuo en la salida de la microcuenca - Estaciones meteorológicas (precipitación, temp., HR) - Calidad de agua (pH, conductividad, nutrientes principales) - Caracterización de la vegetación (inventarios locales) - Transectos de suelo y cobertura vegetal Sociales - Uso local del agua (pequeña agricultura, consumo humano) - Percepción comunitaria sobre disponibilidad hídrica - Mecanismos de gobernanza local (juntas de vigilancia)	Escala < 1,000 km ²
Nivel 5	Sitios y/o estaciones de monitoreo: Monitoreo de sitios específicos o estaciones que representan diferentes ecosistemas a menor escala, permitiendo un análisis más detallado de los procesos ecohidrológicos y las perturbaciones locales.	Biofísicas - Datos meteorológicos in situ - Medidas de humedad del suelo - Variables de vegetación (biomasa, composición) - Medición de flujo en manantiales o cursos de agua muy pequeños - Calidad del agua en puntos locales Sociales - Actividades productivas locales - Valoración del ecosistema por actores locales - Conflictos o acuerdos de manejo - Rol de la comunidad en la conservación	Escala m ² a hectáreas
Nivel 6	Unidad muestral: Unidades muestrales de superficie fija donde se realizan experimentos controlados sobre procesos ecohidrológicos específicos.	Biofísicas - Muestreo detallado de vegetación - Monitoreo de humedad del suelo (sensores) - Temperatura del aire/suelo - Ensayos de manipulación - Evapotranspiración - Muestreo de suelos (rizosfera) Sociales - Registro de intervenciones/prácticas de manejo - Participación de comunidades locales - Integración de saberes tradicionales	Escala < 1,000 m ² m ²
Nivel 7	Individuos y pequeñas parcelas: Monitoreo a nivel de individuos o proceso específico, analizando procesos muy particulares como la fotosíntesis, la evapotranspiración de especies y otros procesos ecofisiológicos, y jerarquías respectivas, para evaluar variables a un nivel más detallado.	Biofísicas - Variables de plantas - Incremento individual (DAP, altura, biomasa) - Análisis de savia o flujos internos - Radiación fotosintéticamente activa (PAR) Sociales - Contribución de actores locales - Percepción de valor cultural/medicinal de plantas - Registros de usos tradicionales - Educación ambiental	Escala Individuo o proceso

Figura 1. Propuesta de niveles jerárquicos, descripción, escala y variables mínimas (biofísicas y sociales) del SIMUEN.

Proposal of hierarchical levels, description, scale, and minimum variables (biophysical and social) of SIMUEN.

(Callahan, 1984), se busca unificar criterios en la medición de variables clave como caudal, precipitación, temperatura del aire, cobertura vegetal, uso de suelo, variables edáficas, variables fisicoquímicas del agua, además de componentes sociales y culturales (manejo local, gobernanza del agua, percepción comunitaria, entre otras). Para asegurar la comparabilidad de datos, es aconsejable que los sitios adopten protocolos de instrumentación y capacitación como NEON y USFS Experimental Forests and Ranges, donde el equipamiento, la escala temporal y los procedimientos de muestreo se estandarizan (Adams et al., 2004; Creed et al., 2014; Lugo et al., 2006).

MONITOREO, EXPERIMENTACIÓN Y CIENCIA CIUDADANA

El SIMUEN se centra en la observación sistemática de muchos sitios donde se pueden desarrollar experimentos (por ejemplo, cambios de cobertura forestal, restauración ecológica, fertilización, etc.). Este enfoque experimental es clave en distintas redes (Callahan, 1984; Jones & Nelson, 2021; Kingsland et al., 2021; Arora et al., 2023; Kopp et al., 2023). Se propone aprovechar iniciativas de divulgación y programas de educación ambiental, integrando el conocimiento local y tradicional en los análisis (Redman et al., 2004).

IDEAS DE EXPANSIÓN Y DESARROLLO FUTURO DEL SISTEMA

- **Financiamiento público y privado:** Se propone aumentar la inversión para investigación de largo plazo. Se sugiere la implementación de mecanismos competitivos y de financiamiento basal a través de ANID o consorcios público-privados. Por ejemplo, un “matching fund” podría ser una alternativa interesante, por cada peso público invertido, el sector privado también invierte un peso.
- **Colaboraciones internacionales:** Se propone fortalecer lazos con redes como NEON, USFS Experimental Forests and Ranges, y la US LTER, que han desarrollado protocolos de estandarización y gobernanza (Hobbie et al., 2003; Franklin et al., 1990).
- **Integración con universidades e institutos y la comunidad:** Se propone establecer centros de investigación o núcleos universitarios en diversas zonas ecohidrometeorológicas de Chile, (Adams et al., 2004; Balocchi et al., 2023) e implementar mecanismos de ciencia ciudadana y comités locales de gestión para fortalecer la participación comunitaria.
- **Tecnología y digitalización:** Se propone emplear sensores remotos, drones y plataformas digitales para integrar datos en repositorios ab-

iertos como Ecosistemas Forestales y Agua del Instituto Forestal de Chile (2024), Sistema de Monitoreo de Ecosistemas Forestales Nativos de Chile (SIMEF) (Ministerio de Agricultura de Chile, 2024), o incluso plataformas internacionales como el Consortium of Universities for the Advancement of Hydrologic Science (2024) (CUAHSI HydroClient).

- **Diversificación de sitios:** Se debe asegurar que la red cubra diversos ecosistemas, integrando experimentos de restauración, silvicultura y manejo de cuencas y aprovechar la red de Parques Nacionales y Reservas Naturales de Chile.
- **Políticas públicas y gobernanza:** Se propone crear un órgano coordinador responsable de la gestión de la red SIMUEN y que asegure su sostenibilidad financiera a largo plazo.
- **Formación de capacidades:** Se debe fomentar programas de posgrado y capacitación en monitoreo ambiental y ciencia de datos, expandiéndolos a instituciones de educación escolar y la comunidad.

ELEMENTOS DE GOBERNANZA Y FACTIBILIDAD

La experiencia internacional muestra que sin un marco de gobernanza claro y mecanismos de financiamiento estable, la iniciativa puede fragmentarse. Para el éxito del SIMUEN se propone:

- La creación de un consorcio o secretaría técnica permanente, integrado por instituciones públicas y privadas.
- La estandarización de metodologías y promover para la medición de variables mínimas compartidas, de manera similar al protocolo de NEON (NEON, 2023).
- Propuesta de fases de implementación:
 1. Fase Piloto (1-2 años): Selección de sitios existentes con protocolos homogéneos.
 2. Fase de Expansión (3-5 años): Incorporación gradual de sitios, con financiamiento basal y cofinanciamiento.
 3. Fase de Consolidación (5-10 años): Creación de un repositorio de datos integrado y abierto, con informes periódicos y capacitación continua.
- Compromiso con la apertura de datos y la ciencia abierta, propiciando que la comunidad científica y las autoridades tengan acceso a información abierta, actualizada y sistemática (Jones & Driscoll, 2022).

Se proponen cuatro grandes temas de investigación: (1) gestión hídrica y eventos extremos para asegurar recursos hídricos y responder a sequías o inundaciones;

(2) la biodiversidad y la resiliencia de los ecosistemas, clave para conservar especies y procesos ecológicos, incluyendo el suelo, ante perturbaciones crecientes; (3) dimensión socio-ecológica y gobernanza; y (4) cambio climático y las soluciones basadas en la naturaleza. Estos temas permiten un monitoreo holístico y de largo plazo, integrando datos biofísicos y sociales para la toma de decisiones.

CONCLUSIÓN

El SIMUEN en Chile ofrece una oportunidad única para integrar disciplinas científicas, comunidades locales y tomadores de decisiones en un espacio colaborativo de monitoreo a largo plazo. Al unificar criterios, metodologías y plataformas de datos, y contemplar componentes sociales y experimentos diversos, el SIMUEN mejoraría la respuesta frente a eventos extremos y los impactos del cambio global, brindando información clave para la toma de decisiones en conservación y uso sostenible de los recursos naturales.

El SIMUEN podría posicionar a Chile como líder en la investigación ecohidrológica de largo plazo en América Latina.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

FB concepción y redacción del borrador inicial, CSE redacción, corrección y revisión del manuscrito, MPF, PH-F, GO, AI, DR, JLA y RO redacción y edición del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

MPF agradece al proyecto “Decision Support for the Supply of Ecosystem Services under Global Change”, DecisionES, H2020-MSCA-RISE-2020, grant ID:101007950. PH-F agradece al proyecto ANID “Subvención a la Instalación en la Academia, 2022 N° 85220121”. FB y AI agradecen al proyecto Fondecyt Regular 1240314 “Forest fires induced changes in water and sediment connectivity and routing in forested catchments”.

FINANCIAMIENTO

Proyectos “Decision Support for the Supply of Ecosystem Services under Global Change, DecisionES, H2020-MSCA-RISE-2020, grant ID:101007950”, ANID “Subvención a la Instalación en la Academia, 2022 N° 85220121” y Fondecyt Regular “1240314 Forest fires induced changes in water and sediment connectivity and routing in forested catchments”.

REFERENCIAS

Adams, M.B., Loughry, L., & Plaugher, L. 2004. Experimental Forests and Ranges of the USDA Forest Service. General Technical Report NE-321, Northeastern Research Station, USDA Forest Service.

- Armesto J. J. 1995. Fundamentos y necesidades para un programa de estudios de largo plazo de ecología en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 68, 5–11. http://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1995/1/Editorial_1995a.pdf
- Arora, B., Kuppel, S., Wellen, C., Oswald, C., Groh, J., Payandi-Rolland, D., Stegen, J. and Coffinet, S., 2023. Building Cross-Site and Cross-Network collaborations in critical zone science. *Journal of Hydrology*, 618, p.129248. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129248>
- Balocchi, F., Galleguillos, M., Rivera, D., Stehr, A., Arumi, J.L., Pizarro, R., Garcia-Chevesich, P., Iroumé, A., Armesto, J.J., Hervé-Fernández, P., Oyarzún, C., Barria, P., Little, C., Mancilla, G., Yezpe, S., Rodríguez, R., White, D., Silberstein, R., Neary, D., and Ramirez de Arellano, P. 2023. Forest hydrology in Chile: Past, present, and future. *Journal of Hydrology*, 616, p.128681. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128681>
- Balocchi, F., Arumi, J.L., & Iroumé, A. 2022. Inter-institutional cooperation to develop a new forest hydrological approach to support sustainable forestry in Chile. *Bosque*, 43(2), 95–99. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002022000200095>
- Berasaluce, M., Diaz-Sieffer, P., Rodríguez-Díaz, P., Mena-Carascos, M., Ibarra, J.T., Celis-Díez, J.L., & Mondaca, P. 2021. Social-Environmental Conflicts in Chile: Is There Any Potential for an Ecological Constitution? *Sustainability*, 13, 12701. DOI: <https://doi.org/10.3390/su132212701>
- Callahan, J.T. 1984. Long-term ecological research. *BioScience*, 34(6), 363–367. DOI: <https://doi.org/10.2307/1309727>
- Consortium of Universities for the Advancement of Hydrologic Science. (2024). CUAHSI HydroClient. Consortium of Universities for the Advancement of Hydrologic Science. <https://www.cuahsi.org/>
- Creed, I.F., Spargo, A.T., Jones, J.A., Buttle, J.M., Adams, M.B., Beall, F.D., Booth, E., Campbell, J., Clow, D., Elder, K., Green, M., Grimm, N., Miniati, C., Ramlal, P., Saha, A., Sebestyen, S., Spittlehouse, D., Sterling, S., Williams, M., Winkler, R. & Yao, H. (2014). Changing forest water yields in response to climate warming: Results from long-term experimental watershed sites across North America. *Global Change Biology*, 20(10), 3191–3208. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12615>
- Donoso, P.J. & Zavaleta, J.C., 2014. Preliminary proposal to incorporate new sites for long-term socio-ecological research into the Chilean Itser network. *Revista Bosque*, 35(3), 459–465. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000300021>
- Franklin, J.F., Bledsoe, C.S., & Callahan, J.T. 1990. Contributions of the long-term ecological research program. *BioScience*, 40(7), 509–523. DOI: <https://doi.org/10.2307/1311319>
- Frêne, C., Armesto, J.J., Nespolo, R.F., Gaxiola, A., Navarrete, S.A., Troncoso, A., Muñoz, A. and Corcuera, L.J., 2023. Chilean long-term Socio-Ecological Research Network: progress and challenges towards improving stewardship of unique ecosystems: Red Chilena de Investigación Socio-Ecológica de Largo Plazo: Avances y desafíos para el manejo responsable de ecosistemas únicos. *Revista Chilena de Historia Natural*, 96(1). DOI: <https://doi.org/10.1186/s40693-023-00114-4>
- Hobbie, J.E., Carpenter, S.R., Grimm, N.B., Gosz, J.R., & Seastedt, T.R. 2003. The US long term ecological research program. *BioScience*, 53(1), 21–32. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0021:TULTER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0021:TULTER]2.0.CO;2)
- Instituto Forestal de Chile. (2024). Ecosistemas Forestales y Agua. Instituto Forestal de Chile. <https://bosquesyagua.infor.cl/>

- Jones, J. & Nelson, M.P. 2021. Long-term dynamics of the LTER program: Evolving definitions and composition. En Waide, R. B., & Kingsland, S. E. (Eds.), *The Challenges of Long Term Ecological Research: A Historical Analysis* (pp. 55–79). Springer.
- Jones, J.A. y Driscoll, C.T. 2022. Long-term ecological research on ecosystem responses to climate change. *BioScience*, 72(9), 814–826. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biac021>
- Kingsland, S.E., Franklin, J.F., & Waide, R.B. 2021. The Origins, Early Aspects, and Development of the Long Term Ecological Research Program. En Waide, R. B., & Kingsland, S. E. (Eds.), *The challenges of long term ecological research: A historical analysis* (pp. 23-54). Springer.
- Kopp, M., Alving, D., Blackman, T., Kaye, M., Duncan, J., & Kaye, J. 2023. Critical zone perspectives for managing changing forests. *Forest Ecology and Management*, 528, 120627. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120627>
- Lara, A., Jones, J., Little, C., & Vergara, N. 2021. Streamflow response to native forest restoration in former Eucalyptus plantations in south central Chile. *Hydrological Processes*, 35(8), e14270. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.14270>
- Lugo, A.E., Swanson, F.J., González, O.R., Adams, M.B., Palik, B., Thill, R.E., Brockway, D.G., Kern, C., Woodsmith, R. and Musselman, R., 2006. Long-term research at the USDA Forest Service's Experimental Forests and Ranges. *BioScience*, 56(1), 39-48. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0039:LRATUF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0039:LRATUF]2.0.CO;2)
- Ministerio de Agricultura de Chile. (2024). Sistema de Monitoreo de Ecosistemas Forestales Nativos de Chile (SIMEF). Ministerio de Agricultura de Chile. <https://simef.minagri.gob.cl/>
- NEON 2023. About National Ecological Observatory Network. <https://www.neonscience.org/> (Consultado: marzo 05, 2024)
- Perez-Quezada, J.F., Trejo, D., Lopatin, J., Aguilera, D., Osborne, B., Galleguillos, M., Zattera, L., Celis-Diez, J.L. and Armesto, J.J., 2024. Comparison of carbon and water fluxes and the drivers of ecosystem water use efficiency in a temperate rainforest and a peatland in southern South America. *Biogeosciences*, 21(5), 1371-1389. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-21-1371-2024>
- Redman, C.L., Grove, J.M., & Kuby, L.H. 2004. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7, 161–171. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-003-0215-z>
- Sala, O.E., Stuart Chapin, F.I.I.I., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A. and Leemans, R., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. DOI: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.287.5459.1770>
- Turner, J. 2023. Perspectives: long term forest ecosystem studies in Eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 549, 121456. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121456>
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7), 1861–1876. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941591>

Recibido: 15.08.2024

Aceptado: 12.04.2025

Ciencia y plantaciones forestales en Chile, ¿algún desencuentro?

Science and forest plantations in Chile: any disagreement?

Víctor Gerding ^a 

Autor de correspondencia: ^a Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Instituto de Bosques y Sociedad, Valdivia, Chile, vgerding@uach.cl

RESUMEN

El modelo forestal con plantaciones que se ha impuesto en Chile se caracteriza por permitir y fomentar extensas plantaciones monoespecíficas coetáneas con manejo simple basado en rotaciones sucesivas y tala rasa. Estas plantaciones han generado beneficios de distinta índole, pero también han traído aparejados problemas ambientales y sociales. Empero, tales conflictos pudieron ser evitados si se hubiesen respetado los fundamentos de las ciencias forestales. Desde hace varias décadas en Chile (y antes en otras regiones del mundo), los científicos han generado y publicado información para gestionar opciones forestales adecuadas en lo ecológico, económico y social; también han alertado sobre posibles consecuencias de no aplicarla. No obstante, tal información científica no ha sido cabalmente considerada, incluso ni en la política forestal vigente, y todavía se presentan problemas en las plantaciones que denotan una escasa aplicación de ciencias forestales. Se discute una insuficiente aplicación de estas ciencias en plantaciones forestales, sus posibles causas y algunas posibles soluciones. Las plantaciones forestales requieren la aplicación de los fundamentos científicos pertinentes y aumento de investigación para su mejoramiento continuo. El conocimiento científico debe promoverse en todos los escenarios de la sociedad y evitar que quede atrapado en el circuito de los científicos. Se propone fortalecer especialmente la interacción de divulgadores científicos con decisores en políticas públicas y forestales.

Palabras clave: ciencias forestales, divulgación, divulgadores.

SUMMARY

The forestry model with plantations that has been imposed in Chile is characterized by allowing and promoting extensive, even-aged, monospecific plantations with simple management based on successive rotations and clear-cutting. These plantations have generated various benefits, but have also entailed environmental and social problems. Nevertheless, such conflicts could have been avoided if the fundamentals of forestry science had been respected. For several decades in Chile (and earlier in other regions of the world), scientists have generated and published information on managing ecologically, economically, and socially appropriate forestry options; they have also warned about potential consequences of not applying it. However, such scientific information has not been fully considered, even in the current forestry policy, and there are still problems in plantations that denote a poor application of science. The insufficient application of these sciences in forest plantations, its possible causes, and some possible solutions are discussed. Forest plantations require the application of the pertinent scientific foundations and increased research for their continuous improvement. Scientific knowledge must be promoted in all scenarios of society and avoid being trapped in the scientists' circuit. It is proposed to especially strengthen the interaction of science disseminators with decision-makers in public and forestry policies.

Keywords: forestry sciences, dissemination, communicators.

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales “corresponden a ecosistemas boscosos compuestos por especies arbóreas y/o arbustivas, de una misma especie o combinación de dos o más especies, originados por acciones de forestación y reforestación con el objeto de proveer bienes y servicios ecosistémicos” (CONAF, 2024). En Chile, el modelo económico impuesto se caracteriza por permitir y fomentar extensas plantaciones forestales monoespecíficas, mayoritariamente de especies exóticas de rápido crecimiento, coetáneas, homogéneas y con manejo simple y uniforme

basado en rotaciones sucesivas mediante tala rasa. Estas plantaciones forestales abarcan 3,1 millones de hectáreas que representan el 17 % de las formaciones boscosas de Chile. En esta gran superficie son numerosos los ejemplos de plantaciones forestales sin desarrollo de su potencial, fallidas o generadoras de consecuencias adversas que han desencadenado descontento social en el último medio siglo (Crispi, 1982; Monje-Hernández, 2024). Este tipo de problemas se ha discutido en torno a la política forestal de Chile sin lograr un mejoramiento sustantivo (CONAF, 2016, 2017); también ha sido frecuentemente tratado en la prensa. Sin embargo, la discusión a través de la prensa

con denuncias y explicaciones tardías o insuficientes, confusas o con información falsa, hace perder la confianza de la sociedad frente al manejo de los recursos forestales, con la consecuencia de que, poco a poco, se pierde la licencia social para operar (Stuart et al., 2023). En dicho contexto, se plantea que no se aplica el conocimiento científico pertinente para establecer y manejar muchas de las plantaciones forestales, generándose problemas económicos, sociales y ambientales; pero existe suficiente conocimiento científico (incluso producido en Chile y considerando las ciencias sociales relacionadas) como para hacer bien las cosas con respecto a las plantaciones forestales. El objetivo de este trabajo es discutir sobre posibles causas y posibles soluciones de una insuficiente aplicación de ciencia en plantaciones forestales en Chile.

INSUFICIENTE APLICACIÓN DE CIENCIA

Muchas plantaciones forestales no han sido establecidas ni manejadas utilizando el conocimiento científico apropiado, incumpliendo los propios objetivos declarados para ellas. Por ejemplo, el establecimiento y manejo de plantaciones forestales no siempre discrimina sitios según la productividad o la capacidad de uso del suelo; tampoco distingue objetivos para la sostenibilidad; la intervención en el suelo puede producir su daño estructural, químico y biológico, sin mejorar la productividad; puede ocurrir detrimento ambiental, paisajístico y social; la cosecha a tala rasa no diferencia sitios según susceptibilidad a la degradación del suelo y no considera factores ecológicos y sociales clave (agua, biodiversidad, paisaje, etc.). La legislación y normativa actuales permiten una inadecuada asignación de recursos sin sostenibilidad ecológica, social ni económica, generando problemas en tales factores. Ejemplos de estos problemas han sido denunciados desde hace bastante tiempo por diversos autores, pero siguen ocurriendo (Cuadro 1) (Camus, 2000; Crispi, 1982; El Divisadero, 2021; Espinosa et al., 1990; Gayoso & Iroumé, 1989; Gayoso et al., 1991; Gerding, 1991; Gerding et al., 2014, 2017; Meneses & Guzmán, 2000; Monje-Hernández, 2024; Nambiar, 1999; Niklitschek, 1992; Schirmer, 2007; Unda & Stuardo, 1996).

Al respecto, se constata que existe suficiente conocimiento científico como para establecer y manejar plantaciones forestales productivas que respeten el medioambiente. Con tales evidencias científicas y técnicas, la AIFBN (2019) ha reiterado la necesidad de que el manejo de plantaciones forestales respete: la capacidad de uso del suelo, los objetivos forestales según calidad de sitio, un ordenamiento forestal y territorial, la orientación de recursos hacia quienes los necesitan, la descentralización, la participación local y social, y la sostenibilidad económica, ambiental y social. También, Fuentealba et al. (2021) declaran que las ciencias forestales han estado centradas en diseñar planes de manejo forestal sostenible, apoyar cambios de políticas, conservación de ecosistemas forestales nativos

y restauración de ecosistemas degradados. Chile muestra una producción científica eficiente en consideración a su presupuesto y en comparación con otros países de mayores recursos: aparece en la posición 33 del mundo en el Nature Index (2024), subiendo hasta el puesto 30 según la disciplina relacionada con el campo forestal; en contraste, su presupuesto para investigación y desarrollo es de sólo un 0,36 % del PIB y registra 1,1 científicos por cada 1.000 trabajadores, muy inferior al promedio de los países de la OCDE (2,72 % y 9,2, respectivamente) (ObservaMinCiencia, 2024). El conocimiento científico forestal pertinente se ha evidenciado a través de las Escuelas de Ingeniería Forestal desde hace siete décadas (actualmente existen cinco Escuelas); también en la producción científica (artículos, libros, etc.) tanto de la disciplina forestal como de otras especialidades donde existen varios programas de pregrado y posgrado (ciencias silvoagropecuarias, de la ingeniería, de recursos naturales, sociales, etc.).

El conocimiento pertinente debería llegar a distintos grupos de interés para su aplicación efectiva. Sin embargo, en muchos casos las ciencias forestales no son consideradas y se acometen acciones de manejo que son contrarias al sentido común o que van en contra del conocimiento científico, obteniendo resultados no deseados. Es decir, el valioso trabajo científico no está llegando a donde debería llegar. Para un académico debiese ser motivo de preocupación que el conocimiento científico no sea considerado en la praxis, incluso por sus propios egresados. Por otra parte, en el Parlamento y Ejecutivo se ha discutido muchas veces temas forestales, últimamente sobre plantaciones forestales y el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA). Como ejemplo, entre los años 2022 y 2024 se han abordado propuestas y reformas relacionadas con la Ley Marco de Cambio Climático (Ley 21455) y Bases Generales del Medio Ambiente (Ley 19300) (CDD, 2023; SEA, 2023), con la argumentación de que las decisiones tendrán mejor base en antecedentes técnicos y evidencia científica. Sin embargo, estas discusiones mencionan conceptos sin haberlos definido: monocultivo, monocultivo de especies, plantación de monocultivos forestales y plantaciones forestales de monocultivos. Es decir, la ciencia no está siendo bien escuchada por públicos clave. Ante tal estado de la discusión surgen múltiples voces en diferentes direcciones con más o menos resonancia en la prensa (Tobar, 2024).

POSIBLES CAUSAS DE UNA BAJA APLICACIÓN DE CIENCIA

La insuficiente aplicación de ciencia es un fenómeno generalizado en muchas partes del mundo y discutido desde hace décadas (Malkamäki et al., 2018; Torralba, 2020; Walker, 2021; Wionczek, 1983), no es exclusivo de Chile ni de las plantaciones forestales. Si bien falta por investigar en ciencias forestales, porque ello es de horizonte infinito, la ciencia ha avanzado lo suficiente en plantaciones forestales como para hacer mucho mejor las cosas en compara-

Cuadro 1. Insuficiente aplicación de ciencia en plantaciones forestales: problemas asociados, posibles causas, posibles soluciones y requisitos importantes para la divulgación de ciencia (sin orden de prioridad o importancia).

Insufficient application of science in forest plantations: problems associated with it, possible causes, possible solutions and important requirements for science dissemination (in no order of priority or importance).

Problemas asociados con plantaciones forestales	
• Del territorio y paisaje: extensión enorme, ocupación de territorio, cambio de paisaje. • De ecosistemas y medioambiente: sustitución de bosque nativo, homogeneidad del paisaje, descuido del medioambiente, incendios forestales, escasez de agua. • De productividad: desaprovechar el sitio potencial, daño al suelo, plagas. • Sociales y económicos: pobreza rural, inequidad, descampesinización pauperizante, migración rural-urbana, mala convivencia social en territorios forestales, indolencia social (maximización del lucro), homogeneización del mercado; conflictos sociales aumentan con el incremento de la superficie de plantaciones: relaciones sociales y económicas, declive de agricultura familiar tradicional, formas de gestión de la tierra.	
Posibles causas	Principal relación
1. Insuficiente acceso a la información científica.	Científicos
2. Desconexión entre investigación y práctica.	
3. Falta de investigación específica.	
4. Falta de colaboración interdisciplinaria.	
5. Falta de capacitación y educación.	
6. Complejidad y dinamismo de ecosistemas forestales.	
7. Priorización de ganancias económicas a corto plazo.	Sector forestal privado
8. Dolo (engaño, fraude, simulación): declarar un objetivo, pero ejecutar otro diferente.	
9. Desconocimiento de la importancia de la ciencia.	
10. Limitaciones de tiempo y recursos.	
11. Costumbres y tradiciones, resistencia al cambio.	
12. Intereses políticos y económicos de corto plazo.	Estado: Ejecutivo, Legislativo
13. Falta de incentivos, incentivos mal enfocado, políticas obsoletas, legislación forestal y ambiental insuficiente.	
Posibles soluciones	
1. Financiamiento para investigación científica y técnica que responda a los problemas locales.	
2. Investigación aplicada.	
3. Colaboración interdisciplinaria.	
4. Colaboración entre científicos y actores del sector forestal.	
5. Acceso a tecnologías avanzadas.	
6. Educación continua para profesionales.	
7. Capacitación y educación/transferencia tecnológica para la diversidad de usuarios.	
8. Políticas, incentivos y controles para prácticas forestales sostenibles; visión de largo plazo.	
9. Gestión para pequeños propietarios de bosques.	
10. Divulgación de la investigación depositada en los artículos científicos, a través de medios idóneos con lenguaje simple. Acción clave para lograr las anteriores.	

Continúa

Requisitos importantes para la divulgación de ciencia
1. Comunicación clara y accesible, lenguaje sencillo.
2. Ejemplos prácticos, relación con la vida cotidiana, asociar con historias.
3. Uso de todos los medios de comunicación.
4. Transparencia y contexto ético: alcances y limitaciones de los hallazgos científicos, explicación de controversias éticas.
5. Interacción y participación del público.
6. Educación continua y programas de alfabetización científica.
7. Enfatizar los beneficios sociales, culturales y económicos.
8. Colaboración con divulgadores de la ciencia (periodistas científicos + científicos divulgadores) = Llegar con efectividad a centros de decisión política y económica; población mejor informada. Requisito clave para lograr los anteriores.

ción a lo ya realizado. Las posibles causas pueden abarcar aquellas mencionadas en el Cuadro 1; dicho enunciado es una simplificación de relaciones entre actores clave y posibles causas. Basta que concurren unas pocas causas para que el conocimiento científico no sea suficiente o que no llegue al público objetivo.

CÓMO AUMENTAR LA APLICACIÓN DE CIENCIA EN LAS PLANTACIONES FORESTALES

Para diseñar soluciones se propone fortalecer e incrementar acciones relacionadas con las causas de una baja aplicación de ciencias forestales (Cuadro 1). Tales acciones son obvias, porque se requiere más ejecución y efectividad de los instrumentos ya conocidos que desarrollar nuevos para probar. La divulgación está entre las acciones más necesarias y factibles de ejecutar para alcanzar buenos resultados de comunicación (Sánchez & Roque, 2011). En dicha acción se centra la discusión siguiente, porque hasta ahora ha sido escasa e inefectiva en el caso de las ciencias forestales.

La creación de conocimiento muchas veces está alejada de las decisiones prácticas; es decir, hace falta que el conocimiento científico -críptico para la mayoría de la población- no se quede atrapado en los artículos científicos y sea divulgado por otros medios masivos o focalizados (medios cada vez más abundantes y variados). Esta debilidad ha sido reconocida en Chile debido a su efecto negativo en el desarrollo de la sociedad, porque la relación entre ciencia y política es evidente y necesaria (Nature, 2020). Así, actualmente está en discusión en el Parlamento un proyecto de ley (Boric, 2024) que dicta normas sobre transferencia de tecnología y conocimiento, definiendo dicha transferencia como el “proceso de transmisión de las tecnologías, conocimientos, capacidades, competencias, procedimientos y/o resultados derivados de la investigación científica y tecnológica al mercado y a la sociedad en general”. Y expresa en el artículo 3 que: “Las instituciones de educación superior promoverán las re-

laciones entre la investigación universitaria, las necesidades sociales y culturales y su articulación con el sistema productivo, atendiendo especialmente a los desafíos sociales, ambientales y económicos del territorio en que están ubicadas. A su vez, impulsarán iniciativas para compartir, difundir y divulgar los resultados de la investigación al conjunto de la sociedad a través de canales idóneos”. Además, según el artículo 5, “provee una serie de deberes positivos del Estado de fomentar la transferencia de la tecnología y el conocimiento con el objeto de que los resultados de las investigaciones sean transferidos a la sociedad, poniendo especial énfasis en aquellos proyectos financiados con fondos públicos”.

Para aumentar la utilidad de la información científica y su comprensión por parte del público general y de grupos de interés específicos, la divulgación de ciencia se entiende como una labor multidisciplinaria para comunicar el conocimiento científico a través de diversos medios, a variados públicos voluntarios, recreando dicho conocimiento con fidelidad y contextualizándolo para hacerlo accesible (Lozada-Chávez, 2006) (Cuadro 1). Para la divulgación de ciencia es fundamental contar con divulgadores coordinados con los equipos científicos o que sean parte integrante de estos. Es decir, trabajar con personas adecuadamente preparadas para divulgar el conocimiento científico (Garrido, 2017; Lozada-Chávez, 2006) a diversos públicos y llegar con éxito al mundo político, a los decisores financieros, a usuarios potenciales, al público general o a segmentos específicos. Su habilidad para simplificar conceptos complejos, comunicar de manera efectiva y establecer conexiones emocionales con la audiencia contribuye significativamente a la divulgación exitosa de la investigación científica hacia un público amplio o un segmento específico. Los divulgadores de ciencia juegan un papel fundamental en educación, promoción del pensamiento crítico, facilitación del diálogo público y desarrollo de la cultura científica, impactando positivamente en la sociedad cuando dicha divulgación es permanente y genera en la sociedad el poder del saber (Espinosa, 2010;

Lozada-Chávez, 2006). No es razonable pedirle al científico (académico) que haga divulgación exitosa además de todo el importante trabajo que desarrolla creando nuevo conocimiento y difundirlo en artículos científicos y libros especializados. Siempre hay excepciones y es posible ver a destacados científicos que también realizan divulgación exitosa, pero se requiere de un gran volumen de transferencia y no sólo de excepciones. En el mundo hay temas científicos que han logrado buen posicionamiento en diversos sectores de la sociedad, especialmente para desarrollar políticas públicas (DePaul, 2024). Por ejemplo, en salud pública debido a la pandemia de COVID-19 (Yin et al., 2021) y con respecto al cambio climático mediante instancias internacionales (Nature, 2022; Valdés, 2023).

Este planteamiento no es nuevo, pero permite discutir una conformidad impávida de los científicos que dan por concluida su labor al publicar el artículo científico, aunque mucho de ese conocimiento no llega donde se le necesita. Según las tendencias mundiales, el futuro se prevé con mayor cantidad de científicos incorporados a los equipos de asesoramiento en la política. Para ello se están desarrollando diversas metodologías de participación y divulgación que permitan transmitir el mensaje científico necesario en el lenguaje adecuado, con confianza y credibilidad, para públicos de la política y decisores específicos (Hartmann, 2021; Martin et al., 2023). Un ejemplo de dicha tendencia lo propone Dworkin (2024) para las políticas públicas, las cuales pueden ser mejoradas con base en evidencia, a través de científicos que dediquen un período importante de su tiempo (año sabático, por ejemplo) para trabajar en organismos del Estado donde tengan cabida sus investigaciones científicas.

La disciplina que mejor hace la divulgación del escrito de un autor hacia el público es la música: el compositor de una nueva pieza (Ludwig van Beethoven: el autor) plasma su obra en partituras (Sinfonía N° 9 “Coral”: el artículo científico) que son apropiadas para un reducido grupo de especialistas e intérpretes (músicos, instrumentistas). El contenido de las partituras debe ser divulgado al público a través de un lenguaje de la música que todos puedan comprender y disfrutar; para ese proceso imprescindible están los intérpretes, instrumentistas, orquestas o grupos musicales (Orquesta Sinfónica de Chile: el divulgador). A través de tales divulgadores el público toma conocimiento y juzga la obra del autor. Este conjunto de personajes y roles es natural y consustancial a la música. Un proceso análogo debe ser desarrollado para la ciencia, de tal modo que su divulgación sea consustancial y natural para llegar al público objetivo con el lenguaje preciso, sin quedar circunscrito al artículo científico. Parece del todo razonable que esta relación virtuosa se inicie desde los científicos para que sus obras lleguen efectivamente al público destinatario. Es una tarea que puede ponerse en práctica en el corto plazo, pero que tendrá efectos en el largo plazo con una base social sólida: comunidades educadas ejerciendo pensamiento crítico.

FINANCIAMIENTO

Este trabajo no recibió apoyo financiero alguno, ni de instituciones ni de personas.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a Alberto Peña, Eloi Escáñez, Erico Kutchartt, Federico An der Führen, Félix Mauts-Echaiz, Jan Bannister, Luis Apiolaza, Luis Orlandini y Marcos Cárcamo por sus aportes para este trabajo.

REFERENCIAS

- AIFBN (Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo). (2019). *Chile necesita un nuevo modelo forestal, ante los desafíos climáticos, ambientales y sociales*. (L. Astorga & H. Burschel, Eds.). LOM Ediciones.
- Boric, G. (2024). *Mensaje de S.E. el Presidente de la República con el que inicia un proyecto de ley de transferencia de tecnología y conocimiento* (Boletín N.º 16686-19). Cámara de Diputadas y Diputados de Chile. <https://www.camara.cl/legislacion/ProyectosDeLey/tramitacion.aspx?prmID=17258&prmBOLETIN=16686-19>
- Camus, P. (2000). Innovación agroproductiva y ordenamiento del territorio: El caso del desarrollo forestal chileno. *Scripta Nova*, 69(85), 1–10. <https://raco.cat/index.php/ScriptaNova/article/view/58835>
- CDD (Cámara de Diputadas y Diputados de Chile). (2023). *Modifica la ley N° 19.300 sobre Bases Generales de Medio Ambiente, para someter los monocultivos forestales al sistema de evaluación de impacto ambiental* (Boletín N.º 16665-12). <https://www.camara.cl/verDOC.aspx?prmID=77416&prmTipo=FICHAPARLAMENTARIA&prmFICHA TIPO=DIP&prmLOCAL=0>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2016). *Política forestal 2015–2035*. https://oficinavirtual.conaf.cl/recursos/videos/Politica_Forestal_2015-2035.pdf
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2017). *Protocolo de plantaciones forestales: Política forestal 2015–2035* (Consejo de Política Forestal). <https://bibliotecadigital.ciren.cl/server/api/core/bitstreams/766b2e30-ac15-4cfd-9590-6a34e4ccb754/content>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2024). *Plantaciones forestales*. <https://www.conaf.cl/manejo-de-ecosistemas/gestion-forestal-suelos-y-agua/plantaciones-forestales/>
- Crispi, J. (1982). El agro chileno después de 1973: Expansión capitalista y campesinización pauperizante. *Revista Mexicana de Sociología*, 44(2), 481–514. <https://biblat.unam.mx/hevila/Revistamexicanadesociologia/1982/vol44/no2/6.pdf>
- DePaul, A. (2024). Science-policy advisers shape programmes that solve real-world problems. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/d41586-024-03040-x>
- Dworkin, J. (2024). How to boost your research: take a sabbatical in policy. *Nature*, 626, 694. <https://doi.org/10.1038/d41586-024-00479-w>
- El Divisadero. (2021). Sociedades científicas cuestionan forestación con especies exóticas en sector Coyhaique Alto. *Diario El Divisadero*. <https://www.eldivisadero.cl/noticia/Sociedades-cient%C3%ADficas-cuestionan->

- [forestaci%C3%B3n-con-especies-ex%C3%B3ticas-en-sector-Coyhaique-Alto-/NjM2ODE=](#)
- Espinosa, V. (2010). Difusión y divulgación de la investigación científica. *Idesia* (Arica) 28(3): 5-6. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292010000300001>
- Espinosa, M., Escobar, R., & Drake, F. (1990). Silvicultura de las plantaciones forestales en Chile: Pasado, presente y futuro. *Agro-Ciencia*, 6(2), 131-144.
- Fuentealba, A., Durán, L., & Morales, N. (2021). The impact of forest science in Chile: History, contribution, and challenges. *Canadian Journal of Forest Research*, 51, 753-765. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-047> (<https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-047>)
- Garrido, E. (2017). Difusión científica vs Divulgación científica. *La ciencia de la divulgación científica*. <https://divulgaciondelacienciablog.wordpress.com/2017/04/01/difusion-cientifica-vs-divulgacion-cientifica/#more-64> (Consultado: Octubre 01, 2024).
- Gayoso, J., Ellies, A., & Iroumé, A. (1991). *Degradación de suelos forestales asociada a operaciones de cosecha* (10 pp.). Valdivia: Universidad Austral de Chile.
- Gayoso, J., & Iroumé, A. (1989). Daño en suelos forestales asociado a faenas de maderío. *Medio Ambiente*, 10(1), 70-79.
- Gerding, V. (1991). Manejo de las plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile. *Bosque*, 12(2), 3-10. <https://doi.org/10.4206/bosque.1991.v12n2-01>
- Gerding, V., Thiers, Ó., & Schlatter, J. E. (2017). Ciencia en las plantaciones forestales en Chile: El futuro de un pasado olvidado. In *Seminario Plantaciones Forestales en el Nuevo Ciclo de Desarrollo Forestal* (Bloque 1: Plantaciones forestales y sociedad, pp. 1-27). Concepción: INFOR. https://www.infor.cl/images/pdf/Seminario_Plantaciones/1-1_%5BCiencia%20en%20las%20plantaciones%20forestales%20en%20Chile.pdf
- Gerding, V., Thiers, Ó., Schlatter, J. E., & Sanzana, J. (2014). Suelos ñadi para una producción forestal sostenible: Principales problemas, causas y propuestas de solución. *Revista Bosque Nativo*, 53, 36-43. https://issuu.com/bosquenativo/docs/revista_bosque_nativo_53
- Hartman, H. (2021). Forestry needs new roots. *Max Planck Research*, (3/2021), 16-21. https://www.mpg.de/18066647/W001_Viewpoint_016-021.pdf
- Lozada-Chávez, I. (2006). *Divulgación científica*. Centro de Ciencias Genómicas, UNAM. <http://www.divulgacion.ccg.unam.mx/panel/8/divulgaci%C3%B3n-cient%C3%ADfica>
- Malkamäki, A., D'Amato, D., Hogarth, N. J., Kanninen, M., Piirard, R., Toppinen, A., & Zhou, W. (2018). A systematic review of the socio-economic impacts of large-scale tree plantations worldwide. *Global Environmental Change*, 53, 90-103. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.001>
- Martin, P. A., Christie, A. P., Shackelford, G. E., Hood, A. S. C., Wang, S., Li, B., Morgan, W., Lee, M., Aldridge, D. C., & Sutherland, W. J. (2023). Flexible synthesis can deliver more tailored and timely evidence for research and policy. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 120(26), e2221911120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2221911120>
- Meneses, M., & Guzmán, S. (2000). Productividad y eficiencia en la producción forestal basada en las plantaciones de pino radiata. *Bosque*, 21(2), 3-11. <https://doi.org/10.4206/bosque.2000.v21n2-01>
- Monje-Hernández, Y. (2024). *Bosques, comunidades y monocultivos: Transformaciones de la industria forestal desde el sur de Chile (1974-2010)*. Santiago: Ariadna Ediciones. <https://ariadnaediciones.cl/index.php/catalogo/276-bosques-comunidades-y-monocultivos>
- Nambiar, E. K. S. (1999). Productivity and sustainability of plantation forests. *Bosque*, 20(1), 9-21. <https://doi.org/10.4206/bosque.1999.v20n1-02>
- Nature. (2020). Science and politics are inseparable. *Nature*, 586, 169-170.
- Nature. (2022). A big chance for science at the heart of global policymaking. *Nature*, 610, 232.
- Nature Index. (2024). *2024 Research Leaders: Leading countries/territories*. <https://www.nature.com/nature-index/research-leaders/2024/country/all/all>
- Niklitschek, M. (1992). *Tamaño de la tala rasa en plantaciones forestales: Efectos y regulación*. Santiago: Universitaria.
- Observa-MinCiencia. (2024). *Gasto en I+D respecto al PIB*. Observatorio del Sistema de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación, Ministerio de Ciencia, Chile. <https://observa.minciencia.gob.cl/indicadores/comparacion-internacional/gasto-en-id-respecto-al-pib> (Consultado: Octubre 01, 2024).
- Sánchez, Y., & Roque, Y. (2011). La divulgación científica, una herramienta eficaz en centros de investigación. *Bibliotecas. Anales de Investigación*, 7, 91-94. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5704469>
- SEA (Servicio de Evaluación Ambiental). (2023). *Reforma a la Ley N°19.300. Consejo de Ministros aprueba proyecto que fortalece y hace más eficiente el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental*. <https://www.sea.gob.cl/noticias/consejo-de-ministros-aprueba-proyecto-que-fortalece-y-hace-mas-eficiente-el-sistema-de>
- Schirmer, L. (2007). Plantations and social conflict: Exploring the differences between small-scale and large-scale plantation forestry. *Small-scale Forestry*, 6, 19-33. <https://doi.org/10.1007/s11842-007-9001-7>
- Stuart, A., Bond, A., Franco, A. M. A., Baker, J., Gerrard, C., Danino, V., & Jones, K. (2023). Conceptualising social licence to operate. *Resources Policy*, 85(Part A), 103962. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2023.103962>
- Tobar, I. (2024). Buscan legislar para que cultivos forestales se sometan al SEIA. *Trade Digital News*. <https://trade-news.cl/2024/04/01/buscan-legislar-para-que-cultivos-forestales-se-sometan-al-seia/> (Consultado: Octubre 01, 2024).
- Torralba, J. M. (2020). El sistema de ciencia e innovación: principales problemas y algunas soluciones. *Universidad: El blog de Studia XXI*. <https://www.universidadsi.es/el-sistema-de-ciencia-e-innovacion-principales-problemas-y-algunas-soluciones/> (Consultado: Septiembre 30, 2024).
- Unda, A., & Stuardo, A. (1996). *Chile: Expansión forestal en la Novena Región y desarrollo sustentable* (84 pp.). Santiago: ONU-ETM, Instituto Forestal.
- Valdés, L. (2023). La ciencia como pieza clave en la consulta y elaboración de políticas por parte de las organizaciones intergubernamentales. In V. Pavone, J. Molas, J. Brandts & R. Serrano (Coords.), *Ciencia para las políticas públicas. Informe de transferencia de conocimiento* (pp. 22-30). Consejo Superior de Investigaciones Científicas. https://digital.csic.es/bitstream/10261/329667/3/01_S4P_CIENCIA_PARA_POLITICAS_DIGITAL.pdf

- Walker, K. (2021). Cuando plantar árboles es perjudicial. *DW Español*. <https://www.dw.com/es/cuando-plantar-%C3%A1rboles-es-m%C3%A1s-perjudicial-que-be-neficioso/a-56960325> (Consultado: Septiembre 30, 2024).
- Wionczek, M. S. (1983). Obstáculos para la aplicación de la ciencia y la tecnología al desarrollo económico y social de los países menos desarrollados. *El Trimestre Económico*, 50(4), 519–538. <https://repositorio.esocite.la/409/1/Wionczek1983-ObstaculosAplicacionCienciaTecnologia.pdf>
- Yin, Y., Gao, J., Jones, B., & Wang, D. (2021). Coevolution of policy and science during the pandemic. *Science*, 371(6525), 128–130. <https://doi.org/10.1126/science.abe3084>

Recibido: 15.12.2024

Aceptado: 10.07.2025

REVIEWS

Assessing the Accuracy of Global Canopy Height Models: A Comprehensive Review

Evaluación de la Exactitud de Modelos Globales de Altura del Dosel: Una revisión exhaustiva

José Daniel Lencinas * 

* Corresponding author: National Council for Scientific and Technical Research (CONICET),
Andean Patagonian Forest Research and Extension Centre (CIEFAP), National University of Patagonia San Juan Bosco,
Esquel, Argentina, jdencinas@ciefap.org.ar

SUMMARY

Accurate measurements of canopy heights play a pivotal role in estimating vegetation biomass. The Advanced Topographic Laser Altimeter System (ATLAS), and the Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) have significantly improved LiDAR capability for three-dimensional mapping. Global canopy height maps were released at medium to very high spatial resolutions: Land and Vegetation Height (ATLAS-ATL08 product), Global Forest Canopy Height Map (GFCH), the High-Resolution Canopy Height Model of the Earth (HRCH), and Global Map of Tree Canopy Height (GMTCH). This study aimed to provide a review of the accuracy assessment results of the recent global canopy height maps, by comparing them with independent airborne laser scanning (ALS) data. According to the findings, global canopy height models were mainly validated in boreal and temperate forests, primarily in North America, Europe, and Oceania. ATL08 canopy heights underestimated canopy heights in most cases, reporting mean errors (MEs) less than -2.3 m, and root mean square errors (RMSEs) ranging from 2.9 m to 7 m. GFCH showed larger negative vertical offsets with MEs ranging from -3.8 m to -14 m (RMSEs 9 m - 18 m). On the other hand, HRCH tended to overestimate (MEs 1.7 m - 6.0 m, RMSEs 8 m - 11 m) most forested areas. GMTCH consistently underestimated the height of all canopies with MEs ranging from -7 m to -12 m (RMSEs 10 m - 17 m). Recommendations are provided to enhance the global availability of independent ALS data, and potential application for the maps are recognized.

Keywords: spaceborne LiDAR, ALS surveys, artificial intelligence, open-access databases.

RESUMEN

Las mediciones precisas de la altura del dosel forestal desempeñan un rol fundamental en la estimación de la biomasa vegetal. El Advanced Topographic Laser Altimeter System (ATLAS), y el Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) han mejorado significativamente la capacidad de los datos LiDAR para el mapeo tridimensional. Se publicaron Mapas globales de altura del dosel de media a muy alta resolución espacial: Altura del Suelo y Vegetación (producto ATLAS-ATL08), Mapa Global de Altura del Dosel Forestal (GFCH), Modelo de Alta Resolución de Altura del Dosel Forestal de la Tierra (HRCH) y el mapa global de altura de árboles (GMTCH). El objetivo del estudio fue proporcionar una revisión del análisis de exactitud de los recientes mapas globales de altura del dosel, comparándolos con datos independientes de LiDAR aerotransportado (ALS). De acuerdo a los resultados, los modelos globales de altura del dosel fueron principalmente validados en bosques boreales y templados de Norteamérica, Europa y Oceanía. Las alturas del dosel de ATL08 subestiman la altura en la mayoría de los casos, reportando errores medios (MEs) menores a -2.3 m y errores cuadráticos medios (RMSs) en un rango entre 2.9 m y 7 m. GFCH mostró desplazamiento vertical negativo más alto con MEs en el rango de -3,8 m a -14 m (RMSEs 9 m - 18 m). Por otro lado, HRCH tendió a sobreestimar (MEs 1.7 m - 6.0 m, RMSEs 8 m - 11 m) la mayoría de las áreas con bosques. GMTCH subestimó consistentemente la altura de todo el dosel con MEs en el rango de -7 m a -12 m (RMSEs 10 m - 17 m). Se realizan recomendaciones para mejorar la disponibilidad global de datos independientes ALS, y se identifican potencial utilización de los mapas.

Palabras clave: LiDAR espacial, relevamientos LiDAR aerotransportado, inteligencia artificial, base de datos de acceso abierto.

INTRODUCTION

Accurate measurements of canopy heights play a pivotal role in estimating vegetation biomass and carbon stocks. Allometric equations are used to estimate forest biomass in non-destructive approaches (Yang et al., 2022). Power relationship exists between most allometric models and diameter at breast height (DBH) which is strongly related to height. Light Detection and Ranging (LIDAR) technology has become a dominant data collection tool for measuring vertical forest structures and for estimating aboveground biomass (Borsah et al., 2023). Rapid and accurate retrieval of vegetation canopy surfaces and the underlying topography is also essential for gaining a deeper understanding of terrestrial ecosystem functions and services (Friedlingstein et al., 2020). LiDAR has emerged as a reliable technology for characterizing surface topography and vertical canopy structure as it can provide detailed and precise three-dimensional information about surface objects (Narine et al., 2019). Monitoring terrain elevation and vertical canopy structure on a large spatial scale is best achieved through spaceborne LiDAR technology (Xi et al., 2022). Due to their high data acquisition costs, neither terrestrial nor airborne LiDARs are suitable for large-scale observations of terrestrial ecosystems (Lu et al., 2024).

The launched ICESat-2 equipped with the Advanced Topographic Laser Altimeter System (ATLAS) in 2018, and the Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) installed aboard the International Space Station (ISS) as of 2019 has significantly improved LiDAR capability for constructing detailed three-dimensional mapping (Wang et al., 2024). Based on these sensors, many researchers in the last decade have built statistical (Potapov et al., 2021) or machine learning models (Lang et al., 2023) to retrieve canopy height at regional (Duncanson et al., 2020, Dora-ro-Roda et al., 2021, Liu et al., 2022, Liu & Wang, 2022) and global scales (Potapov et al., 2021, Lang et al., 2023) mainly by integration with optical spaceborne data. Recently, statewide (Kacic et al., 2023, Schwartz et al., 2024, Alvites et al., 2025) and global canopy height maps (Tolan et al., 2024) were released at medium to very high spatial resolutions, using artificial intelligence (AI) modeling that integrate multi-stream remote sensing data. The models utilize mainly GEDI measurements, but also airborne laser scanning (ALS) datasets (Tolan et al., 2024), along with spatially continuous satellite optical and/or SAR datasets.

Continuous pixel by pixel spatial coverage of data, i.e., wall-to-wall data, on tree height and canopy structure is used to estimate aboveground woody biomass (Duncanson et al., 2022). Only if the accuracy and uncertainty of forest parameters maps are comprehensively assessed and quantified will they meet the needs of the user communities (Duncanson et al., 2019, Labrière et al., 2023). According to the requirements of the German National Forest Inventory, the error tolerance for tree height measurement is set at $\pm 5\%$ for coniferous trees and $\pm 10\%$ for deciduous

trees, with a maximum error cut-off of ± 2 m for both tree types (Riedel et al., 2020). The accuracy requirements are higher, with a maximum acceptable error below 1.5 meters when height estimations support forest management decisions (Fassnacht et al., 2025).

This study aims to provide a review of the accuracy assessment results of the recent global canopy height maps, by comparing them with independent ALS data. The work highlights the limitations and potential applications of the global canopy height models, and offers recommendations to enhance the availability of ALS data for accuracy assessment.

METHODS

Datasets. The Ice, Cloud, and land Elevation Satellite (ICESat) pioneered the use of spaceborne LiDAR technology in measuring Earth's surface topography and vegetation canopy height. The sole instrument on ICESat was the Geoscience Laser Altimeter System (GLAS), a space-based LiDAR. The GLAS lasers emitted infrared and visible laser pulses and produced a series of approximately 70 m diameter laser spots that were separated by nearly 170 m along the spacecraft's ground track (Simard et al., 2011). ICESat concluded its mission in 2009. Since then, a new generation of LiDAR instruments has been currently collecting height measurements for sample locations from space across the Earth's surface.

Advanced Topographic Laser Altimeter System (ATLAS). The satellite ICESat-2 was launched in 2018 and equipped with the ATLAS that adopts multi-beam micro-pulse photon counting technology and is based on single-photon detection technology. Single-photon sensitive LiDAR systems are able to detect individual photons from the reflected pulse as opposed to linear-mode instruments that require thousands of photons in order to detect a return. This allows the laser to be operated with lower energy pulses and higher repetition rates (Neumann et al., 2019).

The ATLAS instrument transmits three pairs of laser beams at a wavelength of 532 nm. Each pair consists of one strong-energy beam and one weak-energy beam, with an energy ratio of approximately 4:1. The strong beams are designed to measure low-reflectivity surfaces, such as oceans and vegetation, where a higher signal-to-noise ratio is necessary. In contrast, the weak beams are optimized for high-reflectivity surfaces, such as ice and snow, where the strong beams could potentially saturate the detector (Neumann et al., 2019). The beam configuration results in three pairs of parallel profiles spaced by 3.3 km (in-between pairs spacing of 90 m) on the ground. ICESat-2 has an orbital repeat cycle of 91 days, although the laser pointing direction is slightly shifted off-nadir at every repeat cycle over land to enhance the spatial distribution of measurements in the mid-latitudes (Neuenschwander & Pitts, 2019). Each ATLAS beam results in footprints of approxi-

mately 11 m in diameter at the ground level spaced by 70 cm in the along-ground track direction (Magruder et al., 2020, Neuenschwander et al., 2020). However, the number of photons that return to the telescope depends on surface reflectivity and cloud cover. As such, the spatial resolution of signal photons varies. The geolocation accuracy of ATLAS pulses is expected to be well within the mission requirement of 6.5 m (Magruder et al., 2020). Since ICESat-2 has a near-polar orbit, it has dense footprint coverage in high latitude regions (Neuenschwander et al., 2020).

Although ICESat-2 was not designed primarily for characterizing vegetation structure and biomass, a land and vegetation height product is generated that estimates forest canopy heights globally. ICESat-2 provides data products at four different levels. ATL08 (Land and Vegetation Height) data is a product that records photon classification as well as estimated terrain height and canopy height arranged in the 100 m segments along the ground track (National Snow and Ice Data Center, 2018; Neuenschwander et al., 2023).

Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI). The GEDI was specifically designed to observe vertical structure and biomass of vegetation on the Earth's surface. GEDI is operated at an orbital altitude of approximately 400 km onboard the ISS. It has been collecting data since April 2019. GEDI emits pulses with a long near-infrared wavelength of 1064 nm and collects data over eight parallel ground tracks. Footprints have a 25 m diameter and are spaced every 60 meters (along-track) and 600 meters (across-track). Its across-track width is about 4.2 km, meaning it scans a swath 4.2 km wide from side to side as it moves forward along the ISS orbit (Hofton & Blair, 2019, Dubayah et al., 2020). Unlike ATLAS, GEDI is a full-waveform sensor, which means that the intensity of returned energy, after reflection from the Earth's surface, is recorded as a function of time (Hancock et al., 2019).

For each footprint, the LiDAR waveform backscattered is recorded and processed to provide GEDI data products at footprint level. For example, GEDI L1B provides geolocated full waveform LiDAR data, capturing the energy returned from Earth's surface and vegetation, including elevation and waveform shape. GEDI L2A builds on L1B by processing the waveforms to derive vegetation structure metrics such as Relative Heights (RH_x, at the xth percentile), canopy height, ground elevation, multiple algorithm settings, and geolocation data (Tang et al., 2019). RH_x are derived from the waveform and represent the vertical position below which x% of the total cumulative energy of the waveform has been returned. RH100 indicates the top-of-canopy return, 100% of energy returned, and approximates the maximum canopy height. The ISS's low orbit, size and shape results in increased mechanical vibrations and greater variations in orientation and altitude than traditional Earth Observation satellites. Consequently, the horizontal position precision of GEDI footprints was ex-

pected at 10 m after calibration (Dubayah et al., 2020). For GEDI products' first version (v1), released before in-flight calibration, the mean 1 σ horizontal geolocation error reached 23.8 m. After a calibration process accounting for geolocation biases, a second data (v2) version was released in April 2021 with a positioning error estimated at 10.2 m, with a final targeted accuracy of eight m (Beck et al., 2021). GEDI initially planned to last two years and collected four years of data from 2019 to 2023. After a period of hibernation on the ISS from March 2023 to April 2024, GEDI has returned to its original spot on the ISS to begin collecting data through 2030 and is expected to cover, at most, 4% of the land surface (GEDI, 2024).

The GEDI footprint-level products represent a point sample of a limited portion of the land area, which restricts the resolution of gridded mission products. In contrast, satellite missions such as Landsat or Sentinel-2, deliver freely accessible archives of optical images and offer longer-term global coverage at high spatial and temporal resolution. Sensor fusion between GEDI and multispectral optical imagery has the potential to overcome the limitations of each individual data source. Based on this perspective, recently, global canopy height maps have been released.

Global forest canopy height map (GFCH). Potapov et al. (2021) employed Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) and global Landsat analysis-ready data to extrapolate GEDI footprint-level forest canopy height measurements, creating a 30 m spatial resolution global forest canopy height map (GFCH) for the year 2019 (University of Maryland, 2019).

High-Resolution Canopy Height Model of the Earth (HRCH). Lang et al. (2023) have developed a deep learning method by fusing GEDI observations (RH98, the relative height at which 98% of the energy has been returned) with Sentinel-2 images to produce a global map of canopy-top height, with 10 m ground sampling distance for the year 2020. Furthermore, Lang et al. (2023) designed a method to quantify predictive uncertainty for the HRCH, taking into account, on the one hand, the inevitable noise in the input data and, on the other hand, the uncertainty of the model parameters resulting from the lack of reference data for certain conditions. The generated HRCH model includes thus quantitative explicit uncertainty estimates and can be used to identify erroneous estimates (Lang et al., 2022).

By employing a more sophisticated method involving AI and multi-source remote sensing, Tolan et al. (2024) developed a very high resolution global canopy height model.

Global Map of Tree Canopy Height (GMTCH). Meta (2025) (<https://www.meta.com>) and World Resources Institute (2025) released the Global Map of Tree Canopy Height (GMTCH) in 2024 at a 1 meter resolution. Vision Transformer (ViT) was pretrained in a self-supervised fashion using 18 million WorldView-2, -3, and Quickbird II

images from 2017 to 2020 and a dense prediction decoder was trained against aerial LiDAR maps (Tolan et al., 2024). To mitigate the effect of the limited geographic distribution of available ALS data, the developers of GMTCH employed a second regression network trained on RH95 GEDI data to rescale the ALS network outputs (Tolan et al., 2024). GMTCH should capture any vegetation that is higher than one meter and with a canopy diameter of more than three meters. Tolan et al. (2024) did not provide information regarding the estimation of the predictive uncertainty.

A systematic review was conducted to identify and select the most recent literature sources based on the statement of Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA) (Page et al., 2021). The outcomes were limited to i) peer-reviewed scientific publications over the last 5 years, ii) regional studies assessing the accuracy of global canopy height covers (ATL08, GFCH, HRCH, GMTCH), by comparison to independent ALS data, iii) scientific publications that are written in English, German or Spanish. Regional studies in this context involve comparisons with independent ALS data from forests across at least two countries, or over regions exceeding 1,000 km² when considering ALS data from forests within a single country.

The following statistics were mainly surveyed;

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{GCHMi} - h_{REFi}) \quad [1]$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |h_{GCHMi} - h_{REFi}| \quad [2]$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{GCHMi} - h_{REFi})^2} \quad [3]$$

where ME is mean error, MAE is mean absolute error, RMSE is root mean squared error, h_{GCHMi} is the i th canopy height from the global canopy height map, h_{REFi} is the corresponding canopy height from the independent ALS data, and n is the number of samples.

The conceptual processing used for LIDAR-independent data involves that ALS datasets as point cloud format are rasterized along a high-resolution grid, and used to estimate canopy height by subtracting the lowest quantile heights (ground surface) from the heights of the highest quantiles (top of canopy). This allows the computation of “true” height maps. A positive mean error (ME) indicates that the canopy height model (CHM) overestimates heights on average, while a negative ME indicates underestimation. ME can mask the true magnitude of individual errors due to cancellation of positive and negative values, so it does not reflect the magnitude of errors well. MAE provides the average magnitude of the errors, regardless of their direction (positive or negative) offering a clearer measure of overall accuracy. RMSE quantifies the typical error magnitude and is more sensitive to outliers or large deviations than MAE.

RESULTS

A lack of systematic information regarding the parameters reported on the accuracy of the independent ALS data was observed. The independent ALS data were mostly available as point cloud format (e.g., Moudrý et al., 2024; Rai et al., 2024). On the other hand, high-resolution canopy height models derived from small-footprint ALS campaigns were utilized. This is, for example, the study conducted by Lang et al. (2023), who referenced Liu et al. (2023) to obtain ALS information. Only a few authors, such as Queinnec et al. (2021), reported the vertical accuracy of the independent ALS data in both areas, unobstructed by vegetation, and those with vegetation. In this case, the specified value of vertical accuracy in vegetated areas was included in Table 1.

According to Table 1, independent ALS data were generated with a point density between 0.5 and 55 points m². Vertical errors of the independent ALS data were mostly below 0.36 m.

Due to the temporal mismatch between satellite data used for generating global canopy heights and independent ALS data, researchers verified whether the differences in canopy height were caused by selective logging activities (Rai et al., 2024) or wildfires (Lang et al., 2023).

Several studies have already contributed to the validation of ATL08 accuracy, and reported higher accuracies for terrain than for canopy height estimations. Neuenschwander et al. (2020) quantified the accuracy of terrain and canopy height from ATL08 using ALS data collected in southern Finland. Neuenschwander *et al.* (2020) reported that canopy height estimations were dependent on the strength of the ATLAS beam, indicating that the strong beam consistently provided better estimates than the weak beam. ATL08 incorporating data acquired during the summer months had the lowest canopy height errors (ME $\approx$ 0.5 m, RMSE $\approx$ 2.5 m).

In snow conditions, the canopy height errors were larger (ME $\approx$ 1.1 m, RMSE $\approx$ 2.7 m). The mean error for all beams was estimated to be 3.05 m (Neuenschwander et al., 2020). For ATLAS data acquired in all seasons and lighting conditions, and when only the results from the strong beam are taken into consideration, Neuenschwander et al. (2020) assessed a mean error of -0.86 m in forest land cover classes. They also concluded that canopy heights were most accurate when canopy cover ranged from 40% to 85%.

The study of Queinnec et al. (2021) contributes to the characterization of ATL08 data for vegetation structure retrieval by comparing it to airborne ALS data acquired over a range of Canada’s boreal maturity forest-classes. According to Queinnec et al. (2021), ATLAS photons returned from the top of the canopy underestimated canopy height by an average of 2.3 m overall and corresponded most strongly to the 90th percentile of coincident airborne LiDAR returns (RMSE 2.9 m). The lowest average under-

Table 1. Accuracy assessment of global canopy height models based on independent ALS data, ALS surveying parameters, main forest types, and categorization into continents according to the location of the independent data.

Evaluación de la exactitud de modelos globales de altura del dosel en base a datos independientes de LiDAR aerotransportado, parámetros de los relevamientos con LiDAR aerotransportado, principales tipos de bosques y categorización en continentes según localización de los datos independientes.

GCHM	Independent ALS data/ ppms / vertical height error (m)	Accuracy Assessment (m)	Main forest types	Author	C
ATL08	Optech ALTM Gemini / 0.5-1 / < 0.15	ME: -0.9	Boreal zone, mix of broadleaf and coniferous forest.	Neuenschwander et al. (2020)	Eu
	SPL100 / 40 / 1.9	ME: -2.3 RMSE: 2.9	Boreal zone, mix of broadleaf and coniferous forest.	Queinnec et al. (2021)	Na
	Riegl LMSQ680i / 4-55 / ≤ 0.15	ME: -1.2 to -2.1 RMSE: 5.1 to 7	Temperate broadleaf forest. mixed coniferous forest.	Moudrý et al. (2022)	Eu
	Leica ALS70-80, Riegl VQ1560i-ii / 2-2.7 / 0.1	ME: -0.5 to -1.9 RMSE: 3.6 to 4.9	Temperate deciduous forest, evergreen and mixed forest.	Rai et al. (2024)	Na
GFCH	G-LiHT, ALTM 3100, Riegl LMS-Q560 / 1- 10 / <0.35	ME: -3.8 MAE: 6.4 RMSE: 9.1	Temperate (coniferous, broadleaf), tropical forest.	Potapov et al. (2021)	Na Ao Af
	⁽¹⁾ LVIS and other LiDAR sensors / ≈5 / <0.18	ME: -4.5 MAE: 6.7 RMSE: 9.1	⁽²⁾ Temperate (coniferous, broadleaf), mediterranean forest, tropical (coniferous, broadleaf), tropical dry broadleaf forest.	Lang et al. (2023)	Na Eu Af
	⁽³⁾ Optech Galaxy T2000 / 8 / < 0.3, Optech ALTM Gemini / 5-9 / 0.1-0.5	ME: -4 to -14 RMSE: 10 to 18	⁽⁴⁾ Temperate coniferous, broadleaf, mixed conifer forests and plantation forests.	Moudrý et al. (2024)	Na Eu Ao
	⁽¹⁾	ME: 1.7 MAE: 6.3 RMSE: 7.9	⁽²⁾	Lang et al. (2023)	Na Eu Af
HRCH	⁽³⁾	ME: 4 to 6 RMSE: 9 to 11	⁽⁴⁾	Moudrý et al. (2024)	Na Eu Ao
GMTCH	Optech Gemini, Galaxi and Riegl Q780 / 5-30 / <0.15, Leica ALS50 / ≈10 / <0.36	ME: 0.6 MAE: 2.8 RMSE: 4.4	Temperate coniferous and broadleaf forests, mixed conifer forests. Tropical forest.	Tolan et al. (2024)	Na Sa
	⁽³⁾	ME: -7 to -12 RMSE: 10 to 17	⁽⁴⁾	Moudrý et al. (2024)	Na Eu Ao

GCHM: Global canopy height models, ppms: points per square meter. ATL08: Land and Vegetation Height, GFCH: Global Forest Canopy Height map, HRCH: High-Resolution Canopy Height Model, GMTCH: Global Map of Tree Canopy Height, ME: Mean error, MAE: Mean absolute error, RMSE: Root mean square error, C: Continent, Na: North America includes Middle America (comprising the Caribbean, Central America, and Mexico) and Northern America, Sa: South America, Eu: Europe, As: Asia, Ao: Australia/Oceania, Af: Africa.

estimation was observed in homogeneous stands that were relatively simple, single-layered with a single dominant species (RMSE 2.5 m). Queinnec et al. (2021) also observed the least agreement of ATL08 and forest structural metrics in over-mature stands with complex structures and greater variability in canopy heights (RMSE 3.5 m).

Moudrý et al. (2022) evaluated the vertical accuracy of ATL08 terrain and canopy height in three Central European mountain ranges and their surrounding areas situated in Germany, Czech Republic, and Poland by comparing them with the digital terrain model and canopy height model derived from ALS data. Their results indicated that

in summer canopy height in broadleaf/mixed as well as coniferous forests are underestimated on average by 2.1 m and 1.2 m, respectively. In winter, however, the underestimation increased to 8.5 m and 5.7 m, respectively. Moudrý *et al.* (2022) found that the overall RMSEs were 7.03 m and 5.09 m for the weak and strong beams, respectively.

Also, Rai *et al.* (2024) assessed the performance of ATL08 canopy height metrics by evaluating their agreements with ALS-derived canopy height datasets in a region of Mississippi, United States. They found that ATL08 canopy heights underestimated ALS canopy heights across forest types with the smallest underestimation in evergreen (ME -0.47 m, RMSE 3.63 m) and largest in deciduous forest (ME -1.92 m and RMSE 4.95 m). ATL08 underestimated 1.36 m (RMSE 4.35 m) the independent ALS data in mixed forest. ATL08 seemed to overestimate canopy heights for height classes below 10 m. When canopy cover was greater than 65% and up to 90%, a best agreement between ATL08 and ALS height metrics was by Rai *et al.* (2024) observed.

Potapov *et al.* (2021) compared GFCH with independent ALS data collected from the USA, Mexico, the Democratic Republic of the Congo, and Australia. They found that GFCH underestimated forest height (ME -3.8 m) and revealed an RMSE of 9.07 m. The error distribution suggests that the mean underestimation was greater within short (3 m) and tall forests (above 21 m height). The errors in GFCH reported by Potapov *et al.* (2021) are greater than those found in the ATL08 accuracy assessments of the aforementioned studies.

Lang *et al.* (2023) compared the GFCH and HRCH with independent ALS data corresponding to 11 country areas mainly in North and Central America and Europe, and Gabon covering a diverse range of vegetation heights and biomes. Lang *et al.* (2023) found that GFCH had an RMSE of 9.1 m, an MAE of 6.7 m, and a ME of -4.5 m, and showing similar ME, MAE, and RMSE as validation of GFCH provided by Potapov *et al.* (2021). Moudrý *et al.* (2024) assessed the accuracy of three modeled global canopy height maps (GFCH, HRCH, and GMTCH) using ALS data obtained in Switzerland, New Zealand, and California. Regarding GFCH, they reported that MEs varied from -4.0 m to -14.0 m, and RMSE values ranged from 10 m to 18 m.

By assessing HRCH, Lang *et al.* (2023) reported an RMSE of 7.9 m, an MAE of 6.3 m, and a ME of 1.7 m compared to ALS data. Moudrý *et al.* (2024) determined higher errors, with RMSE varying from 9 m to 11 m, while ME positively ranged from 4 m to 6 m.

Tolan *et al.* (2024) evaluated the Global Map of Tree Canopy Height (GMTCH) performance against various metrics, including an independent validation dataset of ALS available for the USA and Brazil. Tolan *et al.* (2024) reported that GMTCH produces an average ME of 0.6 m (MAE 2.8 m, RMSE 4.4 m). On the other hand, the accuracy assessment conducted by Moudrý *et al.* (2024)

revealed that GMTCH, when compared with independent ALS data from Switzerland, New Zealand, and California, consistently underestimated the height of all canopies regardless of their height. Moudrý *et al.* (2024) reported large errors with RMSEs ranging from 10 m to 17 m and MEs spanning from -7 m to -12 m.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

ALS system are valuable to validate canopy height estimations from other sources like satellite data, although it has inherent errors, that can lead to distortions in all three dimensions, which must be considered when using ALS data as independent datasets. These errors can arise from various factors, including sensor limitations, environmental conditions, and data processing techniques. A study by Prieur *et al.* (2022), indicated the differences of laser beams penetration in thicker canopies by comparing airborne LiDAR sensors with green wavelength (e.g., SPL 100) or infrared (IR) channels (e.g., Riegl 680i). This also affects the terrain modeling. Terrain-induced canopy height differences are mainly determined by the slope gradient and the crown radius. When the laser hit is on the edge of the crown, and is in the upslope direction, the maximum height difference is expected to be observed. Steeper slopes and larger crowns cause the largest differences (Duan *et al.*, 2015). ALS data is also vulnerable to uncertainties depending on the season, under leaf-on or leaf-off forest canopy conditions (Davison *et al.*, 2020).

Independent ALS data used for accuracy assessments were available as ALS-based canopy height maps or point clouds. The advantage of accessing the original data as point clouds, is that researchers can calculate top of canopy over different scenarios of RHx metrics, to provide the closest alternative for comparison to the canopy-top height definition (e.g., RH95, RH98) applied to generate the global canopy height (Rai *et al.*, 2024).

According to Goodbody *et al.* (2021), ALS data with more than 10 points per square meter can be used to detect individual crowns and terrain features. Based on Table 1, some studies did not meet this benchmark. Concerning the vertical precision of the independent ALS data, this study shows mostly errors below 0.36 m. The reported errors could also contribute to the overall error when analyzing the accuracy of global canopy maps. The major error (1.9 m) indicated by Queinnec *et al.* (2021) must be taken with caution, as it was determined by comparing SPL100 data with the ground-measured height of the tallest trees.

Table 1 indicates that global canopy height models were most frequently validated in boreal and temperate forests, primarily in North America, Europe, and Oceania, with limited accuracy assessments in tropical forests of Africa and South America. A major challenge in applying spaceborne data to generate global canopy height maps is the relative scarcity of ALS data that is publicly available to the scientific community. This lack can negatively

impact the generalizability of models (Schacher et al., 2023). Although ALS data are regularly acquired in various countries, ALS surveys and their metadata are not always easily accessible (Ouaknine et al., 2025). Fogel et al. (2024) highlighted that a crucial step in improving the transparency of product evaluations from global satellite missions, is to systematically organize the parameters of ALS surveys. Important metadata to report includes the flight date, type and model of LiDAR, point density, horizontal and vertical accuracy, as well as whether it refers to vegetated or non-vegetated areas. Additionally, factors such as terrain roughness, phenological condition of the vegetation during the ALS surveys, attributes related to structure attributes (e.g., dominant height, species composition, and density) of the reference sites are essential for enhancing the understanding of accuracy assessment findings (Stereńczak et al., 2020).

ALS provides precise measurements of canopy height but its high cost and logistical requirements make frequent data acquisition impractical (Coops et al., 2021). Consequently, complementary and synergistic information to independent ALS data, derived from terrestrial LiDAR surveys, or UAV-mounted LiDAR, at plot or tree scale, will also require enhanced systematization and accessibility.

Ongoing multiscale efforts aim to fill this gap. GlobALS was developed by a group of international researchers working at the interface between remote sensing and the ecological sciences to establish a worldwide network of ALS data willing to work together to support natural resource and biodiversity monitoring (Stereńczak et al., 2020). Ouaknine et al. (2025) introduced the OpenForest catalog, which consolidates 86 open-access forest datasets, including various spatial scales and types of recordings such as inventories, ground-based, aerial-based data, including ALS surveys, and satellite datasets. The network does not collect data itself but collects metadata and facilitates networking and collaborative research among the end-users and data providers. GlobALS covers test sites in Europe, Asia, and Africa. The network has a structured database about ALS and field information, extending it to metadata related to, among others, biomass expansion factors and terrestrial laser surveys. At regional scale, Keller et al. (2024) created a platform to free access to ALS data covering the Amazon rainforest, Cerrado, and Atlantic rainforest. It is hosted at Embrapa Agricultural Informatics (Embrapa Digital Agriculture, 2016). Fogel et al. (2024) generated Open-Canopy, the first open-access, country-scale benchmark with both very high resolution imagery and ALS-based canopy height maps at 1.5 m spatial resolution across France.

Another important aspect is that accuracy assessments with independent ALS data will require not only the availability of data in the under-surveyed forest regions, but it is also relevant to generate repeat measurements (Atkins et al., 2023), that is, new ALS measurements of canopy structure collected systematically at the same site. In light

of the trend that global canopy maps will be periodically updated (Alvites et al., 2025) repeat measurements will enhance the calibration and/ or validation methods of the global maps.

Open-access long-term field plot databases are improving spatial coverage in tropical forests across Africa, Asia and South America, e.g., African Tropical Rainforest Observation Network (AfriTRON, 2020), ForestPlots (2014) and Amazon Forest Inventory Network (RAINFOR, 2025). Collaborative efforts in tropical forest networks to promote and integrate ALS data could serve as a strategy to enhance the global availability of independent validation data.

According to the results of the accuracy assessment presented in the Table 1, ATL08 canopy heights underestimated ALS canopy heights, reporting negative mean errors between -0.5 m and -2.3 m and RMSE < 7 m. Moudrý et al. (2022) and Rai et al. (2024) found that height errors were lower in coniferous forests than in deciduous ones because of the complex structure, and seasonal variability, which reduce accuracy. There was a stronger agreement in canopy heights measured with strong beam at night. This is due to the strong beam having greater penetration and can extract canopy information more accurately. Data acquired at night are less affected by background noise caused by the solar radiation (Rai et al., 2024). ATL08 overestimates tree heights for shorter trees and underestimates the heights of taller (Rai et al., 2024). These findings align with those of Liu et al. (2021), who found that ICESat-2 tend to overestimate canopy height in dwarf shrublands.

Evaluating specific factors is essential for obtaining a deeper understanding when analyzing the results. Undulating terrain conditions with dense forest cover can seriously affect the number of photons reaching the ground and the precision of photon classification, thus further influencing the extraction of digital terrain model (DTM) and canopy height model data (Neuenschwander et al., 2020, Dong et al., 2021). Some previous studies have reported that the RMSE between ICESat-2 DTM and airborne LiDAR DTM can be less than 1 m in flat regions, while the RMSE of forest canopy height can be as high as 4.5-5.5 m in hilly areas, and the major errors are from the low accuracy of DTM (Xing et al., 2020). As terrain slope increases, the accuracy of ICESat-2 DTM becomes worse (Wang et al., 2019). Queinnec et al. (2021) highlight that ATL08 mean canopy height deteriorates with the increasing terrain slope. This finding concurs with the study of Moudrý et al. (2022).

Forest cover also greatly impacts the retrieval accuracy. As forest cover increases, the accuracy of DTM and canopy height derived from ATLAS decreases (Dong et al., 2021). The best accuracy of the canopy height estimation is observed for canopy cover ranging from 40% to 60% (Moudrý et al., 2022). Rai et al. (2024) show that areas with 65% and 90% forest cover had best agreement. Another factor that shows a strong impact on the accuracy

is the underestimation of the mean forest canopy height, resulting from the presence of snow on the terrain (Moudrý et al., 2022).

Accuracy assessment of GFCH consistently shows a negative vertical offset for forested areas within a range of -3.8 m to -14 m, while the RMSE values vary from 9 m to 18 m. The errors (ME and RMSE) are larger than those reported for ATL08 data.

The HRCH map reveals a positive vertical offset with ME from 1.7 m to 6.0 m and RMSE values ranging from 8 m to 11 m. Moudrý et al. (2024) report that HRCH overestimates the height of low canopies (up to 10 m high) on average by 10 m and overestimates the height of tall canopies (taller than 30 m).

Comparing GFCH and HRCH, Lang et al. (2023) assess that GFCH map underestimates the independent ALS data in all regions, while HRCH mostly tends to overestimate it. The strongest differences are observed in regions with a high average canopy height (> 32 m, e.g., at locations in Gabon), where the GFCH map has MEs ranging from -5.9 m to -7.9 m, and HRCH yields MEs of -4.8 m to 1.5 m. Qualitatively, the HRCH model captures structure within high vegetation, where GFCH saturates (Lang et al., 2023).

Considering that the global GFCH and the HRCH were developed by integrating the GEDI data with spaceborne passive optical images, it is highlighted that also slope, aspect, land cover, density of canopy cover, and the selected dataset according to plant growing season have shown to influence GEDI estimations (Pourrahmati et al., 2023, Schleich et al., 2023). With this in mind, some additional considerations need to be made about other sources of error. The observed underestimation of the GFCH compared to the ALS data can be attributed to several factors; radiometric quality of the multitemporal imagery, relatively low observation frequency, the uncertainty of reference data and the regression tree model employed. Furthermore, the medium spatial resolution of Landsat images restricts the accurate mapping of the heights of the tallest forests (Potapov et al., 2021). Lang et al. (2023) emphasizes that the HRCH model shows limitations stemming from the lower effective spatial resolution at which individual vegetation features can be identified. As a consequence of the GEDI reference data used to train the model, each map pixel effectively indicates the largest canopy-top height within a GEDI footprint (≈ 25 m diameter) centred at the pixel. Two reasons further impact the effective resolution: the model never explicitly detect high-frequency variations of the canopy height between adjacent pixels, and misalignments caused by the geolocation uncertainty (15-20 m) of the GEDI v1 data (Lang et al., 2023).

On a global scale, Lang et al. (2023) conclude that some regions are subject to overall high predictive uncertainty, including tropical regions, but also regions in northern latitudes. This underlines the importance of modeling the predictive uncertainty of the canopy height map. Moudrý

et al. (2024) report that predictive uncertainty correlates well, at least as far as errors up to 12 m, with the absolute canopy height error of the HRCH map.

Moudrý et al. (2024) find larger errors in GMTCH than those found by Tolan et al. (2024). Moudrý et al. (2024) report that GMTCH consistently underestimated all canopies heights with MEs from -7 m to -12 m and RMSEs ranging from 10 m to 17 m.

The findings from the accuracy assessment of the three global models (GFCH, HRCH, and GMTCH) show that GMTCH and GFCH consistently underestimate the height of all canopies regardless of their height (Moudrý et al., 2024). Additionally, Moudrý et al. (2024) conclude that HRCH outperforms GMTCH and GFCH in estimating the height of tall canopies (taller than 30 m). The spatial resolutions of GMTCH drive the need to emphasize that modeled global canopy height maps require high geolocation accuracy of input data for modeling procedures.

Global canopy height models represent a significant advancement to map forest attributes. When combined with unprecedented high spatial resolutions, these maps offer new opportunities to gain deeper insights into forests from a global perspective. However, the errors still exceed by a factor of 1.4 to 8.5 times the accepted accuracy for heights, considering the RMSEs of the global models surveyed in this study. It should be noted, that tree height estimates with an RMSE greater than 3 m led to significant errors in tropical forests when height is used to calculate biomass, especially for the largest trees (Ojoatre et al., 2019). As mentioned, terrain roughness, forest cover density, tree phenology, and environmental conditions significantly affect the accuracy of global maps.

Fassnacht et al. (2024) address challenges related to the uptake of remotely sensed data in forestry concerning four specific topics: a) National Forest inventories, in this framework, it also encompasses landscape analysis, b) Management-level forest inventory, c) Plot-level measurements, and d) Temporally continuous forest monitoring. Canopy height maps are relevant for all these topics.

Topic a): Based on the assessed accuracy of the global canopy heights maps, HRCH can potentially be applied to simple relationships for biodiversity research at the landscape level as Moudrý et al. (2024) demonstrated. Currently, HRCH serves as auxiliary information for land cover classification in a country level (MapBiomass, 2024). The performance of vertical accuracy for height estimations of ATL08 is utilized for forest aboveground biomass retrieval at a regional scale by combining strong nighttime beams with optical imagery, as well as meteorological and topographic datasets (Ma et al., 2025). Compared to GFCH and HRCH, the sensitivity (i.e., recognizing transitions between forests and grasslands) of GMTCH is greater, providing better estimate of horizontal heterogeneity in canopy height at small spatial scales (Moudrý et al., 2024).

The use of global canopy heights maps at management- and plot-level (topics b and c) may require more accurate

height estimates than the current ones. The efforts to produce periodically global canopy height maps would provide a valuable tool for forest change detection (Topic d).

Since the availability of the recent global canopy height models, and to overcome limiting factors, the range of data integration has been broadened to continuously map forest height at higher temporal-spatial resolution. Statewide models for estimating canopy heights, particularly to enhance methodologies applied in mountain forests (Kacic et al., 2023; Schwartz et al., 2024; Alvites et al., 2025), along with countrywide approaches for detecting changes in canopy heights at the tree level (Fogel et al., 2024) have achieved notable progress in the field of canopy height mapping. These developments offer valuable insights for enhancing global models, expanding their applications to-

AUTHOR CONTRIBUTIONS

JDL designed the study and wrote the manuscript.

FUNDING

This research did not receive either external or internal funding.

ACKNOWLEDGMENTS

The author acknowledges the valuable advice of SE, University of Bern, Switzerland and Clara Pissolito of CIEFAP. The manuscript also benefited from the comments of anonymous reviewers for the early versions of this manuscript. The author would also like to thank the anonymous peer reviewers for their excellent suggestions.

REFERENCES

- African Tropical Rainforest Observation Network (AfriTRON). (2020). *AfriTRON: African Tropical Rainforest Observation Network*. <https://afritron.org/>
- Alvites, C., O'Sullivan, H., Francini, S., Marchetti, M., Santopuoli, G., Chirici, G., Lasserre, B., Marignani, M., & Bazzato, E. (2025). Canopy Height Mapper: A Google Earth Engine application for predicting global canopy heights combining GEDI with multi-source data. *Environmental Modelling & Software*, 183, 106268. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106268>
- Amazon Forest Inventory Network (RAINFOR). (2025). *RAINFOR: Amazon Forest Inventory Network*. <https://rainfor.org/>
- Atkins, J. W., Bhatt, P., Carrasco, L., Francis, E., Garabedian, J. E., Hakkenberg, C. R., Hardiman, B. S., Jung, J., Koirala, A., LaRue, E. A., Oh, S., Shao, G., Shao, G., Shugart, H. H., Spiers, A., Stovall, A. E. L., Surasinghe, T. D., Tai, X., Zhai, L., Zhang, T., & Krause, K. (2023). Integrating forest structural diversity measurement into ecological research. *Ecosphere*, 14(9), e4633. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4633>
- Beck, J., Wirt, B., Luthcke, S., Hofton, M., & Armston, J. (2021). Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Level 1B user guide (Version 2.0). USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center: NASA's Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). https://lpdaac.usgs.gov/documents/987/GEDI01B_User_Guide_V2.pdf
- Borsah, A. A., Nazeer, M., & Wong, M. S. (2023). LIDAR-based forest biomass remote sensing: A review of metrics, methods, and assessment criteria for the selection of allometric equations. *Forests*, 14(10), 2095. <https://doi.org/10.3390/f14102095>
- Coops, N. C., Tompalski, P., Goodbody, T. R., Queinnec, M., Luther, J. E., Bolton, D. K., White, J. C., Wulder, M. A., van Lier, O. R., & Hermosilla, T. (2021). Modelling LIDAR-derived estimates of forest attributes over space and time: A review of approaches and future trends. *Remote Sensing of Environment*, 260, 112477. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112477>
- Davison, S., Donoghue, D. N. M., & Galiatsatos, N. (2020). The effect of leaf-on and leaf-off forest canopy conditions on LiDAR-derived estimations of forest structural diversity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 92, 102160. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102160>
- Dong, J., Ni, W., Zhang, Z., & Sun, G. (2021). Performance of ICESat-2 ATL08 product on the estimation of forest height by referencing to small footprint LiDAR data. *National Remote Sensing Bulletin*, 25(6), 1294–1307. <https://doi.org/10.11834/jrs.20219449>
- Dorado-Roda, I., Pascual, A., Godinho, S., Silva, C. A., Botequim, B., Rodríguez-González, P., González-Ferreiro, E., & Guerra-Hernández, J. (2021). Assessing the accuracy of GEDI data for canopy height and aboveground biomass estimates in Mediterranean forests. *Remote Sensing*, 13(12), 2279. <https://doi.org/10.3390/rs13122279>
- Duan, Z., Zhao, D., Zeng, Y., Zhao, Y., Wu, B., & Zhu, J. (2015). Assessing and correcting topographic effects on forest canopy height retrieval using airborne LiDAR data. *Sensors (Basel)*, 15(6), 12133–12155. <https://doi.org/10.3390/s150612133>
- Dubayah, R., Blair, J. B., Goetz, S., Fatoyinbo, L., Hansen, M., Healey, S., Hofton, M., Hurr, G., Kellner, J., Luthcke, S., Armston, J., Tang, H., Duncanson, L., Hancock, S., Jantz, P., Marselis, S., Patterson, P. L., Qi, W., & Silva, C. (2020). The Global Ecosystem Dynamics Investigation: High-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. *Science of Remote Sensing*, 1, 100002. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2020.100002>
- Duncanson, L., Armston, J., Disney, M., Avitabile, V., Barbier, N., Calders, K., Carter, S., Chave, J., Herold, M., Crowther, T. W., Falkowski, M., Kellner, J. R., Labrière, N., Lucas, R., MacBean, N., McRoberts, R. E., Meyer, V., Næsset, E., Nickeson, J. E., Paul, K. I., Phillips, O. L., Réjou-Méchain, M., Román, M., Roxburgh, S., Saatchi, S., Schepaschenko, D., Scipal, K., Siqueira, P. R., Whitehurst, A., & Williams, M. (2019). The importance of consistent global forest aboveground biomass product validation. *Surveys in Geophysics*, 40(4), 979–999. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09538-8>
- Duncanson, L., Kellner, J. R., Armston, J., Dubayah, R., Minor, D. M., Hancock, S., Healey, S. P., Patterson, P. L., Saarela, S., Marselis, S., Silva, C. E., Bruening, J., Goetz, S. J., Tang,

- H., Hofton, M., & Zolkos, S. (2022). Aboveground biomass density models for NASA's Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) LiDAR mission. *Remote Sensing of Environment*, 270, 112845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112845>
- Duncanson, L., Neuenschwander, A., Hancock, S., Thomas, N., Fatoyinbo, T., Simard, M., Silva, C. A., Armston, J., Luthcke, S. B., Hofton, M., Kellner, J. R., & Dubayah, R. (2020). Biomass estimation from simulated GEDI, ICESat-2, and NISAR across environmental gradients in Sonoma County, California. *Remote Sensing of Environment*, 242, 111779. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111779>
- Embrapa Digital Agriculture. (2016). *Sustainable Landscapes WebGIS Brazil: A web system offering LiDAR data on Brazilian biomes*. Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa). <https://www.paisagenslidar.cnptia.embrapa.br/>
- Fassnacht, F. E., Mager, C., Waser, L. T., Kanjir, U., Schäfer, J., Buhvald, A. P., Shafeian, E., Schiefer, F., Stančić, L., Immitzer, M., Dalponte, M., Stereńczak, K., & Skudnik, M. (2025). Forest practitioners' requirements for remote sensing-based canopy height, wood-volume, tree species, and disturbance products. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 98(2), 233–252. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpae021>
- Fassnacht, F. E., White, J. C., Wulder, M. A., & Næsset, E. (2024). Remote sensing in forestry: Current challenges, considerations, and directions. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 97(1), 11–37. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad024>
- Fogel, F., Perron, Y., Besic, N., Saint-André, L., Pellissier-Tanon, A., Boudras, T., Fayad, I., d'Aspremont, A., Landrieu, L., & Ciais, P. (2024). Open-Canopy: Towards very high resolution forest monitoring. *Computer Vision and Pattern Recognition*. arXiv:2407.09392. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2407.09392>
- ForestPlots. (2014). *ForestPlots.net: Helping to measure, monitor, and analyse the world's tropical forests*. <https://forest-plots.net/>
- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Ciais, P., Le Quéré, C., Jackson, R. B., Canadell, J. G., Rühlemann, C., Tans, P. P., & Sitch, S. (2020). Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, 12, 3269–3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>
- GEDI. (2024). Mission status. *Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI)*. <https://gedi.umd.edu/return-of-the-gedi/>
- Goodbody, R. H. T., Coops, N. C., Luther, J. E., Tompalski, P., Mulverhill, C., Frizzle, C., Fournier, R., Furze, S., & Heriman, S. (2021). Airborne laser scanning for quantifying criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(7), 972–985. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0424>
- Hancock, S., Armston, J., Hofton, M., Sun, X., Tang, H., Duncanson, L. I., Kellner, J. R., & Dubayah, R. (2019). The GEDI Simulator: A large-footprint waveform lidar simulator for calibration and validation of spaceborne missions. *Earth and Space Science*, 6(2). <https://doi.org/10.1029/2018EA000506>
- Hofton, M., & Blair, J. B. (2019). Algorithm theoretical basis document (ATBD) for GEDI transmit and receive waveform processing for L1 and L2 products. *NASA Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC)*. https://lp-daac.usgs.gov/documents/581/GEDI_WF_ATBD_v1.0.pdf
- Kacic, P., Thonfeld, F., Gessner, U., & Kuenzer, C. (2023). Forest structure characterization in Germany: Novel products and analysis based on GEDI, Sentinel-1, and Sentinel-2 data. *Remote Sensing*, 15, 1969. <https://doi.org/10.3390/rs15081969>
- Keller, M., Batistella, M., & Gorgens, E. B. (2024). LiDAR survey on 765 hectares in Tumbira, Pará, Brazil, 2021. *Landscares Brazil Project*. Redape, V1. <https://doi.org/10.48432/TMJT7O>
- Labrière, N., Davies, S. J., Disney, M. I., Duncanson, L. I., Herold, M., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Quegan, S., Saatchi, S. S., Schepaschenko, D. G., Scipal, K., Sist, P., & Chave, J. (2023). Toward a forest biomass reference measurement system for remote sensing applications. *Global Change Biology*, 29(3), 827–840. <https://doi.org/10.1111/gcb.16497>
- Lang, N., Jetz, W., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2023). A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nature Ecology & Evolution*, 7(10), 1778–1789. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02206-6>
- Lang, N., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2022). *High-resolution canopy height model of the Earth (HRCH)*. [Data set]. ETH Zurich Research Collection. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000609802>
- Liu, A., Cheng, X., & Chen, Z. (2021). Performance evaluation of GEDI and ICESat-2 laser altimeter data for terrain and canopy height retrievals. *Remote Sensing of Environment*, 264, 112571. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112571>
- Liu, C., & Wang, S. (2022). Estimating tree canopy height in densely forest-covered mountainous areas using GEDI spaceborne full-waveform data. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, V-1-2022, 25–32. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-v-1-2022-25-2022>
- Liu, S., Brandt, M., Nord-Larsen, T., Chave, J., Reiner, F., Lang, N., Tong, X., Ciais, P., Igel, C., Li, S., Mugabowindekwe, M., Saatchi, S., Yue, Y., Chen, Z., & Fensholt, R. (2023). The overlooked contribution of trees outside forests to tree cover and woody biomass across Europe. *Science Advances*, 9(37), eadh4097. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh4097>
- Liu, X., Su, Y., Hu, T., Yang, Q., Liu, B., Deng, Y., Tang, H., Tang, Z., Fang, J., & Guo, Q. (2022). Neural network guided interpolation for mapping canopy height of China's forests by integrating GEDI and ICESat-2 data. *Remote Sensing of Environment*, 269, 112844. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112844>
- Lu, D., & Jiang, X. (2024). A brief overview and perspective of using airborne LiDAR data for forest biomass estimation. *International Journal of Image and Data Fusion*, 15(1), 1–24. <https://doi.org/10.1080/19479832.2024.2309615>
- Ma, S., Xia, J., Wang, C., Zhao, Z., Zou, F., Zhang, M., Luan, G., Li, C., Tu, X., & Li, L. (2025). Forest aboveground biomass retrieval integrating ICESat-2, Landsat-8, and environmental factors. *Ecological Informatics*, 89, 103194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103194>
- Magruder, L. A., Brunt, K. M., & Alonzo, M. (2020). Early ICESat-2 on-orbit geolocation validation using ground-based corner cube retro-reflectors. *Remote Sensing*, 12(21), 3653. <https://doi.org/10.3390/rs12213653>

- MapBiomass. (2024). *MapBiomass Brasil project*. <https://brasil.mapbiomas.org/>
- Meta. (2025). *Meta*. <https://www.meta.com>
- Moudrý, V., Gábor, L., Marselis, S., Pracná, P., Barták, V., Prošek, J., Navrátilová, B., Novotný, J., Potůčková, M., Gdulová, K., Špatenková, O., Šárovcová, E., Leroy, F., Štípek, J., & Rocchini, D. (2024). Comparison of three global canopy height maps and their applicability to biodiversity modeling: Accuracy issues revealed. *Ecosphere*, 15(10), e70026. <https://doi.org/10.1002/ecs2.70026>
- Moudrý, V., Gdulová, K., Gábor, L., Šárovcová, E., Barták, V., Leroy, F., Špatenková, O., Rocchini, D., & Prošek, J. (2022). Effects of environmental conditions on ICESat-2 terrain and canopy heights retrievals in Central European mountains. *Remote Sensing of Environment*, 279, 113112. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113112>
- Narine, L., Popescu, S. C., & Malambo, L. (2019). Synergy of ICESat-2 and Landsat for mapping forest aboveground biomass with deep learning. *Remote Sensing*, 11(12), 1503. <https://doi.org/10.3390/rs11121503>
- National Snow and Ice Data Center. (2018). *ATL08: Land and vegetation height*. NASA National Snow and Ice Data Center Distributed Active Archive Center. <https://nsidc.org/data/atl08>
- Neuenschwander, A., & Pitts, K. (2019). The ATL08 land and vegetation product for the ICESat-2 mission. *Remote Sensing of Environment*, 221, 247–259. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.005>
- Neuenschwander, A., Guenther, E., White, J. C., Duncanson, L., & Montesano, P. (2020). Validation of ICESat-2 terrain and canopy heights in boreal forests. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112110. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112110>
- Neuenschwander, A. P., Pitts, K. L., Jelley, B. P., Robbins, J., Klotz, B., Popescu, S. C., Nelson, R. F., Harding, D., Pederson, D., & Sheridan, R. (2023). *ATLAS/ICESat-2 L3A land and vegetation height, Version 6* [Data set]. NASA National Snow and Ice Data Center Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.5067/ATLAS/ATL08QL.006>
- Neumann, T. A., Martino, A. J., Markus, T., Bae, S., Bock, M. R., Brenner, A. C., Brunt, K. M., Cavanaugh, J., Fernandes, S. T., Hancock, D. W., & Thomas, T. C. (2019). The Ice, Cloud, and Land Elevation Satellite-2 mission: A global geolocated photon product derived from the Advanced Topographic Laser Altimeter System. *Remote Sensing of Environment*, 233, 111325. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111325>
- Ojoatre, S., Zhang, C., Hussin, Y. A., Kloosterman, H. E., & Ismail, M. H. (2019). Assessing the uncertainty of tree height and aboveground biomass from terrestrial laser scanner and hypsometer using airborne LiDAR data in tropical rainforests. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 12(10), 4149–4159. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2019.2944779>
- Ouaknine, A., Kattenborn, T., Laliberté, E., & Rolnick, D. (2025). OpenForest: A data catalog for machine learning in forest monitoring. *Environmental Data Science*, 4, e15. <https://doi.org/10.1017/eds.2024.53>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., McGuinness, L. A., Stewart, L. A., Thomas, J., Tricco, A. C., Welch, V. A., Whiting, P., & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *The BMJ*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C. E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J. B., & Hofton, M. (2021). Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>
- Pourrahmati, R., Baghdadi, N., & Fayad, I. (2023). Comparison of GEDI LiDAR data capability for forest canopy height estimation over broadleaf and needleleaf forests. *Remote Sensing*, 15(6), 1522. <https://doi.org/10.3390/rs15061522>
- Prieur, J., St-Onge, B., Fournier, R. A., Woods, M. E., Rana, P., & Kneeshaw, D. (2022). A comparison of three airborne laser scanner types for species identification of individual trees. *Sensors*, 22(1), 35. <https://doi.org/10.3390/s22010035>
- Queinnec, M., White, J. C., & Coops, N. C. (2021). Comparing airborne and spaceborne photon-counting LiDAR canopy structural estimates across different boreal forest types. *Remote Sensing of Environment*, 262, 112510. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112510>
- Rai, N., Ma, Q., Poudel, K. P., Himes, A., & Meng, Q. (2024). Evaluating the uncertainties in forest canopy height measurements using ICESat-2 data. *Journal of Remote Sensing*, 4, 0160. <https://doi.org/10.34133/remotesensing.0160>
- Riedel, T., Hennig, P., Polley, H., & Schwitzgebel, F. (2020). *Aufnahmeanweisung für die vierte Bundeswaldinventur (BWI 2022) (2021–2022)* (1st ed., V 1.11). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn063165.pdf
- Schacher, A., Roger, E., Williams, K. J., Stenson, M. P., Sparrow, B., & Lacey, J. (2023). Use-specific considerations for optimising data quality trade-offs in citizen science: Recommendations from a targeted literature review to improve the usability and utility for the calibration and validation of remotely sensed products. *Remote Sensing*, 15(5), 1407. <https://doi.org/10.3390/rs15051407>
- Schleich, A., Durrieul, S., Soma, M., & Cedric, C. (2023). Improving GEDI footprint geolocation using a high resolution digital elevation model. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 16, 7718–7732. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2023.3298991>
- Schwartz, M., Ciais, P., Ottlé, C., De Truchis, A., Vega, C., Fayad, I., Brandt, M., Fensholt, R., Baghdadi, N., Morneau, F., Morin, D., Guyon, D., Dayau, S., & Wigneron, J. (2024). High-resolution canopy height map in the Landes forest (France) based on GEDI, Sentinel-1, and Sentinel-2 data with a deep learning approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 128, 103711. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2024.103711>
- Simard, M., Pinto, N., Fisher, J. B., & Baccini, A. (2011). Mapping forest canopy height globally with spaceborne LiDAR. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116, G04021. <https://doi.org/10.1029/2011JG001708>
- Stereńczak, K., Laurin, G. V., Chirici, G., Coomes, D. A., Dalponte, M., Latifi, H., & Puletti, N. (2020). Global airborne

- laser scanning data providers database (GlobALS)—A new tool for monitoring ecosystems and biodiversity. *Remote Sensing*, 12(11), 1877. <https://doi.org/10.3390/rs12111877>
- Tang, H., Armston, J., & Dubayah, R. (2019). *Algorithm theoretical basis document (ATBD) for GEDI L2B footprint canopy cover and vertical profile metrics*. Goddard Space Flight Center. https://lpdaac.usgs.gov/documents/588/GEDI_FCCVPM_ATBD_v1.0.pdf
- Tolan, J., Yang, H.-I., Nosarzewski, B., Couairon, G., Vo, H. V., Brandt, J., Spore, J., Majumdar, S., Haziza, D., Vamaraju, J., Moutakanni, T., Bojanowski, P., Johns, T., White, B., Tiecke, T., & Couprie, C. (2024). Very high resolution canopy height maps from RGB imagery using self-supervised vision transformer and convolutional decoder trained on aerial LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 300, 113888. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113888>
- University of Maryland. (2019). *Global forest canopy height map (GFCH)* [Data set]. Global Land Analysis & Discovery (GLAD). <https://glad.umd.edu/dataset/gedi>
- Wang, C., Zhu, X., Nie, S., Xi, X., & Chen, S. (2019). Ground elevation accuracy verification of ICESat-2 data: A case study in Alaska, USA. *Optics Express*, 27(26), 38168–38179. <https://doi.org/10.1364/OE.27.038168>
- Wang, R., Lu, Y., Lu, D., & Li, G. (2024). Improving extraction of forest canopy height through reprocessing ICESat-2 ATLAS and GEDI data in sparsely forested plain regions. *GIScience & Remote Sensing*, 61(1), 2396807. <https://doi.org/10.1080/15481603.2024.2396807>
- World Resources Institute. (2025). *World Resources Institute*. <https://www.wri.org>
- Xi, Y., Tian, Q., Zhang, W., Zhang, Z., Tong, X., Brandt, M., & Fensholt, R. (2022). Quantifying understory vegetation density using multi-temporal Sentinel-2 and GEDI LiDAR data. *GIScience & Remote Sensing*, 59(1), 2068–2083. <https://doi.org/10.1080/15481603.2022.2148338>
- Xing, Y., Huang, J., Gruen, A., & Qin, L. (2020). Assessing the performance of ICESat-2/ATLAS multi-channel photon data for estimating ground topography in forested terrain. *Remote Sensing*, 12(13), 2084. <https://doi.org/10.3390/rs12132084>
- Yang, Q., Su, Y., Hu, T., Jin, S., Liu, X., Niu, C., Liu, Z., Kelly, M., Wei, J., & Guo, Q. (2022). Allometry-based estimation of forest aboveground biomass combining LiDAR canopy height attributes and optical spectral indexes. *Forest Ecosystems*, 9, 100059. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100059>

Recibido: 15.08.2024

Aceptado: 28.06.2025

ARTÍCULOS

Curvas de índice de sitio a partir de modelos mixtos para plantaciones de *Cupressus lusitanica* en la Región Central de Costa Rica

Site index curves from mixed models
for *Cupressus lusitanica* plantations in the Central Region of Costa Rica

Fernando Mora-Chacón ^a , Mauricio Jerez-Rico ^b , Víctor Meza-Picado ^{**} , Eladio Chaves ^a ,
Orlando Chinchilla ^a , Raúl Machiavelli ^c , Ana M. Quevedo-Rojas ^d 

*Autor de correspondencia: ^aUniversidad Nacional (UNA), Instituto de Investigación y Servicios Forestales (INISEFOR), Heredia, Costa Rica, victor.meza.picado@una.cr

^bUniversidad de Los Andes, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado, Mérida, Venezuela.

^c Universidad de Puerto Rico, College of Agricultural Sciences, Mayagüez, Puerto Rico.

^d Universidad de Los Andes, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Escuela Técnica Superior Forestal, Mérida, Venezuela.

ABSTRACT

The Site Index is the most widely used technique to classify site qualities in monospecific plantations and predict their productivity regarding wood and other goods. In Costa Rica, cypress (*Cupressus lusitanica* Miller) is extensively planted for reforestation in highland regions due to its fast growth and excellent quality wood. Internationally, numerous site index works have been developed for cypress. However, nonlinear mixed models have only been used once for New Zealand and never for Costa Rica. These models have advantageous statistical properties that allow addressing the violation of the assumptions of the fixed effects regression model, obtaining more precise estimates of the parameters, and high reliability for hypothesis testing. In this work, site index curves were developed using a nonlinear mixed model from permanent plots (n=44) and stem analysis (n=21) measured for more than 40 years in the Central Region of Costa Rica. The data were partitioned into development (62.2%) and validation (37.8%) data. Three reparametrized nonlinear mixed models (Richards, Korf, and Prodan) were fitted with a random parameter associated with the site index, and violations of the regression model assumptions were corrected. The best model was selected based on information criteria, goodness of fit, and graphical analysis for the development and validation data. The best predictive model was based on the Korf function. The family of polymorphic curves was generated for every three meters of height (27 to 15 m). The maximum mean annual increment for the IS of 21.67 m was 1.16 m·year⁻¹ and occurred at 8 years of age. The model was compared with other models developed with different approaches and in various parts of the world.

Keywords: dominant height, *Hesperocyparis lusitanica*, stem analysis, permanent plots.

RESUMEN

El Índice de Sitio es la técnica más utilizada para clasificar calidades de sitio en plantaciones monoespecíficas, y que permiten predecir su productividad en madera y otros bienes. En Costa Rica, el ciprés (*Cupressus lusitanica* Miller) es extensivamente plantado para la reforestación en las regiones altas, por su rápido crecimiento y madera de excelente calidad. Internacionalmente, se han desarrollaron numerosos trabajos de índice de sitio para ciprés. Sin embargo, solo una vez se utilizaron los modelos mixtos no lineales para Nueva Zelanda y nunca para Costa Rica. Estos modelos presentan propiedades estadísticas ventajosas que permiten abordar la violación de los supuestos del modelo de regresión de efectos fijos, obteniéndose estimaciones más precisas de los parámetros y mayor confiabilidad en las pruebas de hipótesis. En este trabajo, se desarrollaron curvas de índice de sitio utilizando un modelo no lineal mixto a partir de parcelas permanentes (n=44) y análisis fustal (n=21) medidas por más de 40 años en la Región Central de Costa Rica. Los datos se particionaron en datos para de desarrollo (62,2%) y para validación (37,8%). Se ajustaron tres modelos no lineales mixtos (Richards, Korf y Prodan) reparametrizados en función del índice de sitio, al cual se asoció un efecto aleatorio, y se corrigieron violaciones a los supuestos del modelo de regresión. El mejor modelo se seleccionó según criterios de información, de bondad de ajuste y análisis gráficos para los datos de desarrollo y validación. El mejor modelo predictivo se basó en la función de Korf. Se generó la familia de curvas polimórficas cada tres metros de altura (27 a 15 m). El incremento medio anual máximo para el IS de 21,67 m fue de 1,16 m año⁻¹ y ocurrió a los 8 años de edad. Se comparó el modelo con otros desarrollados con diferentes enfoques y en distintas partes del mundo.

Palabras clave: altura dominante, *Hesperocyparis lusitanica*, análisis troncal, parcelas permanentes.

INTRODUCCIÓN

El ciprés (*Cupressus lusitanica* Mill.) es originario de Norte y Centro América, desde México hasta Costa Rica. Se desarrolla en regiones montañosas desde los 1.800 hasta 3.000 m de altitud; pudiendo alcanzar hasta 30 m de altura y 1,2 m de diámetro a la altura de pecho. Su crecimiento óptimo ocurre en suelos ricos en nutrientes, profundos, húmedos y bien drenados con pH neutro, aunque puede presentar un buen crecimiento en suelos pobres y secos no aptos para muchas otras especies (Mamo & Sterba, 2006). Recientemente, el nombre científico del ciprés cambió a *Hesperocyparis lusitanica* (Mill.) Bartel (Véase Kimberley & Watt, 2023). En este estudio mantendremos el nombre científico *Cupressus lusitanica* Mill.

El ciprés, es de gran importancia para la reforestación en la región central y alta de Costa Rica debido a la buena calidad de su madera, por lo que debe plantarse en áreas donde su productividad sea óptima. De ahí la importancia de disponer de una clasificación de terrenos según su capacidad productiva para esta especie. Las diferencias en la productividad de los sitios determinan aspectos críticos del manejo, tales como, tratamientos silviculturales, turno de cosecha, técnicas de aprovechamiento, productos a obtener y rentabilidad de la inversión (Jerez-Rico et al., 2011; Mora et al., 2022). En el ámbito de la gestión forestal con fines de producción de bienes y servicios (madera, frutos, secuestro de carbono), el término “calidad de sitio” se refiere a sistemas de clasificación de terrenos según su capacidad productiva (Mora et al., 2022). En sentido más estricto, Clutter et al. (1983), la definen como el potencial para producir madera de una determinada especie en una localidad específica. A mejor calidad de sitio, mayor será la productividad en madera.

Existen numerosos métodos para determinar la calidad de sitio en el ámbito forestal, siendo uno de los más empleados el “índice de sitio” (IS), basado en la altura alcanzada por los árboles dominantes de una masa forestal a una edad determinada (edad base i.e., 20 años) en respuesta a las condiciones del sitio (clima, suelo, etc.) en la cual se desarrolla. A mayor índice de sitio, mejor calidad de sitio, asumiendo que el crecimiento de los árboles dominantes es independiente de la densidad (árboles ha⁻¹). Aunque no existe unanimidad respecto al concepto y criterios de medida de la altura dominante, la definición más utilizada se refiere a la altura promedio de los 100 árboles dominantes y codominantes (más altos) distribuidos en una hectárea. Las muestras de altura dominante pueden ser obtenidas a partir de parcelas temporales, pero es más deseable obtenerlas de observaciones multitemporales en parcelas permanentes de crecimiento o de análisis fustales, a partir de las cuales se generan curvas de crecimiento en altura, que pueden ajustarse a través de diferentes técnicas de regresión (Mora et al., 2022).

Modelos de índice de sitio para *C. lusitanica* han sido desarrollados en diferentes partes del mundo. En África

destacan los trabajos de Pukkala y Pohjonen (1993), Teshome y Petty (2000), Ngugi et al. (2000), Mamo y Sterba (2006). En Oceanía : Watt et al. (2005, 2009), Kimberley y Watts (2023). En América para Guatemala, Argueta (2011); Colombia, Tschinkel (1972) y Gutiérrez (1989); y en Costa Rica: Groenendijk (1983), Chinchilla (1989) y Mora et al. (2014)

Se han usado varios enfoques para generar curvas de IS en ciprés. Mora et al. (2014) desarrollaron un modelo de curvas polimórficas en la Región Central de Costa Rica, a partir de parcelas permanentes entre 8 y 34 años de edad utilizando un modelo de Prodan linealizado con efectos fijos, mientras que Kimberley y Watt (2023) ajustaron modelos de efectos mixtos y un modelo de diferencia algebraica generalizado (GADA) en Nueva Zelanda. La ventaja de los modelos mixtos para datos de parcelas permanentes o análisis fustal reside en que no es posible aleatorizar el factor tiempo, por lo que las mediciones repetidas sobre un mismo sujeto en tiempo y espacio están autocorrelacionadas, no cumpliéndose el supuesto de residuos independientes, y homogeneidad de varianzas, causando que los errores estándar de los coeficientes de regresión resulten seriamente distorsionados, dificultando inferencias y proyecciones (Casanoves et al., 2022; Mora et al., 2022). Un modelo de efectos mixtos minimiza estas deficiencias, permitiendo la generación de curvas más precisas de índice de sitio con flexibilidad para representar el crecimiento en altura dominante a partir de parcelas y árboles provenientes de diferentes localidades.

Nuestro objetivo fue desarrollar una familia de curvas de índice de sitio basadas en un modelo no lineal de efectos mixtos a partir de datos de parcelas permanentes y análisis fustal medidos hasta los 44 años de edad en la Región Central de Costa Rica para generar información confiable sobre la productividad de esta especie en las condiciones existentes en dicha región.

MÉTODOS

Modelos de índice de sitio. Muchos factores afectan la selección de modelos y técnicas de parametrización, incluyendo las características de los datos (tamaño y origen de la muestra), la identificación de los parámetros locales y globales, los modelos matemáticos empleados, y la disponibilidad de software adecuado, por lo que no es posible afirmar la superioridad de una técnica sobre otra para casos particulares (Wang et al., 2008). Existen numerosas formas funcionales para ajustar curvas de IS, entre ellas, modelos de regresión lineales y no lineales. Usualmente, su selección es arbitraria, prefiriéndose modelos flexibles, de fácil manipulación matemática y con interpretación biológica.

Para modelar el índice de sitio, deben identificarse los parámetros globales y locales. Los parámetros globales (comunes a todos los sitios) son fácilmente obtenidos, siendo más complejo obtener los parámetros locales (específicos para nivel de parcela o árbol) y si éstos pueden con-

siderarse fijos o aleatorios (Nigh, 2015). Entre las técnicas de parametrización se destacan la de variables indicadoras (Wang et al., 2008, Nigh, 2015) donde los parámetros locales se ajustan usando variables indicadoras para obtener los parámetros de cada árbol sujeto; esta parametrización está libre de supuestos y es muy flexible. En la técnica de Efectos Mixtos (Wang et al., 2008, Carrero et al., 2008) los parámetros globales son efectos-fijos y los locales son efectos aleatorios asumiéndose distribución normal y autocorrelación, siendo menos flexible que la técnica de variables indicadoras. La parametrización por diferencias algebraicas y diferencias algebraicas generalizadas (conocidas por los acrónimos en inglés ADA y GADA) asumen una relación entre los parámetros locales y una variable teórica conocida como “factor de intensidad de crecimiento” (c_0) asumiendo al menos dos parámetros locales. Sin embargo, estos supuestos reducen la flexibilidad de los modelos al imponer una relación entre los parámetros y c_0 , lo que puede afectar la precisión de las predicciones y conducir a sesgos en las estimaciones de algunos parámetros (García, 2011, Nigh, 2015). Finalmente, las parametrizaciones basadas en ecuaciones diferenciales estocásticas (García, 2011) han sido exitosas, aunque igualmente se encuentran sujetas a ciertas restricciones de flexibilidad permitiendo solo curvas anamórficas o polimórficas con asíntota común. Por otra parte, es posible combinar diversos enfoques tales como las ecuaciones dinámicas GADA

con el enfoque de modelos mixtos para obtener resultados más confiables (Tamarit-Urias et al., 2022).

Área de Estudio. El área abarca la Región Central de Costa Rica, donde se tomaron los datos de altura dominante en 44 parcelas permanentes de crecimiento y raleo (PPM) de 500 m² desde ocho hasta 42 años de edad en las localidades de Tarbaca (n=12), Paraíso (n=12), San José de la Montaña (n=12) y Caragral (n=8). Además, se apearon 21 árboles con edades comprendidas entre 3 y 32 años de edad en las localidades anteriores, así como en Coris, El Guarco, Cachí, Aserri y San Isidro (Figura 1). La edad y altura por secciones de los árboles apeados se obtuvo mediante un análisis fustal siguiendo el protocolo de Mora *et al.* (2014). La totalidad de la muestra abarca elevaciones entre 1.100 msnm en Cachí, y 1.900 msnm en San Isidro. La precipitación oscila desde 1.474 mm en Coris y El Guarco a 2.550 mm en San José. La temperatura varía de 15 °C en San José hasta 20 °C en Caragral, Cachí y Aserri. Las localidades presentan un período seco bien marcado de tres a cuatro meses y medio y un período lluvioso, con máximos entre septiembre y octubre. El relieve va desde áreas planas con pendientes entre 5% y 10% en Tarbaca, Coris y Aserri, intermedias en Caragral, Paraíso, San José y Cachí, con pendientes de 20% a 40%; hasta muy quebradas (40% a 60%) en Tarbaca, Caragral, El Guarco y San Isidro. Todos los suelos son ligeramente ácidos (pH, 5,5- 5,7),

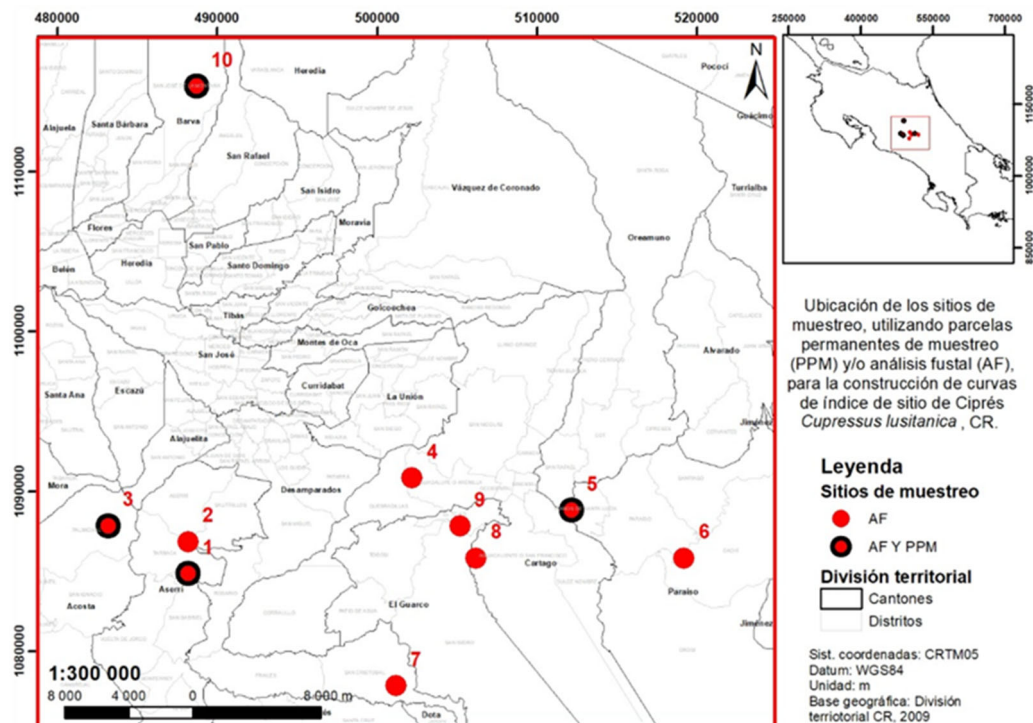


Figura 1. Mapa de la región central de Costa Rica indicando la ubicación de las parcelas permanentes y los análisis fustales. 1. Tarbaca, 2. Aserri, 3. Caragral, 4. Coris, 5. Paraíso, 6. Cachí, 7, 8 y 9. El Guarco, 10. San José.

Map of the central region of Costa Rica indicating the location of permanent plots and stem analyses.

con texturas desde Franco arenosa-, Franco arenosa, hasta arcillosa (Mora et al., 2014).

Datos. Para el estudio se obtuvieron 1.124 pares de mediciones de altura dominante-edad (Figura 2) con 773 pares de mediciones en PPM y 351 pares de mediciones en árboles apeados. Para efectos de validación, los pares de datos se consideraron independientes y se partitionaron aleatoriamente en 62,2% (699 pares) para ajustar los modelos y 37,8% para validarlos (425 pares).

Para ajustar los datos, se seleccionaron tres modelos no lineales (Cuadro 1) usados frecuentemente en el desarrollo de curvas de IS por representar un compromiso entre flexibilidad de las curvas y parámetros que pueden interpretarse biológicamente: a) Richards, b) Lunqdvist-Korf y c) Prodan (Hossfeld) descritos en Palahí *et al.* (2004). Para mejorar la precisión, los modelos fueron reparametrizados en función de β_1 y suponiendo que el efecto aleatorio (μ) se asocia con la altura dominante (S) a la edad base (E_b) de 20 años. De esta manera, se generan modelos de curvas polimórficas con asíntota común e invariantes con la edad (Carrero et al., 2008).

En los modelos, el parámetro β_0 representa la asíntota o valor máximo que puede alcanzar la curva, excepto en el modelo de Prodan donde la asíntota viene dada por $1/\beta_2$. Este es un parámetro global (común) para todo el conjunto parcela/árboles; S^r es un parámetro local relacionado con la altura a la E_b por cada sujeto (árbol parcela⁻¹) y asociado con un término de error aleatorio; y β_2 es un parámetro local específico de cada sujeto que representa alguna condición particular del sitio. El enfoque usado, produce mo-

delos que son invariantes respecto a la edad base utilizada (Carrero et al., 2008).

Con los datos de desarrollo, se ajustaron los tres modelos reparametrizados como modelos mixtos, obteniendo los coeficientes y su significación estadística. Las regresiones se efectuaron mediante el paquete INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2022) mediante el módulo para Modelos No Lineales Mixtos que hace interfaz con R v. 3.6.3 (R Core Team, 2020). Este módulo usa la función *nlme* que usa el método de pseudo-verosimilitud para encontrar los mejores estimadores lineales insesgados y permite modelar la estructura de varianzas y covarianzas residual corrigiendo los problemas asociados a datos correlacionados y varianzas heteroscedásticas, corrigiendo la violación de los supuestos de regresión. Para ajustar los modelos se obtuvieron valores iniciales de los parámetros según procedimientos de Casanoves et al. (2022). Los modelos se ajustaron mediante los pasos siguientes: a) considerando solo los efectos fijos (f): Richards (M1-f), Korf (M2-f) y Prodan (M3-f); b) luego como modelos mixtos (m): (M1-m, M2-m y M3-m) con $S^r = S + u$; y c) se ajustaron los modelos mixtos probando estructuras de matriz de varianzas-covarianzas residuales para reducir los problemas de normalidad, heteroscedasticidad y autocorrelación, obteniéndose los modelos mixtos corregidos (mc): M1-mc, M2-mc y M3-mc. La matriz de residuos se modeló utilizando las opciones disponibles en R (Cuadro 2). Para los modelos mixtos se generaron los coeficientes de los parámetros y los valores estimados del efecto aleatorio obteniendo las mejores predicciones lineales insesgadas empíricas (eBLUP por sus siglas en inglés) para cada sujeto.

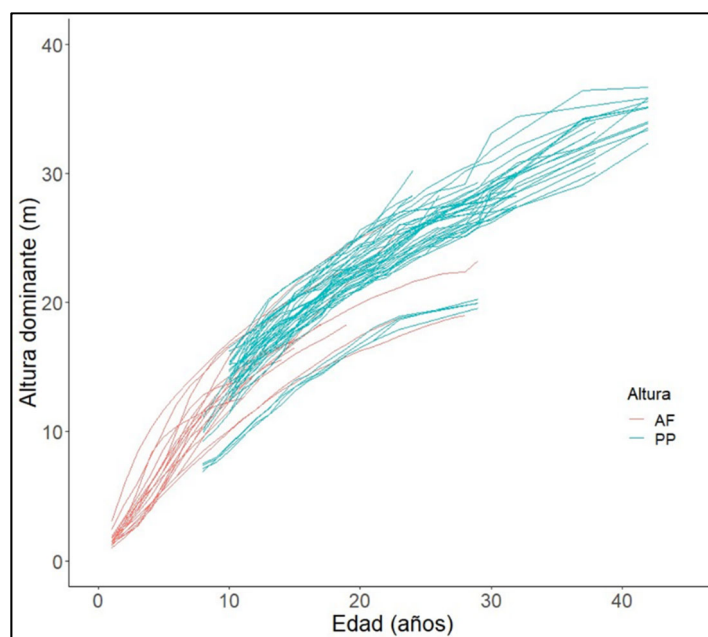


Figura 2. Altura dominante en función de la edad para los datos de parcelas permanentes (PP) y análisis fustal (AF).

Dominant height as a function of age for permanent plots (PP) and stem analysis data (AF).

Cuadro 1. Modelos mixtos reparametrizados polimórficos seleccionados. H_m = altura dominante a una edad cualquiera (E), E_b = edad base, β_0, β_2 = parámetros a estimar (efectos fijos), S = Índice de sitio, $S^r = S + u$ (efecto aleatorio) con u = término de error asociado con el efecto aleatorio, ε_i = término de error y exp = exponencial.

Selected polymorphic mixed models. H_m = dominant height at a given age (E), E_b = base age, β_0, β_2 = parameters (fixed effects), S = site index, $S^r = S + u$ (random effect) with u = error term associated with the random effect, ε_i = error term, and exp = exponential.

Modelo	Ecuación
M1-Richards	$H_m = \beta_0 \left[1 - \left[1 - \left(\frac{S^r}{\beta_0} \right)^{1/\beta_2} \right] \frac{E}{E_b} \right]^{\beta_2} + \varepsilon_i$
M2-Korf	$H_m = \beta_0 \exp \left[(\ln(S^r) - \ln(\beta_0)) \left(\frac{E_b}{E} \right)^{\beta_2} \right]$
M3-Prodan	$H_m = \frac{E^2}{\left[\left(\beta_0 + \left(E_b / S^r \right) - \left(b_0 / E_b \right) \cdot \right) - (b_2 \cdot E_b) \right]} \cdot E + (b_2 \cdot E^2) + \varepsilon_i$

Cuadro 2. Estructuras probadas para la matriz de varianzas-co-varianzas de los residuos.

Tested variance-covariance residual matrix structures.

Opción	Estructura
Estructuras de varianza	
varFixed	depende de variable cuantitativa
varIdent	depende de variable cualitativa
varPower	estructura potencial
varExp	estructura exponencial
varConstPower	estructura con una constante más función potencia de la varianza
Estructuras de autocorrelación	
SC	Simetría compuesta
SE	Sin estructura
CorAR1	Autorregresivo de orden 1
CorCAR1	Autorregresivo continuo de orden 1
CorARMA	Medias móviles ARMA (p, q)

Para identificar el mejor modelo según la calidad del ajuste se utilizaron el criterio de información de Akaike [$AIC = -2\log(MV) + 2(q+p)$], y el criterio de información bayesiano de Schwartz ($BIC = -2\log(MV) + 2(p+q) \log(n)$), donde MV : máxima verosimilitud, q : número de parámetros de la estructura de covarianza, p : rango de la matriz de diseño X , y n : número de observaciones. A menor valor de AIC y BIC mejor es el modelo (Tamarit-Uriás et al., 2022). Estos criterios son indicadores relativos de ajuste, es decir, señalan cuál modelo es mejor con respecto a otro, pero no cuantifican la significancia estadística. Por ello, se

usaron pruebas de razón de verosimilitud para comparar si las mejoras fueron significativas. Para determinar la calidad del ajuste en términos de sesgo y precisión se utilizaron los siguientes métodos de bondad de ajuste y análisis de residuos.

a) la media de las desviaciones o residuos (MD):

$$MD = 1/n \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i) \quad [1]$$

b) la media de las desviaciones absolutas (MDA):

$$MDA = 1/n \sum_{i=1}^n |Y_i - \hat{Y}_i| \quad [2]$$

donde: Y_i y $\hat{Y}_i$ son valores observados y predichos respectivamente para cada sujeto y n es el número observaciones. Mientras más cerca de cero estén MD y MDA, menor será el sesgo del modelo. Como indicadores de la precisión y calidad del ajuste se emplearon:

c) la raíz del cuadrado medio del error (RCME):

$$RCME = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n-p}} \quad [3]$$

donde: $n-p$ son los grados de libertad (n = sujetos y p = número de parámetros del modelo). La RCME es mejor a menor valor.

d) el Índice de Ajuste (IA):

$$IA = 1 - \sum_{i=1}^n \frac{(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{(\bar{Y} - \hat{Y}_i)^2} \quad [4]$$

El IA es análogo al coeficiente de determinación R^2 , pero varía entre $-\infty$ y 1, con 1 indicando un ajuste perfecto.

Para validar los tres modelos corregidos (M1-mc, M2-mc, M3-mc) se utilizaron los coeficientes estimados (b_0 , S , b_2 , u_1), obtenidos a partir de los datos de desarrollo, y se calcularon las curvas promedio, así como los índices de sesgo y predicción. Luego, se construyeron las familias de IS para los tres modelos y se comparó gráficamente el comportamiento de las curvas sobrepuestas a las mediciones observadas de altura, para analizar su comportamiento biológico. Se seleccionó el modelo con la mejor capacidad de predicción, mejores estadísticos de ajuste y mejor comportamiento biológico.

Para aumentar la robustez del modelo mixto corregido seleccionado, éste se reajustó con todos los datos (desarrollo + validación). A partir de este modelo se generó la familia de curvas de IS definitiva. Esta familia se superpuso a los datos originales de altura dominante para verificar su comportamiento biológico. Finalmente, se estableció la regla de decisión para la asignación de cada sujeto a una categoría de calidad de sitio.

RESULTADOS

Índices de sesgo y predicción con los datos de desarrollo. Según los criterios de evaluación, el ajuste y propiedades de los tres modelos mejoraron al incorporar el efecto mixto y las correcciones a la violación de supuestos con respecto al modelo de efectos fijos sin corregir, observándose menores AIC, BIC y varianza residual (Cuadro 3 A, B, C). El modelo de Korf (M2-f, M2-m y M2-mc) fue superior en todos los casos. Para todos los modelos, la matriz de

residuos con una estructura de varianza varExp y una estructura de covarianzas autorregresiva de primer orden CorrAR(1), produjo los mejores resultados, mejorando la normalidad, reduciendo la heterogeneidad de varianzas y la autocorrelación de los residuos. La prueba de razón de verosimilitud mostró que la incorporación de un error aleatorio a S y la posterior corrección a las violaciones de los supuestos produjo mejoras estadísticamente significativas para $P < 0,01$ (Cuadro 4). Según el MD y MDA, el modelo M3-mc presentó el menor sesgo. Los tres modelos presentaron similar IA ($> 0,98$), pero la RCME fue menor para el modelo M2-mc (Cuadro 5).

Para todos los modelos corregidos (datos de desarrollo), los coeficientes estimados fueron altamente significativos (Cuadro 6). El estimado de S fue muy similar para los tres modelos, En el caso del modelo de Prodan, b_0 no corresponde a la asíntota, pero esta puede obtenerse como $1/b_2 = 50$ m.

Índices de sesgo y predicción con datos de validación. Los coeficientes de los modelos mixtos corregidos obtenidos con los datos de desarrollo fueron usados para calcular los índices de sesgo y predicción usando los datos de validación ($n=425$). El modelo M2-mc presentó los menores valores de sesgo (MD y MDA) y mayor índice de ajuste (IA) y menor RCME (Cuadro 7).

Comportamiento biológico de los modelos. Para verificar gráficamente el comportamiento biológico, se construyeron las familias de curvas de IS para los tres modelos mixtos corregidos (M1-mc, M2-mc, M3-mc) generando curvas cada tres metros de altura, clasificándose los niveles de productividad en muy alto (27 m), alto (24 m), medio

Cuadro 3. Criterios de información para los modelos ajustados con los datos de desarrollo ($n=699$). a) Modelo de efectos fijos; b) Modelo mixto (sin corregir violación de supuestos); c) Modelo mixto corregido. Sigma = desviación estándar residual.

Information Criteria statistics for the models fitted with the development data ($n=699$). a) Fixed effects model; b) Mixed model (without corrections); c) Corrected mixed model. Sigma: residual standard deviation.

Modelo	gl	AIC	BIC	Sigma
A: Modelo de efectos fijos (Sin Correcciones)				
M1-f	4	3.228	3.246	2,43
M2-f		3.187	3.210	1,44
M3-f		3.224	3.243	2,42
B: Modelo de efectos mixtos sin correcciones				
M1-m	7	1.944	1.967	0,79
M2-m		1.874	1.901	0,60
M3-m		1.914	1.937	0,77
C: Modelo de efectos mixtos corregido para violación de los supuestos				
M1-mc	8	1.341	1.373	0,83
M2-mc		1.305	1.337	0,54
M3-mc		1.317	1.349	0,85

Cuadro 4. Prueba de razón de verosimilitud para los modelos ajustados con datos de desarrollo (n= 699).

Likelihood ratio test for the fitted models with development data.

	Modelo	gl	AIC	BIC	Log Verosimilitud	Test	Razón Verosimilitud	Valor-P
1	M1-f	4	3.228	3.246	-1.610			
2	M1-m	5	1.944	1.967	-967			
3	M1-mc (het)*	6	1.381	1.409	-685	2vs3	564	<0,0001
4	M1-mc(het+autc)**	7	1.341	1.373	-663	3vs4	42	<0,0001
1	M2-f	4	3.187	3.210	-1.588			
2	M2-m	5	1.885	1.907	-937			
3	M2-mc (het)*	6	1.877	1.904	-932	2vs3	9	0,0024
4	M2-mc(het+autc)**	7	1.308	1.340	-647	3vs4	571	<0,0001
1	M3-f	4	3.224	3.243	-1.608			
2	M3-m	5	1.914	1.938	-952			
3	M3-mc (het)*	6	1.901	1.928	-944	2vs3	15	0,0001
4	M3-mc (het+autc)**	7	1.317	1.349	-651	3vs4	585	<0,0001

*Corregido para heterocedasticidad, ** Corregido para heteroscedasticidad y autocorrelación.

Cuadro 5. Resultados de los índices de ajuste para los tres modelos usando los datos de Desarrollo.

Results of the fit indices for the three models using the development data.

Modelo	MD	MDA	IA	RCME
M1-mc	0,240	0,728	0,984	3,343
M2-mc	0,253	0,723	0,985	3,199
M3-mc	0,025	0,667	0,985	3,296

Cuadro 6. Coeficientes de efectos fijos para los modelos mixtos corregidos para heterogeneidad de varianza y autocorrelación (gl = 633, $P < 0,0001$ para todos los coeficientes). Datos de desarrollo.

Fixed-effect coefficients for the mixed models corrected for variance heterogeneity and autocorrelation ($df = 633$, P -value < 0.0001 for all coefficients). Development data.

Coeficientes de los efectos fijos				
Modelo	Coeficiente	Estimado	Error Estándar	Valor-t
M1-mc Richards	b_0	40,29	0,99	40,70
	S	22,15	0,36	61,41
	b_2	0,97	0,03	37,39
M2-mc Korf	b_0	114,09	10,56	10,81
	S	21,74	0,35	61,56
	b_2	0,38	0,02	19,62
M3-mc Prodan	b_0	0,74 (50)*	0,14	5,29
	S	21,78	0,35	62,26
	b_2	0,02	0,0007	27,74

*El número en paréntesis corresponde a la asíntota de la curva promedio

(21 m), bajo (18 m) y muy bajo (15 m). Estas categorías cubren el rango de alturas dominantes observado para *C. Lusitánica* en la región. Las tres familias se superpusieron a fin de comparar su comportamiento (Figura 3). Respecto de los modelos M1-mc y M3-mc, el modelo de Korf (M2-mc) presenta mayores alturas dominantes a edades jóvenes, y menores valores por encima de los 25 años, en tanto que, a edades intermedias, prácticamente los tres modelos se comportan igual. Debido a que los tres presentan un comportamiento biológico similar, pero el modelo de Korf mixto corregido (M2-mc) mostró indicadores de ajuste ligeramente superiores, se seleccionó como el mejor modelo para la construcción de las curvas.

Ajuste del modelo seleccionado con todos los datos. Para aumentar la robustez del modelo seleccionado (M2-mc), este

Cuadro 7. Resultados de los índices de ajuste para los tres modelos (datos de validación, n=425).

Results of the fit indices for the three models (validation data).

Modelo	MD	MDA	IA	RCME
M1-mc	0,763	0,994	0,969	3,318
M2-mc	0,179	0,764	0,979	2,751
M3-mc	0,210	0,799	0,978	2,943

se ajustó nuevamente con todos los datos (n=1.124) obteniéndose los estadísticos de ajuste y predicción (Cuadro 8). Los coeficientes estimados para el modelo final ajustado con todos los datos se presentan en el Cuadro 9. El modelo mixto generó los estimados de los efectos aleatorios (eBLUPs) para cada sujeto, por lo cual fue posible hacer predicciones individuales de la trayectoria de los sujetos.

El modelo mixto corregido ajustado con los datos combinados mejoró considerablemente, en comparación al modelo de efectos fijos (Figuras 4 y 5). Los análisis resi-

Cuadro 8. Criterios de Información y estadísticos de sesgo y predicción para el mejor modelo M2-mc (n=1.124).

Information criteria, and bias and prediction statistics for the best model M2-mc.

Estadísticos de información, sesgo y predicción	Modelo M2-mc-Korf (datos desarrollo + validación)
AIC	1.394
BIC	1.429
MD	0,524
MDA	1,632
IA	0,909
RCME	9,844

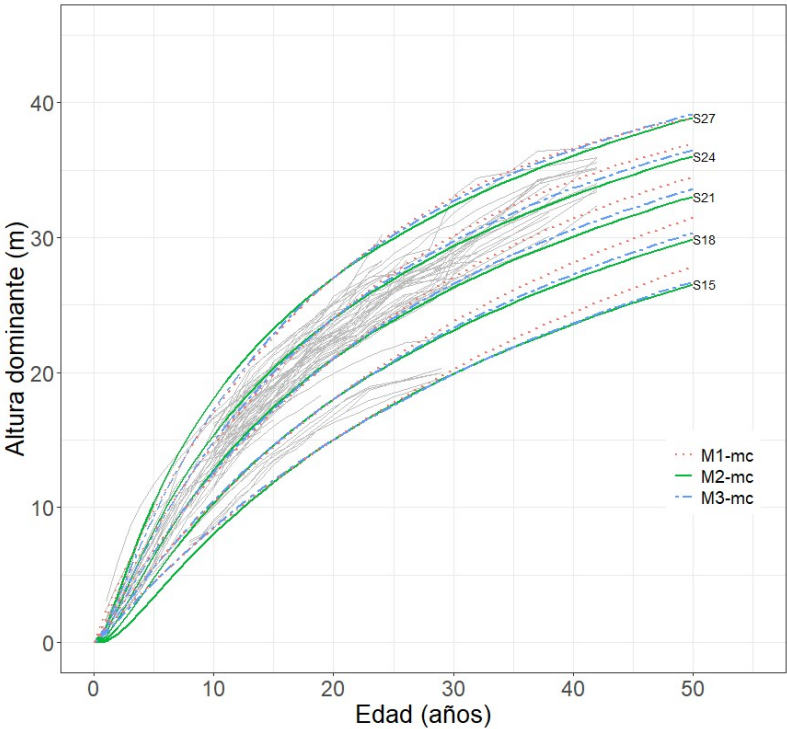


Figura 3. Curvas de índice de sitio superpuestas para los modelos mixtos corregidos-
Site Index curves for the corrected mixed models.

duales para el modelo corregido (M2-mc) no muestran serias violaciones a los supuestos del modelo. En el gráfico, se observa un patrón notorio en el gráfico de residuos estandarizados de Pearson vs. valores predichos (Figura 4A) indicando heterogeneidad de varianza y el gráfico Q-Q

plot para la normalidad muestra desviaciones de la normalidad (Figura 4B). Por otra parte, para el modelo corregido, se observaron los residuos concentrados alrededor de cero, con desviaciones máximas entre ± 3 , no observándose una marcada heteroscedasticidad (Figura 4C); mientras que el Q-Q plot (Figura 4D) es aproximadamente lineal indicando una reducción en la desviación de la normalidad. Por otro lado, mientras para el modelo de efectos fijos la autocorrelación de los residuos fue notoria (Figura 5A), para el modelo mixto corregido (Figura 5B) no se observó autocorrelación, ya que la magnitud de los rezagos de orden 1 y superior no sobrepasaron las bandas de confianza.

Cuadro 9. Coeficientes estimados, estadísticos de sesgo y predicción para el mejor modelo ajustado (M2-mc) empleando todos los datos

Estimated coefficients, goodness-of-fit, and prediction statistics using all data for the best-fit model (M2-mc).

Coeficiente	Valor	Error Estándar	Valor-t	Valor-p
b_0	81,32	5,15	12,32	<0,0001
S	21,07	0,42	66,50	<0,0001
b_2	0,46	0,02	20,15	<0,0001
u_i	0,00	1,99	32,10	<0,0001

Construcción de la familia de curvas polimórficas del modelo seleccionado. Las curvas de la familia generada por el modelo M2-mc representan el promedio de las bandas de calidad mostradas en diferentes colores (Figura 6). Las bandas escogidas cubren toda la variabilidad de los datos. En este caso, para datos existentes, se suma o resta a S el estimado correspondiente del error asociado al efecto

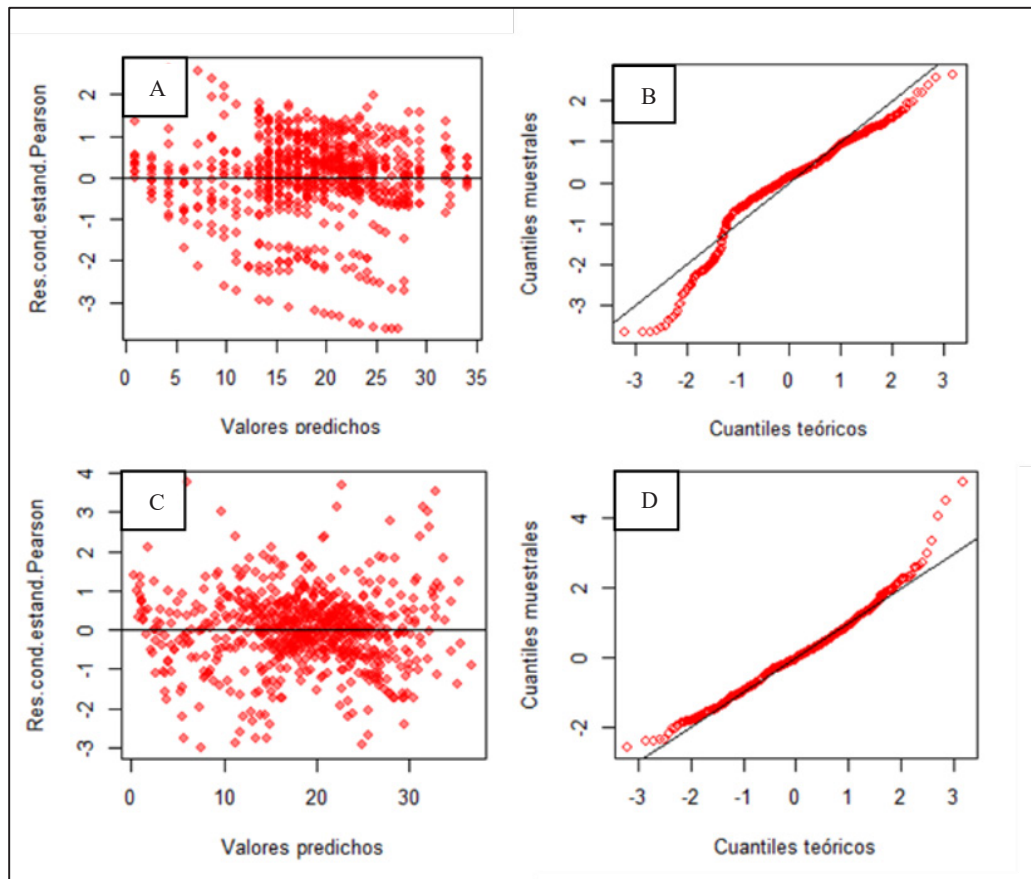


Figura 4. Análisis de residuos para el modelo de M2-mc (todos los datos): A) gráfico de residuos estandarizados versus valores predichos y B) gráfico de normalidad para el modelo de efectos fijos; C), gráfico de residuos y D) gráfico de normalidad para el modelo mixto corregido).

Residual analysis for the Korf model with all data: A) plot of standardized residuals versus predicted values and B) normality plot for the fixed effects model; C) plot of residuals and D) normality plot for the corrected mixed model.

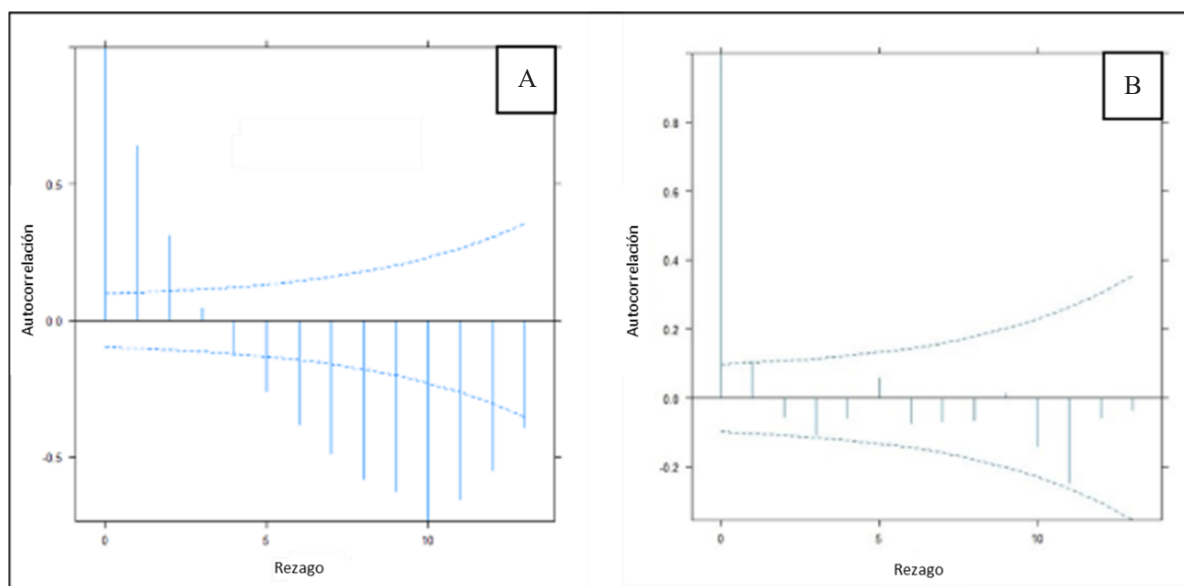


Figura 5. Gráfico de autocorrelación de los residuos: A): modelo de efectos fijos, B) modelo mixto corregido. En B, las líneas verticales dentro de las bandas de confianza para los retrasos de orden creciente indican que no hay autocorrelación en los residuos.

Residual autocorrelation graph. A) fixed effect model, B) mixed model. In B, vertical lines within the confidence band for the lags of increasing order indicate a lack of residual autocorrelation.

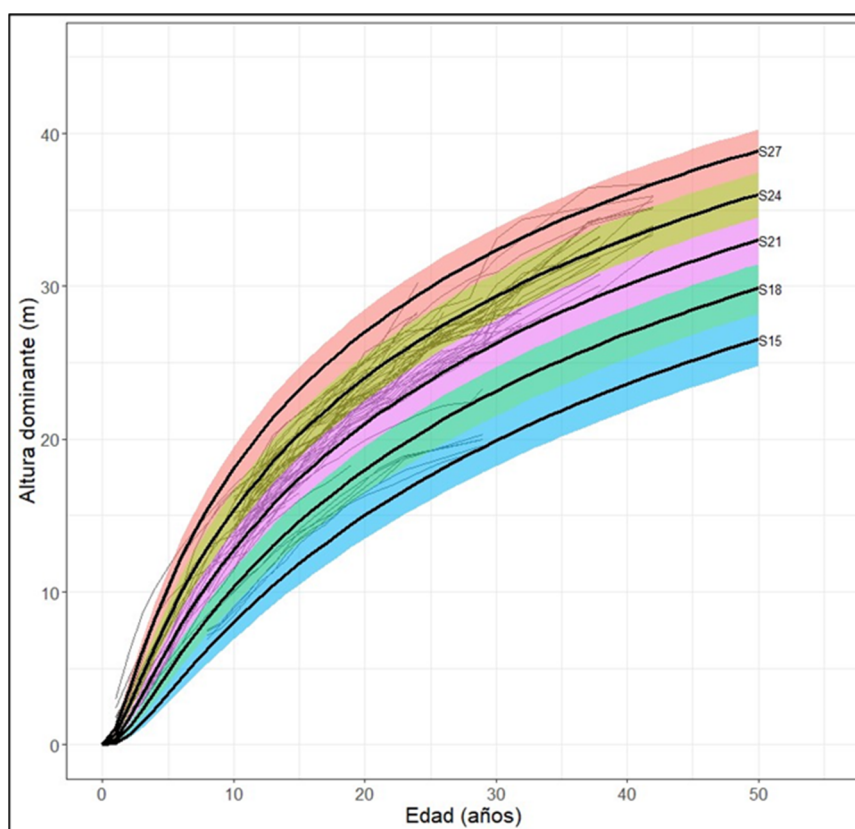


Figura 6. Familias polimórficas de curvas de IS para 27, 24, 21, 18 y 15 m de altura generada con el mejor modelo (M2-mc) con todo el conjunto de datos.

Polymorphic site index curves family for 27, 24, 21, 18 y 15 m from the best model (M2-mc) using the complete dataset.

aleatorio μ_1 de cada sujeto y luego proyectando la curva a cualquier edad. Para la curva promedio, $\mu_1 = 0$. Formas más elaboradas para hacer esta asignación pueden verse en (Torres et al., 2012; Mora et al., 2022).

Incrementos corrientes y medios en altura según índice de sitio. A partir de cada curva de IS del modelo final, se calculó la edad para los máximos incrementos corrientes anuales (ICA) e incrementos medios anuales (IMA) de la altura dominante (Cuadro 10). Dichos máximos se alcanzaron relativamente temprano (3,4 a 7,2 años), con edades

más tempranas, mientras más alto fue el IS (Cuadro 10). El ICA máximo fue 2,12 m año⁻¹ para IS = 27 m (muy alto) y solo 0,82 m año⁻¹ para IS = 15 m (muy bajo). La culminación del IMA ocurrió más tarde que el ICA entre los 5,1 y 13 años con 1,73 m año⁻¹ y 0,67 m año⁻¹ para las mejores y peores calidades de sitio.

Se ajustaron predicciones individuales para los sujetos, haciendo uso del efecto aleatorio correspondiente a cada uno (Figura 7). En general las predicciones de sujetos individuales siguieron las trayectorias de las observaciones con buena aproximación para el intervalo entre 10 y 25

Cuadro 10. Máximos de los incrementos medio y corriente anual (ICA e IMA) de la altura dominante por clase de IS (IS).

Maximum mean and current annual increments (CAI and MAI) of dominant height per site index (SI) class.

IS (m)	Edad ICA _{max} (años)	ICA _{max} (m año ⁻¹)	Edad IMA _{max} (años)	IMA _{max} (m año ⁻¹)
27	3,4	2,117	5,1	1,735
24	4,1	1,675	7,2	1,383
21,67*	4,2	1,420	8,0	1,155
21	4,3	1,342	8,4	1,097
18	5,1	1,057	10,5	0,862
15	7,2	0,822	13,6	0,670

* Curva promedio.

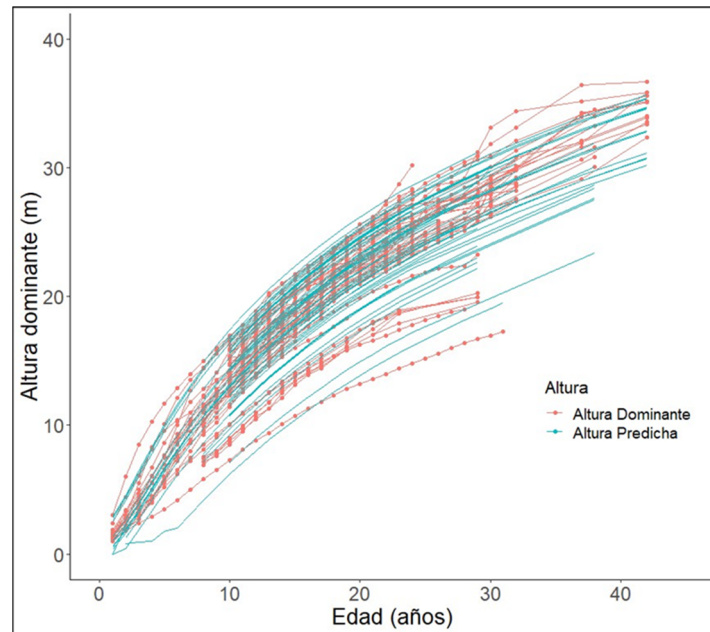


Figura 7. Predicciones individuales para la altura dominante en función de la edad. Líneas rojas con puntos son mediciones; líneas azules son predicciones a partir del modelo M2-mc con todos los datos combinados proyectados de la medición inicial de cada parcela.

Individual predictions for dominant height vs. age. Red lines and dots are measurements, and blue lines show predictions for the model M2-mc projected from the initial measurement in each plot.

años de edad, pero para los peores sitios, las predicciones tendieron a sobreestimar considerablemente a las observaciones, mientras que para las mejores calidades y edades mayores a 30 años las predicciones tuvieron tendencia a subestimar las trayectorias observadas.

DISCUSIÓN

La corrección a la violación de los supuestos del modelo de regresión, así como la incorporación de un efecto aleatorio, implica una considerable mejora en las propiedades estadísticas de los tres modelos probados como se observa en los índices de bondad de ajuste (Cuadro 5). La incorporación del efecto aleatorio, donde se considera la correlación entre medidas de un mismo sujeto también disminuye los efectos de la autocorrelación y la heterogeneidad de varianzas, mejorando las estimaciones de los parámetros y sus errores estándar (Mora et al., 2022).

En general, el comportamiento de los tres modelos probados y sus respectivas familias de curvas son bastante similares, con el modelo M1-mc mostrando valores inferiores durante los primeros años y valores superiores para los años finales de medición. El modelo M1-mc, presenta fuerte polimorfismo, alcanzándose la asíntota común a los 80 años. Los dos modelos restantes (M2-mc y M3-mc), si bien tienden a estabilizarse, no muestra que se vaya a alcanzar una asíntota común, incluso después de los 100 años.

El modelo seleccionado M2-mc de Korf, presenta no solo las mejores propiedades estadísticas, sino también un comportamiento biológico realista, incluso si se consideran índices de sitio más altos o más bajos que los seleccionados.

A nivel mundial se han desarrollado varios modelos de IS para ciprés, encontrándose una amplia variación en las observaciones y modelos empleado. Para los estudios en ciprés, la mayoría de los trabajos utilizaron edades base

entre 15-30 años (Cuadro 11). Los periodos de mediciones continuas están entre 1 y 80 años y los índices de sitio van desde los 12 hasta los 30 m, aunque con variaciones en la edad base escogida. La elección de la edad base es un criterio relativamente arbitrario y depende de varias razones, entre ellas, las edades abarcadas por la muestra, siendo escogida cerca de la edad promedio de los datos. Sin embargo, Teshome y Petty (2000) sugieren que una edad base menor a 15 años puede generar predicciones muy sesgadas, ya que el ciprés no ha superado la etapa juvenil. Por otra parte, la selección a edades avanzadas con pocas observaciones, puede llevar a extrapolaciones inadecuadas.

Al comparar las curvas de M2-mc con las del modelo generado para la misma región de Costa Rica a partir de un modelo de Prodan linealizado de efectos fijos, pero con mediciones hasta 34 años (Figura 8A), se observó que el nuevo modelo hace predicciones más conservadoras a edades avanzadas en los mejores sitios. Igualmente ocurre a edades muy tempranas, donde las predicciones del modelo anterior son mayores y menos variables. En el intervalo entre 10 y 40 años de edad, las curvas son prácticamente iguales. Los ICA e IMA fueron similares, pero los autores incluyeron un IS adicional de 30 m.

Por otra parte, al comparar el nuevo modelo con el desarrollado para Brasil (Dobner Jr 2021) quien usó una cronosecuencia (parcelas temporales entre 6 y 39 años) para desarrollar una familia de curvas anamórficas basadas en el modelo de Richards de efectos fijos; se observó que este predijo mayores alturas dominantes entre los 10 y 20 años de edad, pero después ocurre un aplanamiento considerable (asíntota = 29 m) acentuado en las calidades de sitio más bajas (Figura 8B). Este modelo no representa bien los datos para las clases intermedias, pero se asemeja aceptablemente en las clases más altas y más bajas, indicando que los datos no ajustan bien el comportamiento anamórfico.

Cuadro 11. Intervalo de alturas dominantes observadas a la edad base para varios modelos de índice de sitio desarrollados en América, África y Oceanía.

Range of dominant heights observed at base age for various site index models developed in America, Africa, and Oceania.

Sitio	Edad base (años)	Intervalo Alturas (m)	Autor
Costa Rica	20	13-28	Este estudio
Kenya	20	20-30	Ngugi et al. (2000)
Etiopía	15	18-26	Mamo & Sterba (2006)
Etiopía	30	12-27	Teshome & Petty (2000)
Etiopía	30	15-30	Pukkala & Pohjonen (1993)
Nueva Zelanda	30	15-30	Berrill (2004)
Nueva Zelanda	30	8,8-33,6	Kimberley et al. (2023)
Brasil	20	15-30	Dobner Jr (2021)

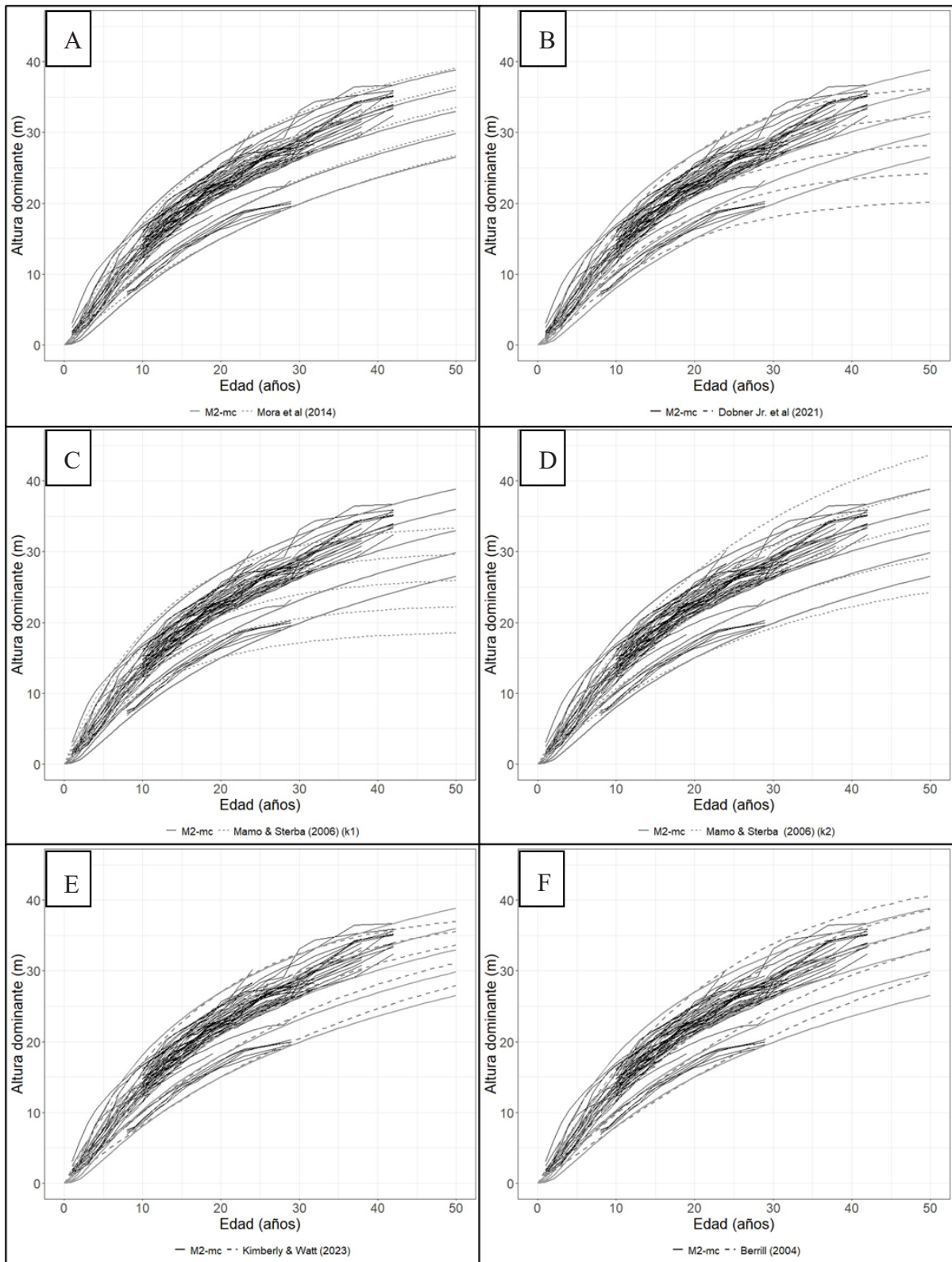


Figura 8. Curvas de índice de sitio y observaciones de crecimiento en altura dominante de este estudio comparadas con otros estudios.
Site index curves and observed dominant height growth observations compared to other studies.

Mamo y Sterba (2006) desarrollaron modelos para tres regiones de Etiopía a partir de parcelas permanentes cubriendo un intervalo entre 7 y 21 años de edad. Los autores usaron el modelo de Richards y no encontraron evidencia estadística de polimorfismo en cada sitio, pero sí diferencias en el parámetro de tasa de crecimiento (K) entre sitios y ausencia de punto de inflexión. En un sitio (Figura 8C y D) el comportamiento de las curvas se desvía considerablemente de la tendencia de los datos, con una fuerte subestimación de las clases a mayores edades y aplanamiento asintótico. Para los otros dos sitios (Figura 8d), las tasas de crecimiento son más altas, siendo las curvas de IS intermedias muy similares al presente modelo, pero con una fuerte sobreestimación en las clases más altas y subestimación en las más bajas, desviándose claramente de las trayectorias observadas en los datos.

El modelo polimórfico de Berrill (2004) basado en la función de Richards, tiende a subestimar en las edades intermedias, y a sobreestimar en las edades avanzadas (Figura 8E), mientras Kimberley y Watt (2023) encontraron que un modelo de Korf mixto polimórfico se desempeñó mejor que otras formas funcionales. Su comportamiento es muy similar al modelo seleccionado en este trabajo en el intervalo de datos (Figura 8F) consistentemente las curvas se desplazan hacia la asíntota común observándose un claro acercamiento entre las más altas y las más bajas lo que no es aparente en nuestro modelo.

Es importante asociar las curvas de IS con las variables ambientales que lo determinan lo cual ayudaría en la selección de los sitios óptimos para plantar la especie. En este sentido, Watt et al. (2009) asociaron el IS con factores ambientales como la temperatura, profundidad del suelo y contenido de humedad, aspectos genéticos y silviculturales. Ellos encontraron que la productividad del ciprés está relacionada a la temperatura media del aire, encontrando que la especie crece mejor en lugares relativamente más calientes en zonas subtropicales. El clima templado de Nueva Zelanda, no es el más apropiado para el ciprés, sin embargo, entre 1931 y 1999 el IS incrementó en 1,6 m correlacionado con 0,15 °C de incremento en la temperatura media y posiblemente el incremento de CO₂ atmosférico. Igualmente, la ampliación de la base genética mediante programas de mejora con la introducción de diversas procedencias parece ser el principal factor de incremento en IS con el tiempo. También las características de los suelos se correlacionaron con el IS, encontrándose los mejores sitios asociados con suelos profundos con buen contenido de humedad, mientras que suelos secos y superficiales se asociaron con bajos índices de sitio. Suelos poco profundos con capas impermeables y tendencia al anegamiento también afectó negativamente el IS. La fertilidad de los suelos también es un factor importante en el IS del ciprés principalmente la relación C:N y el contenido total de P en los suelos (Watt et al., 2009), siendo los programas de fertilización una forma de incrementar los índices de sitio. Watt et al. (2005) no encontraron una

correlación significativa entre la densidad (arb ha⁻¹) y el índice de sitio.

CONCLUSIONES

La familia de curvas polimórficas basada en el modelo (M2-mc) Korf reparametrizado en función del IS asociado a un efecto aleatorio y corregido para desviaciones de normalidad, heteroscedasticidad y autocorrelación fue superior en términos de bondad de ajuste a los otros modelos no lineales cuando se consideraron solo efectos fijos o mixtos corregidos (M1-mc-Richards y M3-mc-Prodan).

El modelo seleccionado presenta no solo las mejores propiedades estadísticas, sino también un comportamiento biológico realista, incluso si se consideran índices de sitio más altos o más bajos que los seleccionados.

El modelo desarrollado es apropiado para su empleo en la Región Central de Costa Rica y aunque su comportamiento biológico es realista, debe tenerse mucho cuidado al extrapolar a otras regiones, sobre todo a edades muy tempranas, dada la variabilidad del crecimiento del ciprés en diferentes condiciones ambientales.

Se recomienda el establecimiento de la especie en los mejores sitios con productividad muy alta y alta con índices de sitio 27 y 24 m respectivamente a los 20 años, ya que bajo estas condiciones los árboles alcanzan su mejor desarrollo. Por debajo de este rango no se recomienda iniciar una plantación de esta especie, excepto cuando es posible aplicar las medidas correctivas necesarias para mejorar las características del terreno, con el fin de optimizar las condiciones de crecimiento (i.e., fertilizar).

La mayor parte de los sitios contemplados en la muestra, se concentran en las tres mejores clases de calidad de sitio: productividad muy alta, alta y media, principalmente en Tarbaca y San José de la Montaña, con suelos ligeramente menos ácidos y mayores niveles de P, K y Ca. Esto sugiere que la Región Central de Costa Rica cuenta con condiciones muy propicias para el cultivo de *C. lusitanica*.

El índice de sitio es una buena medida de la productividad en rodales plantados monoespecíficos, además, al correlacionarse con las respectivas variables del sitio (clima y suelos), permite para la selección de los mejores sitios para establecer nuevas plantaciones.

Las curvas de IS desarrolladas en este trabajo, son una contribución relevante para elaborar modelos de crecimiento y rendimiento que permitan tomar decisiones más acertadas para el manejo de *C. lusitanica*, bajo diferentes escenarios en la Región Central de Costa Rica.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

FM, MJ, VM, OC, EC diseñaron el trabajo, contribuyeron al análisis y síntesis de datos, presentación e interpretación de resultados y discusión. RM y AQ contribuyeron al análisis y síntesis de datos, presentación e interpretación

de resultados y discusión. Todos los autores participaron en la preparación del manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Este trabajo fue financiado por el vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, bajo el proyecto 023815.

AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento especial a los propietarios de las plantaciones en las cuales se establecieron las diferentes parcelas. Los autores agradecemos a los revisores anónimos que, con sus comentarios, contribuyeron a mejorar este artículo.

REFERENCIAS

- Argueta, P. (2011). Diagnóstico de la situación actual de los incentivos forestales, evaluación de las características de sitio que influyen en el crecimiento y productividad del ciprés común (*Cupressus lusitanica* Miller) en plantaciones forestales y servicios prestados en la región V.2 del Instituto Nacional de Bosques-INAB. [Tesis de licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Agronomía].
- Berrill, J. P. (2004). Preliminary growth and yield models for even-aged *Cupressus lusitanica* and *C. macrocarpa* plantations in New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 34 (3), 272–292.
- Carrero, G., Jerez, M., Macchiavelli, M., Orlandoni, G., & Stock, J. (2008). Ajuste de curvas de índice de sitio mediante modelos mixtos para plantaciones de *Eucalyptus urophylla* en Venezuela. *Interciencia*, 33(4), 265–272.
- Casanoves, F., Macchiavelli, R., Balzarini, M., & Di Rienzo, J. A. (2022). *Modelos no lineales mixtos: Aplicaciones en INFOSTAT*. Universidad de Córdoba, Grupo InfoStat.
- Chinchilla, O. (1989). *Curvas de índice de sitio para ciprés (Cupressus lusitanica M.) en la zona de distribución artificial en Costa Rica*. [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional, Escuela de Ciencias Ambientales].
- Clutter, J., Forston, J., Pienaar, L., Brister, G., & Bailey, R. (1983). *Timber management: A quantitative approach*. Wiley, New York. 333 p.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2022). *InfoStat versión 2022*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- Dobner, M. Jr. (2021). Growth and yield of even-aged *Cupressus lusitanica* plantations in southern Brazil. *Floresta*, 51(4), 980. DOI: <https://doi.org/10.5380/rf.v51i4.75135>
- García, O. (2011). Dynamical implications of the variability representation in site-index modelling. *European Journal of Forest Research*, 130(4), 671–675. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0458-0>
- Groenendijk, J. J. (1983). *Tablas de crecimiento de Cupressus lusitanica para el Valle Central de Costa Rica*. Dirección General Forestal.
- Gutiérrez, G. (1989). *Evaluación de la calidad de sitio en plantaciones forestales, con especial referencia a Cupressus lusitanica Mill.* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agropecuarias].
- Jerez-Rico, M., Moret-Barillas, A. Y., Carrero-Gámez, O. E., Macchiavelli, R. E., & Quevedo-Rojas, A. M. (2011). Curvas de índice de sitio basadas en modelos mixtos para plantaciones de teca (*Tectona grandis* L. f.) en los Llanos de Venezuela. *Agrociencia*, 45, 135–145.
- Kimberley, M. O., & Watt, M. S. (2023). Growth models for even-aged stands of *Hesperocyparis macrocarpa* and *Hesperocyparis lusitanica*. *Forests*, 14(1), 105. DOI: <https://doi.org/10.3390/f14010105>
- Mamo, N., & Sterba, H. (2006). Site index functions for *Cupressus lusitanica* at Munessa Shashemene, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 237(1–3), 429–435.
- Mora, F., Meza, V., Chinchilla, O., & Chaves, E. (2014). Curvas polimórficas de índice de sitio para *Cupressus lusitanica* en la Región Central de Costa Rica. *Revista Forestal Venezolana*, 58, 7–26.
- Mora-Chacón, F., Jerez-Rico, M., Meza-Picado, V., Chinchilla-Mora, O., & Chaves-Salas, E. (2022). Modelos no lineales mixtos para la construcción de curvas de índice de sitio para *Tectona grandis* Linn. en la Vertiente del Pacífico de Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 56(1), 28–53. DOI: <https://doi.org/10.15359/rca.56-1.2>
- Nigh, G. (2015). Engelmann spruce site index models: A comparison of model functions and parameterizations. *PLOS ONE*, 10(4), e0124079. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124079>
- Ngugi, M. R., Mason, E., & Whyte, A. (2000). New growth models for *Cupressus lusitanica* and *Pinus patula* in Kenya. *Journal of Tropical Forest Science*, 12(3), 524–541.
- Palahí, M., Tomé, M., Pukkala, T., Trasobares, A., & Montero, G. (2004). Site index model for *Pinus sylvestris* in north-east Spain. *Forest Ecology and Management*, 187(1), 35–47.
- Pukkala, T., & Pohjonen, V. (1993). Yield of *Cupressus lusitanica* in Ethiopia. *Silva Fennica*, 27(3). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.a15672>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.R-project.org/>
- Tamarit-Urias, J. C., Rodríguez-Acosta, M., Quiñonez-Barraza, G., & Santiago-García, W. (2022). Nueva ecuación dinámica de altura dominante e índice de sitio para *Pinus chiapensis* (Martínez) Andresen en Puebla y Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 28(3), 331–347. DOI: <https://doi.org/10.5154/rchscfa.2021.05.030>
- Teshome, T., & Petty, J. A. (2000). Site index equation for *Cupressus lusitanica* stands in Munessa Forest, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 126 (3), 339–347.
- Torres, D. A., del Valle, J. I., & Restrepo, G. (2012). Site index for teak in Colombia. *Journal of Forestry Research*, 23 (3), 405–411. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-012-0277-x>
- Tschinkel, H. (1972). La clasificación de sitios y el crecimiento de *Cupressus lusitanica* en Antioquia, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 27(1), 3–30.
- Wang, M., Borders, B. E., & Zhao, D. (2008). An empirical comparison of two subject-specific approaches to dominant heights modeling: The dummy variable method and the mixed mo-

- del method. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2659–2669. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.030>
- Watt, M., Palmer, J., Dungey, H., & Kimberley, M. O. (2009). Predicting the spatial distribution of *Cupressus lusitanica* productivity in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 258(3), 217–223. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.003>
- Watt, M. S., Coker, G., Clinton, P. W., Davis, M. R., Parfitt, R., Simcock, R., Garrett, L., Payne, T., Richardson, B., & Dunningham, Y. A. (2005). Defining sustainability of plantation forests through identification of site quality indicators influencing productivity: A national view for New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 216, 51–63.

Recibido: 22.01.2025

Aceptado: 12.04.2025

Infiltración en suelos de uso forestal, ganadero y agrícola, análisis para la gestión hídrica en Málaga Santander - Colombia.

Infiltration in forestry, livestock and agricultural soils, analysis for water management in Málaga Santander - Colombia.

Lady Vanessa Hernández Saldaña ^a , Diego Alirio Meneses Padilla ^a ,
Mauricio Andrés Ruiz-Ochoa ^b , Ricardo Andrés Oviedo-Celis ^{**} 

* Autor de correspondencia: ^a Universidad Industrial de Santander, Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia, Programa Ingeniería Forestal, Málaga, Colombia, raovicel@correo.uis.edu.co

^b Unidades Tecnológicas de Santander, Facultad de Ciencias Naturales e Ingenierías, Programa de Ingeniería Ambiental, Bucaramanga, Colombia.

RESUMEN

El suelo y las coberturas vegetales que soporta, son fuente importante de bienes y servicios ecosistémicos, sin embargo, el uso y aprovechamiento no sostenible de estos recursos naturales provoca impactos negativos que afectan procesos como la infiltración. Se analizó la capacidad de infiltración en cuatro usos del suelo típicos de la zona rural del municipio de Málaga Santander – Colombia. Se caracterizó la composición y estructura de la flora en un bosque, una plantación forestal, un sistema agroforestal, y en pastos, la capacidad de infiltración se midió por el método de doble anillo, en 15 repeticiones por uso del suelo, donde igualmente fueron extraídas muestras de suelo a 0,30 m de profundidad para análisis propiedades físicas. La cuantificación de la capacidad de infiltración se realizó por el modelo de *Kostiakov*, datos de campo sometidos a pruebas de ANOVA, Tukey ($P < 0,05$) y correlación de Pearson. Los resultados mostraron diferencias en composición y estructura de la flora, y los suelos se caracterizan por una densidad aparente, porosidad total y humedad no similares. La velocidad de infiltración no mostró diferencias entre bosque y plantación forestal. La infiltración básica se correlacionó directamente con la densidad aparente, porosidad total y humedad. Se concluyó, que el uso del suelo y algunas propiedades físicas influyen en la capacidad de infiltración, información que puede servir para que comunidades en sectores rurales de los andes de Colombia, definan acciones de gestión integral del recurso hídrico en sus territorios, a partir del conocimiento de las coberturas vegetales que implementan.

Palabras claves: agua del suelo, gestión de agua, ecosistemas altoandinos, subsuelo.

ABSTRACT

The soil and the vegetation cover it supports are an important source of ecosystem goods and services; however, the unsustainable use and exploitation of these natural resources cause negative impacts that affect processes such as infiltration. The study analyzes the infiltration capacity in four typical land uses of the rural area in the municipality of Málaga Santander - Colombia. The composition and structure of the flora in a forest, forest plantation, agroforestry system and pasture were characterized, the infiltration capacity was measured by the double ring method, in 15 replicates per soil use, where soil samples were also extracted at 0.30 m depth for physical properties analysis. The quantification of infiltration capacity was carried out by the *Kostiakov* model, field data were subjected to ANOVA, Tukey ($P < 0.05$) and Pearson correlation tests. The results showed differences in composition and structure of the flora, and the soils are characterized by a bulk density, total porosity and moisture not similar. The infiltration rate showed no differences between forest and forest plantation. Basic infiltration was directly correlated with bulk density, total porosity and humidity. It was concluded that soil use and some physical properties influence the infiltration capacity, information that can help communities in rural sectors of the Andes of Colombia to define actions for the integrated management of water resources in their territories, based on the knowledge of the vegetation cover that they implement.

Keywords: soil water, water management, high andean ecosystems, subsoil.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural necesario para el desarrollo y sustento de todas las formas de la vida, no obstante, el desarrollo de actividades antrópicas no sostenibles

compromete su conservación (Paricahua, 2021). Carpio y Taype (2021) reconocen que actividades agropecuarias y forestales no sostenibles implementadas en el suelo, promueven un desbalance de la base nutricional, compactación y desertificación del suelo, alcanzando en algunos casos la

degradación de este sistema natural. Por tanto, el funcionamiento del suelo solo es posible si los atributos físicos, químicos y biológicos que lo caracterizan interactúan de forma constante y natural, aún sobre un uso productivo. Colombia cuenta con 12 órdenes taxonómicos de suelos, muestra del diverso patrimonio edáfico en el país (Lince & Sadeghian, 2021). Sin embargo, esta riqueza edáfica según estudios de Villegas del Castillo (2021) para la región andina en Colombia, está en riesgo de afectación debido a la ausencia de planificación en los territorios, y la inadecuada utilización del suelo según la vocación del recurso natural, situación que acontece también a nivel global. De acuerdo con Vallejo-Quintero (2013), la mayoría de estos suelos tienen alta capacidad para la producción agrícola, forestal y ganadera, pero reportes del Serrato (2013) indican que son actividades que han causado alteraciones al suelo en algunas regiones de Colombia, por la inadecuada implementación aspecto sobre el cual aún se tienen vacíos de información por abordar.

Este contexto de uso y aprovechamiento del suelo, crea escenarios no favorables que alteran el funcionamiento de los procesos en la interfaz suelo, planta, atmósfera que comprometen la generación y aporte de servicios ecosistémicos edáficos necesarios para garantizar la calidad de los sistemas vivos. De este modo, implementar usos de suelo como agrícola, forestal comercial y ganadero, demanda a nivel global aumentar esfuerzos institucionales para generar informaciones que permitan comprender su impacto real en el suelo, y así, establecer acciones de gestión que contribuyan a la conservación del suelo, los ecosistemas terrestres y los demás recursos naturales en los territorios (Leyva et al., 2018). Los recursos hídricos del suelo son necesarios para las plantas y las coberturas vegetales que conforman, pero su disponibilidad, depende de la interacción entre las fases líquida y sólida del suelo (Yaguache, 2022). En tal sentido, al modificar el funcionamiento hídrico del suelo, se promueve déficit hídrico, bajas tasas de ciclaje de nutrientes, desbalance del ciclo hídrico, ausencia de biota edáfica y la inestabilidad mecánica, situación que compromete su capacidad para dar soporte y sustento de la vida, un problema no específico de países en Latinoamérica (Luna et al., 2012).

La infiltración es un subproceso del ciclo hidrológico que refleja el ingreso de agua atmosférica al suelo, influenciado por la configuración física del suelo; y la composición y estructura de la cobertura vegetal que soporta (Karlin et al., 2019; Estrada et al., 2021). En tal sentido, la tasa de infiltración es una respuesta natural del suelo respecto del tipo de actividad productiva y/o manejo implementado. A su vez, una alteración de este patrón natural, afecta otros subprocesos del ciclo hidrológico como la escorrentía superficial cuyos valores altos implican alto riesgo de generar erosión del suelo, un problema frecuente en regiones tropicales (Zhao et al., 2013).

El municipio de Málaga Santander en los Andes de Sur América, se caracteriza por una matriz fragmentada del

paisaje resultado del historial de actividades rurales productivas implementadas. Esta localidad al nororiente de Colombia, presenta coberturas como bosques de *Quercus humboldtii*, pastos en mayor extensión, y algunas áreas dispersas en plantaciones forestales y sistemas agroforestales, de las cuales no se tiene claridad sobre su incidencia en la infiltración. Así, el objeto de este estudio, fue analizar el subproceso de infiltración en un contraste de características biofísicas de ecosistemas naturales y productivos comunes de Latinoamérica, para establecer un referente de gestión hídrica, ambiental y forestal en la región, replicable a otras latitudes que permita a comunidades rurales conocer y comprender el rol de las coberturas en sus fincas respecto de la regulación del agua.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se llevó a cabo en el municipio de Málaga, al sur oriente del departamento de Santander Colombia; localizado a 6°42'07" latitud norte y 72°43'56" longitud oeste, sobre 2.220 m.s.n.m. El clima del municipio es frío, con precipitación promedia anual de 1.400 mm distribuidos en los meses de marzo a mayo que concentran la primera época de lluvias, y una segunda época en los meses de octubre a noviembre, y la temperatura media anual oscila en un rango de 17,0 a 18,1 °C. Presenta relieve quebrado a ondulado con pendientes entre el 25 al 50%, los suelos se caracterizan por predominio materiales de origen ígneo, con profundidad efectiva y fertilidad moderada susceptibles a procesos de erosión donde en su mayoría se desarrollan de actividades productivas agropecuarias (CORPOICA, 1997; CONIF, 2007) (Figura 1).

Caracterización florística usos del suelo. Los datos de campo se colectaron en las veredas Buenavista, Pescaderito y Guásimo, ubicadas en la parte alta, media y baja del municipio, donde fueron seleccionados cuatro usos de suelo: un área en bosque natural de *Quercus humboldtii*, ubicada en suelos de relieve ondulado con pendientes entre 10 a 50% en la vereda Pescaderito sobre 2.921 m s.n.m., este bosque se encuentra delimitado como área de conservación donde no se ha realizado ningún tipo de intervención silvicultural o antrópica. Un área en plantación forestal de *Pinus patula* ubicada en la vereda Buenavista sobre 2.800 m s.n.m. en suelos con pendientes del 10 al 30%, la plantación presentó una densidad de siembra al momento del estudio de 600 árboles ha⁻¹ y 14 años de establecida donde se han realizado intervenciones silviculturales como podas de formación y raleos. Un área semi-tecnificada de pastos ubicada también en la vereda Buenavista sobre 2.737 m s.n.m. en suelos de relieve plano, y cuyo historial de establecimiento es mayor a 40 años, para el momento del estudio contaba con presencia de 5 semovientes en pastoreo, y finalmente un sistema agroforestal ubicado en la vereda Guásimo sobre 1.916 m s.n.m. establecido en suelos de relieve plano con Café (*Coffe arabiga*) y maderables hace

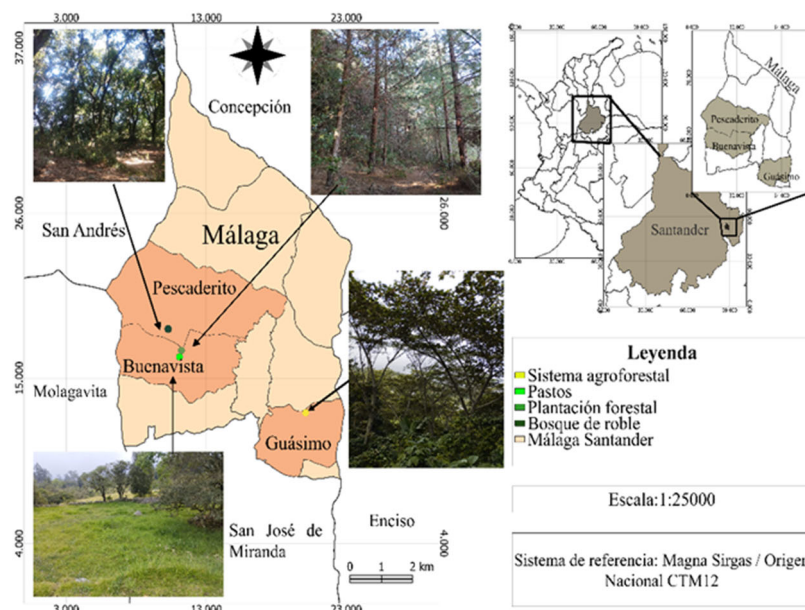


Figura 1. Área de estudio, localización puntos de muestreo usos del suelo seleccionados Municipio de Málaga Santander – Colombia.
Study area, location of sampling points selected land uses Municipality of Málaga Santander – Colombia.

10 años, y donde no se realiza ningún tipo de manejo tecnificado.

La composición y estructura florística se determinó así: para bosque y sistema agroforestal se registró la abundancia de especies, en tres parcelas rectangulares de 250 m² (50 x 5 m) cantidad sugerida por Bermejo et al. (2021) quienes llevaron a cabo estudios de igual alcance en Colombia. En pastos, se empleó la metodología de Sardi et al. (2018), en la cual se ubican seis subparcelas de 1 m² sobre un transecto de 50 m de longitud, donde se identificaron las gramíneas presentes, así como los individuos arbóreos. Finalmente, para la plantación forestal no se establecieron parcelas por tratarse de un monocultivo de la especie *P. patula*, en todos los casos se colectaron datos de altura y distancia entre individuos sobre un transecto de 50 m a partir del cual fueron elaborados los perfiles de vegetación.

Cálculo capacidad de infiltración. La capacidad de infiltración se obtuvo por el método de doble anillo (Sepúlveda, 1999). Para el estudio se realizaron 15 repeticiones de la prueba de infiltración, ubicando los anillos en una parte plana de cada uso del suelo y de forma aleatoria Zeng et al. (2022), para un total de 60 mediciones, con un mínimo de distanciamiento entre repeticiones de 1,5 m, esto para cubrir la variabilidad espacial del terreno. Se empleó un anillo de 0,53 y otro 0,28 m de diámetro, introducidos al suelo a una profundidad de 0,10 m. En el anillo de menor diámetro, se colocó un plástico para evitar el impacto directo del agua en el suelo, y el taponamiento de poros. Éste fue llenado inicialmente hasta una altura de 0,10 m para luego retirar el plástico, momento a partir del cual se inició

el registro de tiempos en intervalos de un minuto hasta los primeros 5 minutos, posteriormente, se incrementó a cinco minutos hasta los treinta minutos, y finalmente en intervalos de 10 minutos hasta completar una hora.

El estudio del suelo se realizó mediante análisis de siete propiedades físicas (Tabla 1), para lo cual fueron extraídas 15 muestras por uso del suelo como lo sugiere Lopes et al. (2020). Las muestras extraídas fueron simples tomadas a 0,30 m de profundidad con barreno de tornillo previo al inicio de la prueba de infiltración, y a un metro de distancia del perímetro del anillo de diámetro mayor para lograr variabilidad en los análisis físicos del suelo. La clase textural se obtuvo por el método de Bouyoucos, para la densidad aparente se emplearon cilindros metálicos de volumen conocido, la densidad real se determinó por el método de picnómetro, los valores de temperatura y humedad se obtuvieron por lectura directa en campo empleando un Sensor GS3, la porosidad total se halló como la relación entre la densidad aparente y real (Wu et al., 2016), y por último para el potencial mátrico se empleó un Irrrometer Tensiometer 0-100 kPa. Las muestras colectadas en campo fueron tamizadas en malla de 2 mm, para posterior análisis físico en el laboratorio de química de la Universidad Industrial de Santander Sede Málaga.

Análisis y procesamiento de datos. La capacidad de infiltración se determinó según Kostiakov, modelo sugerido por Kunst et al. (2003) y Mao et al. (2024) para estudios donde se busca contrastar la infiltración entre usos del suelo, dentro de sus bondades se destaca el ajuste la eficiencia y la relación de variables físicas del suelo con el ingreso del agua

Tabla 1. Propiedades físicas del suelo analizadas.
Physical properties of the soil analyzed.

Propiedad	Unidad	Método	Profundidad (m)
Textura (T)	%	Bouyoucos	0,30
Densidad aparente (Da)	g cm ⁻³	Cilindro metálico	0,07
Densidad real (Dr)	g cm ⁻³	Picnómetro	0,30
Porosidad total (Pt)	%	Relación Da / Dr	0,30
Humedad del suelo	%	Sensor GS3	0,30
Temperatura	°C	Sensor GS3	0,30
Potencial mátrico	kPa	Tensiómetro Irrometer	0,30

al mismo. Inicialmente se cuantifico la velocidad de infiltración, a partir de la relación entre el espesor de la lámina de agua que ingresa, y el tiempo que tarda en hacerlo [1].

$$I = at^b \quad [1]$$

donde, I es la velocidad de infiltración, expresada en cm/min, t es el tiempo de oportunidad (tiempo de contacto del agua con el suelo) expresado en minutos, a es el coeficiente que representa la velocidad de infiltración para el intervalo inicial del tiempo, y b corresponde al exponente adimensional que varía de acuerdo con las características del suelo entre 0 y -1.

Luego se cuantificó la infiltración acumulada (I_{cum}) como la cantidad de agua que pude almacenar un suelo en un límite de tiempo determinado, es decir, representa la integración de la velocidad de infiltración en el tiempo [2]

$$I_{cum} = \sum_0^t at^b * dt \quad [2]$$

Finalmente se obtuvo la infiltración básica (I_b), como expresión de velocidad contante durante el intervalo de tiempo que tardo cada prueba de campo [3].

$$I_b = a(-10b)^b \quad [3]$$

donde, I_b es la infiltración básica, a se deduce de la ecuación infiltración acumulada, b se deduce de la ecuación infiltración acumulada, y b es el exponente de velocidad de infiltración del suelo.

Los registros generados del trabajo de campo y análisis de laboratorio, fueron procesados mediante técnicas estadísticas descriptivas, para conocer su comportamiento respecto de la media para cada una de las variables. Luego, fueron aplicadas técnicas de análisis multivariado como análisis de varianza de un factor, para establecer niveles de significancia ($P < 0,05$). En este caso, la comparación de medias permitió comprobar o rechazar las hipótesis:

Ho = Todos los usos del suelo son iguales respecto de la infiltración básica.

H1 = Los usos del suelo presentan diferencias significativas respecto de la infiltración básica.

Para identificar similitudes entre usos del suelo y las variables edáficas, se aplicó una prueba de Tukey a los resultados y, por último, correlación de Pearson para establecer el grado de relación de las variables del suelo respecto de la infiltración básica estimada. El procesamiento estadístico y generación de gráficos se realizó en el software Rstudio®.

RESULTADOS

Caracterización florística usos del suelo. Se identificaron siete especies arbóreas en el sistema agroforestal *Thrichanthera gigantea*, *Albizia carbonaria*, *Inga edulis*, *Persea americana* y *Ochroma pyramidale*. Su uso en las fincas de la zona se debe a las bondades que tienen como sombra para el sistema productivo, así como, su alto grado de adaptabilidad. La mayor abundancia la registró *A. carbonaria* con el 17,9% de los individuos, seguido de *T. gigantea* e *I. edulis* con 16,4% y 14,9% respectivamente, que conformaron el estrato superior del modelo agroforestal, también, se identificaron algunos individuos dispersos de *Musa x paradisiaca* empleados como sombra transitoria (Figura 2).

En el suelo destinado a pastos se identificaron gramíneas como *Pennisetum clandestinum*, *Trifolium pratense* y *Holcus lanatus* cuyo desarrollo de altura oscilo los 0,50 y 0,60 m. De igual forma, fueron identificados algunos individuos arbóreos dispersos de *Fraxinus uhdei*, *Hesperocyparis lusitanica*, *Escallonia pendula* y *Acacia melanoxylon* con alturas entre 10 a 25 m (Figura 2). Finalmente, la plantación forestal se caracterizó por un solo estrato arbóreo cuya altura promedio fue 20 m (Figura 2).

El Bosque, registró tres especies arbóreas entre las cuales *Q. humboldtii* con el 92,4% se destaca como abundante e importante, *Clusia multiflora* con el 3,8% y *Weinmania tomentosa* con 2,5%, fueron las menos abundantes, un patrón característico de estos bosques en los andes de América donde la homogeneidad de *Q. humboldtii* les merece el nombre de robledales (Avella, 2016). Este uso del suelo presentó tres estratos, y los individuos en su interior re-

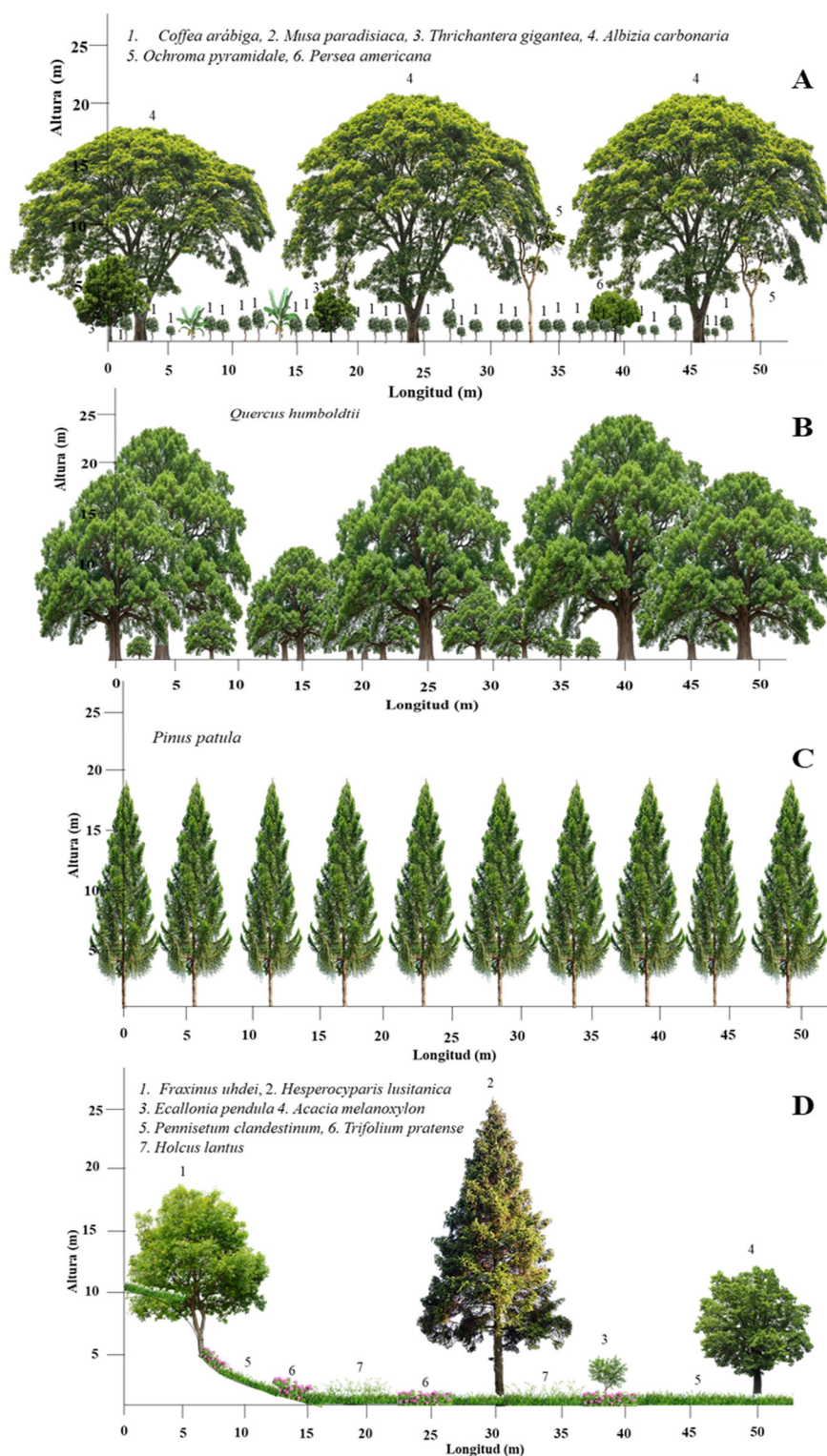


Figura 2. Estructura florística usos del suelo. (A) Sistema agroforestal, (B) Bosque *Quercus humboldtii*, (C) Plantación forestal y (D) Pastos municipio de Málaga Santander – Colombia.

Floristic structure land uses. (A) Agroforestry System, (B) *Quercus humboldtii* Forest, (C) Forest plantation and (D) Pastures municipality of Málaga Santander – Colombia.

gistraron un distanciamiento promedio de 5 m con alturas entre 5 a 25 m (Figura 2).

Caracterización física del suelo. La clase textural en los cuatro usos del suelo fue Franco Arenosa (FA), y refleja el equilibrio en la fracción sólida mineral que conforma los suelos en el municipio de Málaga. De igual forma, este resultado evidencia un estado ideal del sistema suelo como soporte de coberturas naturales y artificiales, aspecto que impacta igualmente procesos y dinámicas químicas y biológicas en un escenario de conservación natural del recurso suelo. La prueba de Tukey arrojó diferencias significativas ($P < 0,05$) para densidad aparente, porosidad total y humedad en los cuatro usos de suelo (Tabla 2). Para el caso de la plantación forestal y bosque se obtuvo igualdad en densidad aparente, en el sistema agroforestal y pastos esta propiedad se mostró como diferente. En el caso de la densidad real, no hubo diferencias significativas en pastos, plantación forestal y sistema agroforestal. Por último, la porosidad total y humedad arrojaron igualdad en bosque y plantación forestal y sistema agroforestal con pastos. La temperatura y potencial mátrico, no mostraron diferencias significativas ($P < 0,05$) en los cuatro usos del suelo.

Velocidad de infiltración para cada uso del suelo. La prueba de infiltración de doble anillo arrojó patrones diferentes en los suelos estudiados. Los primeros 15 min, mostraron mayores valores en la velocidad de infiltración en suelos con plantación forestal y bosque, contrario a suelos con pastos y sistema agroforestal, donde los resultados representaron una disminución entre el 19% y 25% de la velocidad de infiltración. Transcurridos 45 minutos de iniciado el ensayo, se presentó el cambio más drástico en la línea de velocidad para los cuatro usos. La plantación forestal paso de $68,6 \text{ mm min}^{-1}$ a $6,05 \text{ mm min}^{-1}$, en el caso del bosque este cambio representó 90,3%, en pastos fue del 91,7% y para sistema agroforestal del 92,6% (Figura 3).

De acuerdo con lo anterior, la velocidad de infiltración se estabilizó primero en el bosque y plantación forestal, con diferencia de 27 minutos a partir del minuto 249. Esto, equivale a una velocidad en bosque de $4,7 \text{ mm min}^{-1}$, y

en la plantación forestal de $3,3 \text{ mm min}^{-1}$. En el caso del sistema agroforestal, el proceso de estabilización se dio en el minuto 288 con una velocidad de $1,1 \text{ mm min}^{-1}$. El pasto fue el uso del suelo donde menor velocidad de infiltración se obtuvo con $0,3 \text{ mm min}^{-1}$, a los 340 minutos de iniciada la prueba en campo. Por último, los resultados mostraron como el modelo de Kostiakov se ajustó mejor a la plantación forestal y bosque respecto de la velocidad de infiltración.

Infiltración acumulada por uso del suelo. La cantidad de agua obtenida como paso del líquido en los usos del suelo, mostró un patrón coherente con los resultados de velocidad de infiltración. Se presentó igualdad entre bosque y plantación forestal hasta el minuto 30, y partir de este tiempo, la variable se comportó diferente hasta el final de la prueba. Para el caso del bosque, este alcanzó a los 500 minutos el máximo de agua acumulada con 8,621 mm, y la plantación forestal en este mismo tiempo registró 7,035 mm, valores que según la precisión estimada no se consideran diferentes. Los dos usos restantes, no presentaron un referente de tiempo similar durante el desarrollo de la prueba. Para el sistema agroforestal, se obtuvo a los 250 minutos un valor de 914 mm, y finalizada la prueba este uso arrojó un valor de 1,400 mm. El pasto, fue el uso con los menores valores de agua acumulada, en este caso, a los 250 minutos se presentó una diferencia de 658 mm respecto del sistema agroforestal que aumentó a 379 mm al cierre de la prueba de campo (Figura 3).

Infiltración básica. La infiltración básica, según el análisis de varianza mostró diferencias significativas en los cuatro usos del suelo estudiados ($P < 0,05$). En tal sentido, se acepta H_1 como hipótesis del estudio, donde los ensayos de campo reflejan estabilidad de la variable desde el minuto 249. La prueba de Tukey mostró igualdad respecto de la infiltración básica ($P < 0,05$) solo en bosque y plantación forestal.

Relación capacidad infiltración y atributos físicos del suelo. La capacidad de infiltración de los cuatro usos del suelo, mostró mayor incidencia respecto de la porosidad

Tabla 2. Comparación de medias propiedades físicas de suelos analizados en el municipio de Málaga – Santander Colombia.

Comparison of average physical properties of soils analyzed in the municipality of Málaga – Santander Colombia.

Uso del suelo	Densidad aparente (g cm^{-3})	Densidad real (g cm^{-3})	Porosidad total (%)	Humedad (%)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Potencial mátrico (kPa)
Plantación forestal	$0,84 \pm 0,22$ c	$2,63 \pm 0,03$ a	$65,27 \pm 7,83$ a	$9,40 \pm 9,13$ b	$20,89 \pm 6,85$ a	$28,28 \pm 11,77$ a
B. <i>Q.humboldtii</i>	$0,75 \pm 0,05$ c	$1,57 \pm 0,37$ b	$68,16 \pm 7,32$ a	$6,95 \pm 3,88$ b	$20,8 \pm 2,91$ a	$25,81 \pm 9,29$ a
Pastos	$2,01 \pm 0,33$ a	$2,64 \pm 0,03$ a	$45,51 \pm 8,10$ b	$25,06 \pm 13,71$ a	$22,11 \pm 3,91$ a	$23,54 \pm 10,99$ a
Sistema agroforestal	$1,56 \pm 0,07$ b	$2,55 \pm 0,11$ a	$50,19 \pm 2,58$ b	$26,23 \pm 6,93$ a	$21,09 \pm 2,35$ a	$28,41 \pm 3,64$ a

Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas Prueba de Tukey ($P < 0,05$).

Different letters in the same row indicate significant differences Tukey test ($P < 0,05$).

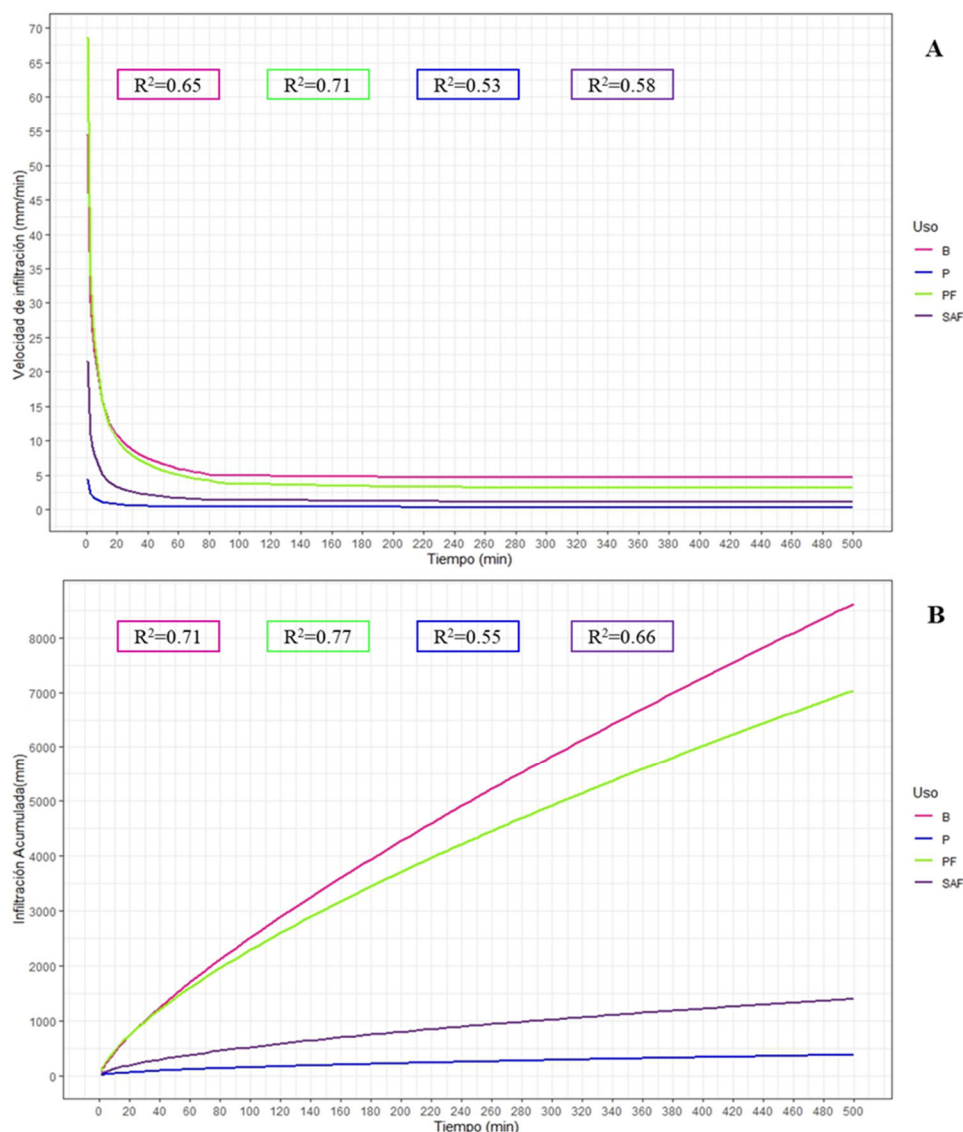


Figura 3. Curvas de velocidad de infiltración (A) y curvas de infiltración acumulada (B) según uso del suelo. (P) Pastos, (PF) plantación forestal, (SAF) sistema agroforestal y (B) Bosque.

Infiltration speed curves (A) and cumulative infiltration curves (B) according to land use (SAF) Agroforestry System, (B) *Q. humboldtii* Forest, (C) Forest plantation and, (D) Pastures.

total, densidad aparente y humedad. La porosidad total, en la plantación forestal y el bosque fueron los usos del suelo donde se presentó la relación más fuerte (Figura 4). En pastos y sistema agroforestal, la relación fue igualmente positiva y fuerte. Se destaca la relación fuerte pero inversa que presenta la humedad en los cuatro usos del suelo. Sin embargo, el bosque obtuvo el valor más alto, y el valor mínimo se presentó en pastos. En el caso de la densidad aparente, también se tienen valores de correlación fuerte e inversos, siendo el bosque donde se obtuvo el valor más alto. Los restantes usos del suelo estudiados también presentaron correlación muy alta e inversa, tal como se aprecia en la Figura 4.

DISCUSIÓN

Como era de esperarse, los cuatro usos del suelo estudiados fueron diferentes en estructura y composición florística. El sistema agroforestal, presentó dos estratos conformados a partir de tres especies de enfoque productivo agrícola y cuatro forestales, resultados que difieren de los obtenidos por Zapata (2019) en la región central andina de Colombia, al comparar tres modelos agroforestales de café con maderables, que presentaron tres estratos y una composición de 43 especies arbóreas. Situación similar reportada en otros países de Latinoamérica como México por Román et al. (2016) donde estos sistemas de uso del suelo

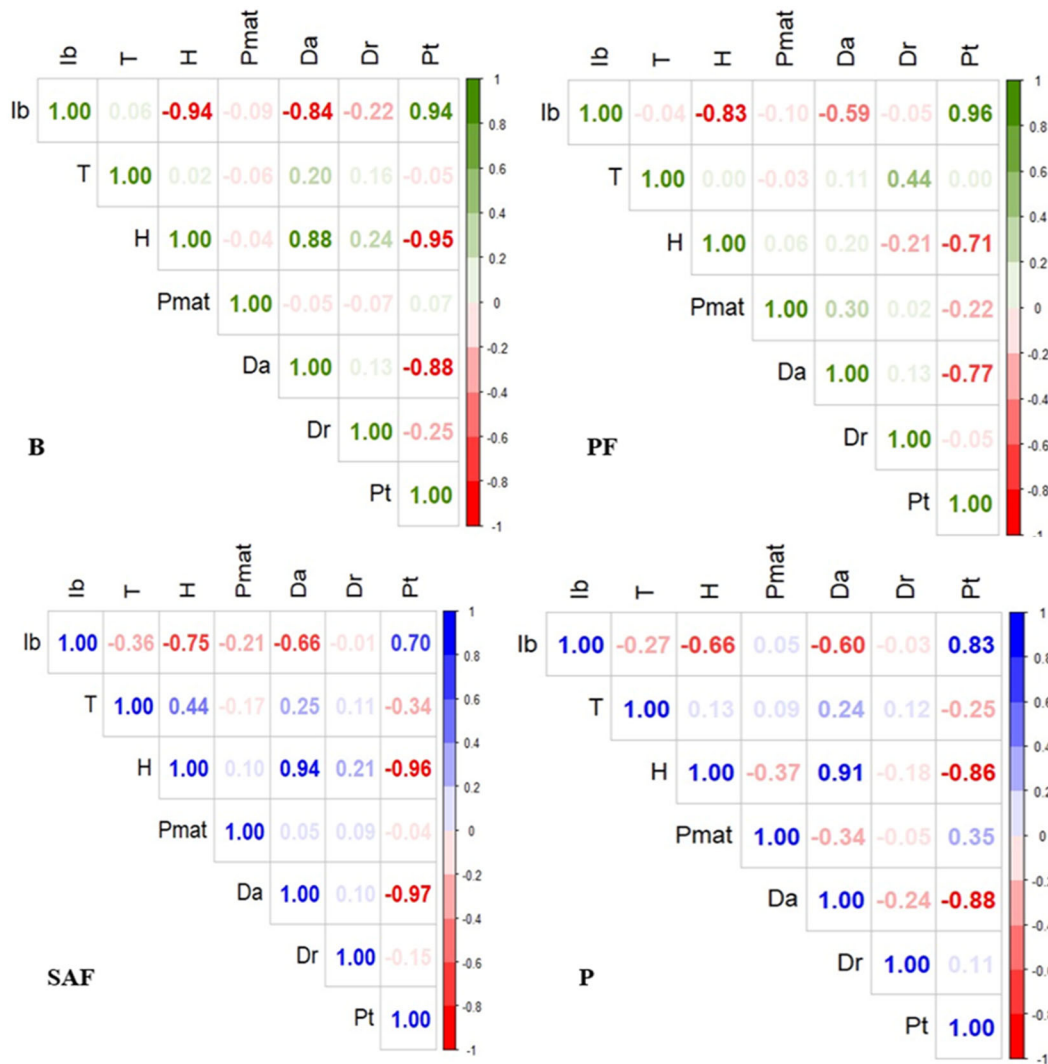


Figura 4. Correlograma de infiltración básica y variables edáficas en bosque (B), plantación forestal (PF), pastos (P) y sistema agroforestal (SAF), donde se muestra el tipo y la fuerza de la relación entre las distintas variables de estudio.

Correlogram of basic infiltration and soil variables in forest (B), forest plantation (PF), pastures (P) and agroforestry system (SAF), showing the type and strength of the relationship between the different study variables.

se conforman a partir de especies maderables, forrajeras y medicinales que dan una configuración de estructura más compleja. La presencia de tres estratos en el Bosque, dominados por la especie *Q. humboldtii* difiere de estudios adelantados por Ospina y Paz (2012) en la región andina del Cauca, donde reportan 51 especies forestales, un patrón de diversidad mayor que refleja el estado crítico de los ecosistemas forestales naturales en Málaga, producto de la expansión agrícola y ganadera, un problema que Aristizabal y Hermelin (2008) mencionan requiere abordajes desde enfoques socio-económicos para solucionarlo a escala local.

La plantación forestal, fue el uso del suelo de menor complejidad florística por su carácter de monocultivo, característica que no resta importancia a sus funciones como cobertura del suelo, aspecto que concuerda con Sánchez-

Londoño et al. (2021) quienes destacan la contribución de su implementación en sectores rurales para la conservación del suelo, y como hábitat para especies de flora y fauna amenazadas. Para este cultivo, el manejo silvicultural implementado se destaca como importante, algo que Castellanos et al. (2008) reconocen necesario en cultivos forestales comerciales. El área destinada a ganadería presentó composición y estructura florística similar a la reportada por Vásquez et al. (2020), quienes identificaron árboles de *H. lusitanica* y *A. melanoxylon* en fincas ganaderas del Perú asociadas con *P. clandestinum* como las identificadas en la zona de estudio, resultados que evidencian la baja transición hacia modelos pecuarios integrales que integren arreglos silvopastoriles como alternativas de producción pecuaria y forestal.

Por su parte, las variables edáficas analizadas en el estudio mostraron diferencias entre los usos seleccionados, resultados que concuerdan con Nuñez et al. (2022) quienes compararon propiedades físicas en usos de suelo similares; y concluyen que las actividades productivas pueden ser un agente que promueva este tipo de modificaciones específicamente en aquellas propiedades relacionadas con la mecánica del suelo, aspecto que Sandoval-Moreno y Günther (2008) identifican como estratégico para ser tratado con propietarios de las fincas y mostrar como las prácticas de manejo en los sistemas productivos pueden incidir en la gestión hídrica local. Situación igualmente validada por Neris et al. (2012) quienes ratifican la influencia de la conversión de suelos forestales a usos agropecuarios en propiedades como la densidad aparente, con implicaciones negativas en las tasas de infiltración de agua en el suelo. Este estudio demostró como las coberturas presentes en los cuatro usos del suelo en Málaga Santander, inciden las características de la infiltración hallazgo igualmente informado por Liu et al. (2018) quienes atribuyen estas diferencias a cambios en la física del suelo como fue acá informado.

La velocidad de infiltración, fue una variable que se caracterizó por dos momentos específicos de estabilidad, donde el bosque y la plantación forestal alcanzaron el primer tiempo, seguido del sistema agroforestal y pastos. Resultados que corroboran Béjar et al. (2021) quienes reportan valores altos de infiltración básica y acumulada en usos forestales empleando igualmente método de doble anillo y modelo de Kostiakov. Así mismo, estudios realizados por Gómez et al. (2014) y Garate et al. (2022) concuerda con los resultados obtenidos, al indicar que las tierras de pastoreo presentan menor tasa de infiltración. En este mismo sentido, los hallazgos acá reportados concuerdan con Lopes et al. (2020) quienes indican que una alta velocidad de infiltración es producto de una mayor cantidad de hojarasca y materia orgánica aportada por usos del suelo arbóreos, donde también los complejos sistemas radiculares inciden en la cantidad de macroporos del suelo. La capacidad de infiltración para los cuatro usos del suelo fue diferente, siendo más baja en usos de suelo agrícola y pecuario; valores afectados negativamente por la densidad aparente y la porosidad total del suelo, información que coincide con la obtenida por Sandoval et al. (2021) para quienes la infiltración más baja se presenta en estas actividades productivas agrícolas y pecuarias, donde la densidad aparente y porosidad total presentaron valores críticos de compactación.

El bosque de *Q. humboldtii* fue el uso del suelo con mayor capacidad de regulación hídrica, debido a que alcanzo una estabilidad en la tasa de infiltración en el menor tiempo, en comparación con suelos destinados a la ganadería y agricultura, resultado que coincide con García-Leoz et al. (2018) y Lozano-Trejo et al. (2020) para quienes las coberturas boscosas son un elemento natural que tienen mayor potencial para mantener la disponibilidad de agua, y por ende favorece el aporte de servicios ecosistémicos

para las comunidades rurales y urbanas que los demandan. En tal sentido, cada resultado generado muestra la realidad ambiental del agua, más allá de la infiltración, y visualiza como cada elemento del paisaje rural en la región de estudio debe ser tratado desde la sinergia natural que crea su presencia.

CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que la composición y estructura florística de las coberturas, son características asociadas a los subprocesos del ciclo hidrológico como la infiltración. Un referente inicial que el estudio visualiza para ciertos ecosistemas naturales y productivos del municipio de Málaga en Santander Colombia. En tal sentido, las informaciones acá aportadas no solo son un punto de partida cuantitativo de la infiltración, por el contrario, contribuyen a la comprensión de la gestión del agua desde un enfoque integral que abarca el conocimiento de la cobertura por parte de las comunidades campesinas. Por tanto, se hace necesario promover el estudio de las coberturas vegetales, el ciclo hidrológico y los subprocesos como la infiltración, en otros usos del suelo y ecosistemas a nivel nacional, regional y global, de tal forma, que se tenga claridad sobre la infiltración como insumo de gestión y planificación hídrica. Al respecto, algunas de las coberturas acá estudiadas requieren un entendimiento diferente según el contexto geográfico, tal es el caso de las plantaciones forestales de *Pinus* sp., que para el caso de Colombia es una especie introducida de enfoque comercial, pero que en otras latitudes hacia el norte y sur del planeta se presenta como masas forestales nativas.

Las informaciones aportadas por el estudio, reflejan como la relación suelo y actividades productivas agropecuarias, demandan acciones orientadas a mejorar las prácticas de manejo que mitiguen la alteración de las propiedades físicas del suelo, lo anterior, por ser los usos donde se evidenció la menor capacidad de infiltración, condición que promueve exceso de escorrentía superficial y hace susceptible el suelo a la erosión. En este sentido, el bosque de *Q. humboldtii* y la plantación forestal se proyectan como dos usos del suelo que favorecen la regulación hídrica en la interfaz atmósfera, suelo, planta, no obstante, se trata de resultados para la región tropical, por tanto, es fundamental explorar estas investigaciones en bosques de zonas templadas y boreales donde aspectos como la estacionalidad climática, y la evolución pedogenética del suelo pueden generar otros patrones de contrastes sobre los acá presentados. Finalmente, es necesario incentivar entre las comunidades campesinas la conservación del suelo y los ecosistemas naturales de forma sincrónica al establecimiento de sistemas productivos, de tal forma, que la gestión hídrica local, el uso sostenible del suelo, y el desarrollo de actividades productivas económicas como la forestal, se conviertan en escenarios que aporten bienes y servicios ecosistémicos asociados a la dinámica hídrica global.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

HS-L y MP-D realizó la recopilación de datos de campo, analizó los resultados y preparó el primer borrador. RO-M y OC-R diseñó el estudio, revisión y escritura de versión final del documento.

FINANCIAMIENTO

El desarrollo y ejecución del estudio, no recibió ningún tipo de financiamiento.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a los propietarios de las fincas en el municipio de Málaga Santander Colombia, por su disposición para los trabajos de campo y montaje del ensayo.

REFERENCIAS

- Aristizabal, A & Hermelin, M. (2008). Los caminos de ganado en las tierras altas del departamento de Antioquia: Una primera aproximación. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, 24: 55-71.
- Avella, A. (2016). Los bosques de robles (fagáceas) en Colombia: composición florística, estructura, diversidad y conservación. Bogotá, Colombia.
- Béjar, S., Cantú, I., Yánes, M., & Luna, E. (2021). Evaluación y predicción de la infiltración en un Andosol bajo diferentes usos de suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 12(7): 1171-1183. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v12i7.2327>
- Bermejo, L., García, A., & Soler, L. (2021). Influencia de la vegetación en la conductividad hidráulica en tres tipos de coberturas forestales. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 42(2): 52-60.
- Carpio, L & Taype, I. (2021). Multitemporal analysis of plant associations and land use changes in a high andean locality, Puno-Peru. *Uniciencia*, 35(2): 1-19. DOI: <https://doi.org/10.15359/RU.35-2.3>
- CONIF (Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal). (2007). Zonificación Forestal para el Departamento de Santander – Colombia. 121p.
- CORPOICA (Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria). (1995). Caracterización biofísica y socioeconómica de la provincia de García Rovira. 151p.
- Estrada, M., Achkar, M., & Donadío, A. (2021). Comportamiento de la tasa de infiltración y su relación con parámetros físico-químicos de los suelos como indicadores en la mejora de la conservación del agua, en los lugares intervenidos con el proyecto + agua + identidad. *Geo UERJ*, 39, (e51481). DOI: <https://doi.org/10.12957/geouerj.2021.51481>
- Garate-Quispe, J., Bejar, N., Pillco, N., Herrera-Machaca, M., & Dueñas, H. (2022). Diferencias en la capacidad de infiltración del suelo en dos tipos de cobertura vegetal en la amazonia peruana. *Folia Amazónica*, 31(2): 227-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.24841/fa.v31i2.578>
- García-Leoz, V., Villegas, J., Suescún, D., Flórez, C., Merino, M., Betancur, T., & León, J. (2018). Land cover effects on water balance partitioning in the Colombian Andes: improved water availability in early stages of natural vegetation recovery. *Regional Environmental Change*, 18(4): 1117-1129. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1249-7>
- Gómez, G., Munive, R., Mallma, T., & Orihuela, C. (2014). Evaluación de la tasa de infiltración en tierras agrícolas, forestales y de pastoreo en la subcuenca del río Shullcas. *Apuntes De Ciencia & Sociedad*, 4(1). DOI: <https://doi.org/10.18259/acs.2014004>
- Karlin, M., Salazar, J., Cora, A., Sánchez, S., Arnulphi, S., & Accietto, R. (2019). Cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración En el centro de córdoba (argentina). *Ciencia del Suelo*, 37(2): 196-208.
- Kunst, C., Ledesma, R., Basan, N., Angella, M., Prieto, G., & Godoy, J. (2003). Rolado de ‘fachinales’ e infiltración de agua en suelo en el chaco occidental (Argentina). *RIA*, 32(3), 105-126.
- Lopes, V., Cardoso, I., Fernandes, O., Rocha, G., Bello, F., Moura, W., Santana, F., Veloso, G., & Rodríguez, J. (2020). The establishment of a secondary forest in a degraded pasture to improve hydraulic properties of the soil. *Soil & Tillage Research*, 198: 2-9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104538>
- Leyva, S., Aime, B., & Reyes, M. (2018). Propiedades de los suelos en diferentes usos agropecuarios, Las Tunas, Cuba. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 35(1): 36-47. DOI: <https://doi.org/10.22267/rcia.183501.81>
- Lince, L., & Sadeghian, S. (2021). Taxonomía de suelos. Consideraciones para la zona cafetera de Colombia. *Boletín Técnico Cenicafe*, 45: 1-31. DOI: <https://doi.org/10.38141/10781/045>
- Lozano-Trejo, S., Olazo-Aquino, J., Pérez-León, M., Castañeda-Hidalgo, H., Díaz-Zorrilla, G., & Santiago-Martínez, G. (2020). Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *Terra Latinoamericana*, 38(1): 57-66. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v38i1.443>
- Luna, W., Estrada, H., Jiménez, M., & Pinzón, L. (2012). Efecto del estrés hídrico sobre el crecimiento y eficiencia del uso del agua en plántulas de tres especies arbóreas caducifolias. *Terra Latinoamericana*, 30(4): 343-353.
- Liu, Z., Ma, D., Hu, W., & Li, X. (2018). Land use dependent variation of soil water infiltration characteristics and their scale-specific controls. *Soil & Tillage Research*, 178: 139-149. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.001>
- Mao, W., Zhu, Y., Huang, S., Han, X., Sun, G., Ye, M., & Yang, J. (2024). Assessment of spatial and temporal seepage losses in large canal systems under current and future water-saving conditions: A case study in the Hetao Irrigation District, China. *Agricultural Water Management*, 291, 1-15. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108615>
- Neris, J., Jiménez, C., Fuentes, J., Morillas, G., & Tejedor, M. (2012). Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain). *Catena*, 98: 55-62. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.006>
- Núñez, J., Cristóbal, D., Hernández, E., & Villanueva, A. (2022). Effect of three production systems on the physical fertility status of the soil. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(72), 55-81. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i72.1279>
- Ospina, R., & Paz, J. (2012). Características florísticas de un bosque de roble (*Quercus humboldtii*) en la meseta de Popayán (Cauca). *Biotechnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 10(2): 243-248.

- Paricahua, M. (2021). Cambio climático y desarrollo sostenible. *Revista Latinoamericana Ogmios*, 1(1):82-90. DOI: <https://doi.org/10.53595/rlo.2021.1.008>
- Román, M., Mora, A., & González, G. (2016). Sistemas agroforestales con especies de importancia maderable y no maderable, en el trópico seco de México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 20(2): 53-69.
- Sandoval, C., Cantú, I., González, H., Yáñez, M., Marmolejo, J., & Gómez, M. (2021). Effect of different land use in the physical and hydrological properties of a Luvisol in the state of Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(68): 151-177. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i68.982>
- Sandoval-Moreno, A., & Günther, M. (2008). La gestión comunitaria del agua en México y Ecuador: Otros acercamientos a la sustentabilidad. *Ra Ximhai*, 9(2): 165-179.
- Sardi, A., Torres, M., & Corredor, G. (2018). Diversidad florística en un paisaje rural del piedemonte de los farallones de Cali, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(2): 142-160. DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201X.10866>
- Sepúlveda, R. (1999). El infiltrómetro de cilindro simple como método de cálculo de la conductividad hidráulica de los suelos. Experiencias de campo en ámbitos de montaña mediterránea. *Baetica*, 21: 9-33. DOI: <https://doi.org/10.24310/BAETICA.1999.v0i21.480>
- Serrato, M. (2013). Mal uso del suelo en Colombia ocasiona problemas socioeconómicos. *Revista Sistemas de Producción Agroecológicos*, 4(2): 66-80. DOI: <https://doi.org/10.22579/22484817.624>
- Vallejo-Quintero, V. (2013). Importancia y utilidad de la evaluación de la calidad de suelos mediante el componente microbiano: experiencias en sistemas silvopastoriles. *Colombia Forestal*, 16(1): 83-99.
- Vásquez, H., Valqui, L., Alegre, J., Gómez, C., & Maicelo, J. (2020). Análisis de cuatro sistemas silvopastoriles en Perú: Caracterización física y nutricional de pasturas, composición florística, reserva de carbono y CO₂. *Scientia Agropecuaria*, 11(2): 167-176. DOI: <https://doi.org/10.17268/SCI.AGROPECU.2020.02.03>
- Villegas del Castillo, C. (2021). El ordenamiento del suelo rural en Colombia. Bogotá, Colombia. Cider. 15 p.
- Wu, G., Yang, Z., Cui, Z., Liu, Y., Fang, N., & Shi, Z. (2016). Mixed artificial grasslands with more roots improved mine soil infiltration capacity. *Journal of Hydrology*, 535: 54-60. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhidrol.2022.127893>
- Yaguache, L. (2022). Humedad y almacenamiento de agua en el suelo en cuatro tipos de cobertura vegetal. *Ciencias Agrarias*, 15(1): 19-24.
- Zapata, P. (2019). Composición y estructura del dosel de sombra en sistemas agroforestales con café de tres municipios de Cundinamarca, Colombia. *Ciencia Florestal*, 29(2): 685-697. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509827037>
- Zeng, C., Ze, H., Yu-Bin, W., Jia-Xin, Q., & Gao-Lin, W. (2022). Soil water deficit was effectively alleviated by higher water infiltration after the short-term forestland-to-farmland conversion in semi-arid area. *Journal of Hydrology*, 610: 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhidrol.2022.127893>
- Zhao, L., Wang, L., Liang, X., Wang, J., & Wu, F. (2013). Soil Surface Roughness Effects on Infiltration Process of a Cultivated Slopes on the Loess Plateau of China. *Water Resources Management*, 27(14): 4759-4771. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0428-7>

Recibido: 25.11.2024

Aceptado: 01.06.2025

Infestation level and natural enemies of *Prosopidopsylla* sp. (Hemiptera: Psyllidae) on *Neltuma alba* (Fabaceae) in the Chaco Seco ecoregion, Argentina

Nivel de infestación y enemigos naturales de *Prosopidopsylla* sp. (Hemiptera: Psyllidae) sobre *Neltuma alba* (Fabaceae) en la ecoregión Chaco Seco, Argentina

Gualterio Barrientos ^{a,b} * , Carla Baliotte ^c , Antonela Dettler ^{a,b,d} , Emilia Martínez ^{a,b,d} ,
Florencia Vazquez ^{a,b,e} , Agustina Ansa ^{a,b,d,f} , Marina Santadino ^{a,b,d} , Mauricio Ewens ^g ,
Elena Craig ^{a,d} , Daniel Alejandro Aquino ^{c,h} , María Riquelme Virgala ^{a,b,d,f} 

* Corresponding author: ^a Universidad Nacional de Luján, Departamento de Tecnología. Buenos Aires, Argentina, gualteriobarrientos@yahoo.com.ar

^b Universidad Nacional de Luján, Grupo de Investigaciones en Bioecología de Artrópodos de Importancia Agrícola. Buenos Aires, Argentina

^c Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, División Entomología. Buenos Aires, Argentina.

^d Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (UNLu-CONICET). Buenos Aires, Argentina.

^e Insectario de Investigaciones en Lucha Biológica (IMYZA-INTA). Buenos Aires, Argentina.

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

^g Universidad Católica de Santiago del Estero, Estación Experimental Fernández. Santiago del Estero, Argentina.

^h Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Buenos Aires, Argentina.

SUMMARY

The native species *Neltuma alba* is promoted in the Chaco Seco ecoregion for its forestry, timber and ethnobotanical potential. *Prosopidopsylla* is a genus of insects that develops mainly on *Neltuma* spp., causing malformations in leaves and their subsequent fall. Due to the value of *N. alba*, the aims were to evaluate the incidence and severity of *Prosopidopsylla* sp. and record its main natural enemies. The study was carried out at the Fernández Experimental Station, Santiago del Estero, Argentina. According to the phenology of the trees, branches of cloned plants from four origins were collected. The abundance of psyllids and its ovipositions as well as the damage were recorded, to calculate the incidence (proportion of leaves on which they were present) and severity (number of specimens or associated damage per leaf). In addition, the abundance of predators, and parasitized immatures were recorded. The results demonstrate that there is a synchronization of the activity of the psyllids with the phenology of *N. alba*, with the bloom period being the most favourable for the development of these insects; there is a differential susceptibility among the different origins of the clones; the region has a variety of predators and parasitoids with the potential to regulate the *Prosopidopsylla* sp. population, the main ones being *Orius* sp., *Zelus renardii* and *Psyllaephagus* sp. The information presented in this work constitutes a basis for the management and selective improvement for *N. alba* resistance against *Prosopidopsylla* sp. and the promotion of its biological controllers in the Chaco Seco ecoregion.

Keywords: plant-sap sucker hemipteran, generalist predators, parasitoids, native species, algarrobo blanco.

RESUMEN

La especie nativa *Neltuma alba* es promocionada en la ecoregión Chaco Seco por su potencial forestal, maderero y etnobotánico. *Prosopidopsylla* es un género que se desarrolla principalmente sobre *Neltuma* spp., ocasionando malformaciones en las hojas y su posterior caída. Debido al valor de *N. alba*, los objetivos fueron evaluar la incidencia y severidad de *Prosopidopsylla* sp. y registrar sus principales enemigos naturales. El estudio fue realizado en la Estación Experimental Fernández, Santiago del Estero, Argentina. Según la etapa fenológica de los árboles, se recolectaron ramas de plantas clonadas de cuatro orígenes geográficos. Se registró la abundancia de psílidos y sus oviposiciones, así como los daños, para calcular la incidencia (proporción de hojas en las que estuvieron presentes) y la severidad (número de ejemplares o daños asociados por hoja). Además, se registraron las abundancias de depredadores y ejemplares parasitoidizados. Los resultados demuestran que existe una sincronización de la actividad de los psílidos con la fenología de *N. alba*, siendo el período de floración el más favorable para el desarrollo de estos insectos; existe una susceptibilidad diferencial entre los diferentes orígenes de los clones; la región dispone de una variedad de depredadores y parasitoides con potencial para regular la población de *Prosopidopsylla* sp., siendo los principales *Orius* sp., *Zelus renardii* y *Psyllaephagus* sp. La información presentada en este trabajo constituye una base para el manejo y mejoramiento selectivo de la resistencia de *N. alba* frente a *Prosopidopsylla* sp. y la promoción de sus controladores biológicos en la ecoregión Chaco Seco.

Palabras clave: succionadores de savia, depredadores generalistas, parasitoides, especies nativas, algarrobo blanco.

INTRODUCTION

Species of the genus *Neltuma* Raf. are considered as “multipurpose species” due to their ability to provide not only quality wood but also wood for fuel such as firewood and charcoal, fruits for human consumption, and fodder for livestock. Their flowers provide nectar and pollen for beekeeping activity (López Lauenstein et al., 2012, Fontana et al., 2020). In turn, it can be used as part of the tree component of silvopastoral and agroforestry systems, improving animal welfare and increasing productivity (López Lauenstein et al., 2012).

Neltuma alba (Hughes & Lewis), known as “algarrobo blanco” is a promoted native species in the Chaco Seco ecoregion due to its high forestry and timber potential, in addition to the cultural value it represents for local communities (López Lauenstein et al., 2012).

Currently, due to Argentine National Law 25,080 (renewed by Law 27,487 in 2018) on investments for cultivated forests and Law 26331 on minimum budgets for environmental protection of native forests, the deforestation rate has decreased, and the reforested area with native species has been increasing (Méndez & Martín, 2016). However, most of these plantations receive poor silvicultural management due to lack of knowledge of management techniques under different site conditions and their ecological potential, added to the false perception that they have a low growth rate (Marcó et al., 2014; Salto & Lupi, 2019). In this sense, it is essential to establish which are the main factors that influence the production of these species. These factors include environmental stresses during establishment and subsequent development (Niinemets, 2010), such as damage caused by herbivory (Lemoine et al., 2017).

At the moment, there are *N. alba* improvement programs that, among other things, have allowed the evaluation and improvement of various parameters of economic importance, such as growth traits and tolerance to environmental stresses (Carreras et al., 2016). The selection of material less susceptible or tolerant to herbivory is an effective tool for pest control since it is less expensive and does not have negative effects on natural enemies (Mojahed et al., 2012). In this sense, clonal orchards have been established from improved materials that were selected for their productive traits as well as their tolerance to phytophagous insects, fungi, and salinity (Carreras et al., 2016; Ewens et al., 2021); however, evaluations on the susceptibility to herbivory of these genetic materials are still incipient.

Herbivores associated with *N. alba* include a great diversity of insects, however, there are relatively few studies that evaluate the damage they cause to trees in Argentina (Carabajal de Belluomini & Fiorentino, 2006; Riquelme et al., 2016; Atanasio et al., 2024). Some studies mention that phytophagous insects are the most abundant during the nursery stage; however, they are rarely mentioned on

field-established “algarrobo blanco” trees (Carabajal de Belluomini & Fiorentino, 2006; Riquelme et al., 2016).

The insects belonging to superfamily Psylloidea are small phytophagous hemipterans phloem-feeding characterized by being highly host specific (Burckhardt, 2008; Baliotte et al., 2023). There are only a few major pests, as *Diaphorina citri* and *Cacopsylla pyricola* on fruit orchards, and several other which are occasional pests to crop and ornamental plants, as *Platycorypha erythrinae* (Lizer) associated with *Erythrina cristagalli* and *Calophya schini* Tuthill on *Schinus areira* (Burckhardt, 2008). In heavy infestation these species cause yellowing leaves, distorted leaves and premature leaf drop (Burckhardt, 2008; Ruiz-Galván et al., 2015; Civolani et al., 2023).

The most harmful phytophagous that have been recorded on *Neltuma* spp. are psyllids of genera *Heteropsylla* Crawford and *Prosopidopsylla* Burckhardt, being *Heteropsylla texana* Crawford and *Prosopidopsylla flava* Burckhardt two species used in biological control programs where this tree is considered an invasive species (van Klinken et al., 2003; Mormontoy del Pino et al., 2020). *Prosopidopsylla* is a small genus with five described species and around ten undescribed species, distributed in Argentina, Bolivia, Brazil, and Chile, mainly developing on *Neltuma* trees (Burckhardt, 2008; Baliotte et al., 2024). On the other hand, predators and parasitoids are known as enemies of Psylloidea, corresponding to the insect orders Hemiptera, Coleoptera, Neuroptera, Diptera, and Hymenoptera (Hollis, 2004). However, there are no records of natural enemies to *Prosopidopsylla* in its native range.

The aim of this work is to determine the susceptibility of *N. alba* to *Prosopidopsylla* sp. infestation among phenological stages from different origins and to identify their potential natural enemies in the Chaco Seco ecoregion. The following hypotheses are addressed: 1 - the level of infestation and damage varies throughout the year according to the phenological stages of *N. alba*; 2 - susceptibility varies among clones of different origins; 3 - within the plantations, some natural enemies can regulate the psyllid populations.

METHODS

Study site. The study was carried out at the Fernández Experimental Station (unit dependent on the Catholic University of Santiago del Estero within the framework of the agreement with the province of Santiago del Estero), located in the Chaco Seco ecoregion, Argentina (27.56°S 63.52°W). The area is characterized by an average temperature of 20 °C and annual rainfall that averages 600 mm with a marked seasonality towards summer (data from a 37-year series provided by the INTA-La María meteorological station, Santiago del Estero) (INTA 2018).

Plant material. The experimental plot was established in 2002 and consists of *N. alba* clones chosen after an initial

selection based on plant height, pod production and pod sweetness (Ewens et al., 2021). The experimental design corresponds to that of the original plantation, in which the plants were placed following a randomized complete block design with four replications, covering a total area of 5,200 m². For this study, a total of 28 plants corresponding to four origins of *N. alba* were evaluated: Río Dulce (from the system irrigated by the Río Dulce river in Santiago del Estero province), Pinto (from the system irrigated by the Río Salado river in Santiago del Estero province), Ibarreta (from the Formosa province) and Castelli (from the Chaco province).

Sampling. Samplings were carried out between 2019 and 2022 according to phenology of the plants. The phenological stages that were considered are: dormancy (winter rest period), bloom (development of leaves and inflorescences), fructification (pod formation), pod maturation (development of seeds within pods), harvest (fully developed pods and seeds) and postharvest (podless period prior to dormancy). On each date, two branches of 20 cm length were randomly taken from the middle of the canopy of each plant. Samples were taken to the Laboratory of Agricultural Zoology of the National University of Luján and, using a Stemi 508 Zeiss® stereoscopic microscope, the damage and number of eggs, immatures and adults of psyllids were recorded. Damage is considered to be those malformations observed as a shortening of the rachis, which gives the leaves a compressed appearance. In addition, the abundance of predators was recorded and the parasitized psyllid immatures were reared under controlled conditions of temperature (25 ± 2 °C) until the emergence of parasitoid wasps. The material was preserved in 70% alcohol and sent for identification to the División Entomología, Museo de La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Data analysis. For each plant origin and phenological stage, the following parameters were estimated:

$$\text{Damage incidence} = \frac{\text{Damaged leaves}}{\text{Total number of leaves}} \quad [1]$$

$$\text{Damage severity} = \frac{\text{Damaged leaflets}}{\text{Leaf}} \quad [2]$$

$$\text{Prosopidopsylla sp. incidence} = \frac{\text{Infested leaves with Prosopidopsylla sp.}}{\text{Total number of leaves}} \quad [3]$$

$$\text{Prosopidopsylla sp. severity} = \frac{\text{Abundance of eggs or Prosopidopsylla sp.}}{\text{Leaf}} \quad [4]$$

$$\text{Predators abundance} = \frac{\text{Abundance of each predator}}{\text{Leaf}} \quad [5]$$

$$\text{Parasitoidism rate} = \frac{\text{Parasitized immatures}}{\text{Total number of immatures}} \quad [6]$$

To examine the effect of the clones origin and the phenological stage, data were analysed using generalized linear models assuming binomial and poisson distributions. When analyses were significant, the differences among treatments were determined by the Tukey's test. In the case of natural enemies, only phenology was taken into account for the analyses.

All the analyses were carried out using the RStudio software and a significance level of 5% was taken into account ($P < 0.05$).

Material examined. *Prosopidopsylla* sp. 200 ♂, 203 ♀, 106 immatures; Fernández, Santiago del Estero, Argentina; 8.x.2019; col. Gualterio Barrientos. Specimens obtained during this work were conditioned for its study and its correct identification following Burckhardt (1987) and Burckhardt (2008).

Parasitoids. *Psyllaephagus* sp. 2 ♀, 1 ♂; *Chartocerus* sp. 1 ♀; *Prochiloneurus* sp. 1 ♀; Fernández, Santiago del Estero, Argentina; 8.x.2019; col. Gualterio Barrientos. Specimens obtained during this work were conditioned for its study and its correct identification following Gibson (1997), Noyes (1980, 1994) and Woolley (1988).

Predators. *Zelus renardii* 22 ♀; *Orius* sp. 38 ♂, 25 ♀; Fernández, Santiago del Estero, Argentina; 8.x.2019; col. Gualterio Barrientos. Specimens obtained during this work were conditioned for its study and its correct identification following Herring (1966) and Zhang et al. (2016).

RESULTS

When comparing the incidence, it was observed that in every phenological stage the Pinto and Ibarreta clones were the ones that generally had the highest incidence, while the Castelli clones were the ones with the lowest (Figure 1A). In turn, the incidence in the Pinto clones during the harvest period and in the Ibarreta clones during bloom, fructification and harvest periods was significantly higher than that found during the dormancy period, while in the remaining stages it was intermediate. On the other hand, the damage severity was significantly higher in Ibarreta clones than in Río Dulce ones during the bloom and maturation stages (Figure 1B).

Regarding the oviposition records, the highest severity was observed during the fructification and maturation stages (Figure 2). The number of ovipositions per leaf was greater in the Río Dulce and Ibarreta clones than in Castelli and Pinto clones during fructification; however, during maturation the Ibarreta clones did not differ from Castelli clones, and the Pinto clones had intermediate values. Regardless of the phenological stage, the Castelli clones were generally the least preferred as oviposition site. In the case of Pinto clones, the severity during the dormancy period was significantly higher than the other origins and it was not statistically different from the values obtained during fructification and maturation periods (Figure 2).

On the other hand, the incidence (Figure 3) and severity (Figure 4) of immature and adult stages of *Prosopidopsylla* sp. were maximum during bloom stage, while in the rest of the phenological stages remained constant and relatively lower. Independent from clone and phenological stage, immatures were always more abundant than adults. Regarding the clones, Castelli stood out for being the ones with the lowest incidence and severity of psyllids in general.

During the sampling, predatory insects that could feed on *Prosopidopsylla* sp. were also captured. Figure 5 shows the abundances of each predator according to phenology, regardless of origin. The main predators recorded on site were *Zelus renardii* Kolenati (Hemiptera: Reduviidae) and *Orius* sp. Wolff (Hemiptera: Anthorcoridae). The maximum abundance of these species occurred in different periods, not having overlapped, since *Orius* sp. was dominant during bloom, while in the other hand, *Z. renar-*

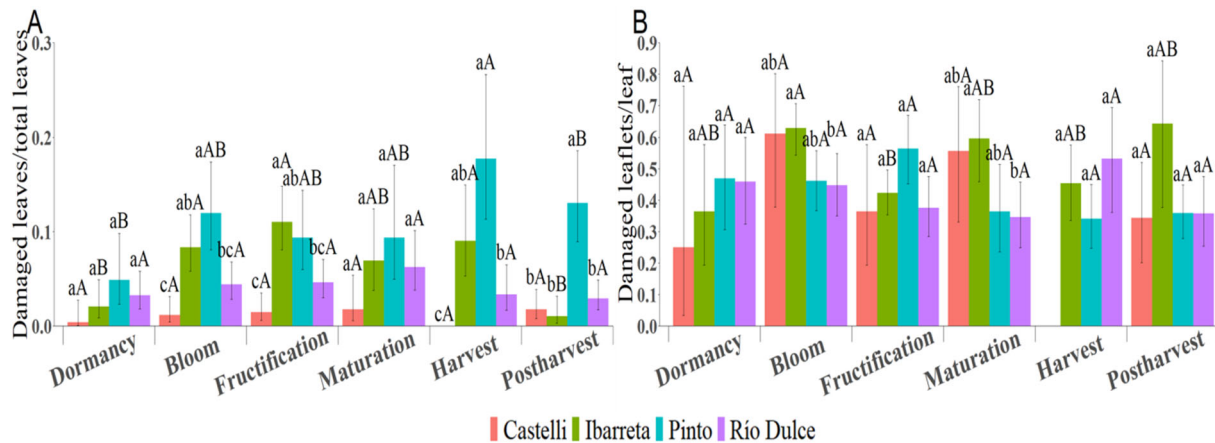


Figure 1. A- Damage incidence and B- damage severity (mean $\pm$ sd) of *Prosopidopsylla* sp. on *N. alba*. Different lowercase in the same phenological stage and uppercase letters in the same origin indicate significant differences by Tukey's test ($P < 0.05$) among origins and phenological stage, respectively.

A- Incidencia y B- severidad de los daños de *Prosopidopsylla* sp. sobre *N. alba*. Diferentes letras minúsculas en una misma etapa fenológica y letras mayúsculas en un mismo origen indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P < 0,05$) entre orígenes y etapas fenológicas, respectivamente.

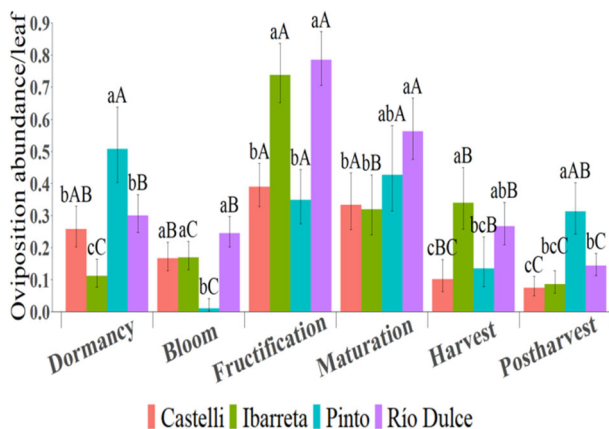


Figure 2. Oviposition severity of *Prosopidopsylla* sp. (mean $\pm$ sd). Different lowercase in the same phenological stage and uppercase letters in the same origin indicate significant differences by Tukey's test ($P < 0.05$) among origins and phenological stage, respectively.

Severidad de oviposición de *Prosopidopsylla* sp. Diferentes letras minúsculas en una misma etapa fenológica y letras mayúsculas en un mismo origen indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P < 0,05$) entre orígenes y etapas fenológicas, respectivamente.

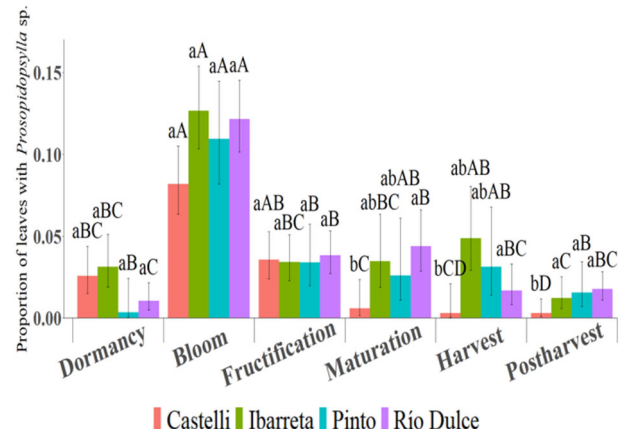


Figure 3. Incidence of adults and immatures of *Prosopidopsylla* sp. (mean $\pm$ sd). Different lowercase in the same phenological stage and uppercase letters in the same origin indicate significant differences by Tukey's test ($P < 0.05$) among origins and phenological stage, respectively.

Incidencia de adultos e inmaduros de *Prosopidopsylla* sp. Diferentes letras minúsculas en una misma etapa fenológica y letras mayúsculas en un mismo origen indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P < 0,05$) entre orígenes y etapas fenológicas, respectivamente.

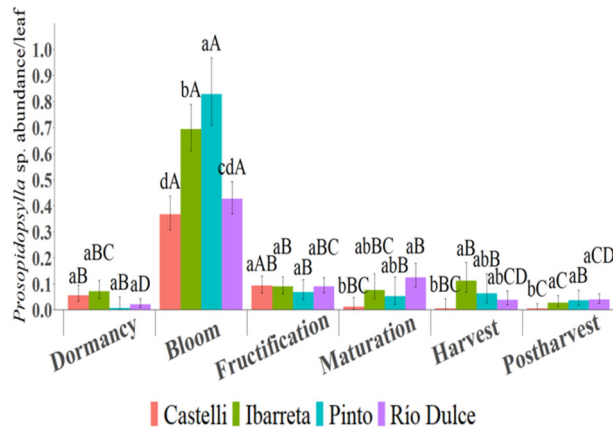


Figure 4. Severity of adults and immatures of *Prosopidopsylla* sp. (mean $\pm$ sd). Different lowercase in the same phenological stage and uppercase letters in the same origin indicate significant differences by Tukey's test ($P < 0.05$) among origins and phenological stage, respectively.

Severidad de adultos e inmaduros de *Prosopidopsylla* sp. Diferentes letras minúsculas en una misma etapa fenológica y letras mayúsculas en un mismo origen indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P < 0,05$) entre orígenes y etapas fenológicas, respectivamente.

dii was more abundant during dormancy and postharvest periods.

Regarding parasitoidism, the adults obtained from parasitoidized immatures belong to the genera *Psyllaephagus* Ashmead (Hymenoptera: Encyrtidae), *Chartocerus* Motschulsky (Hymenoptera: Signiphoridae) and *Prochiloneurus* Silvestri (Hymenoptera: Encyrtidae). The parasitoidism rate was 36.8%, being the fructification period the one with the highest rate.

DISCUSSION

The results provided in this work demonstrate that there is a variation in the density of psyllids and their associated damage among phenological stages in clones from different origins. In general, it was observed that the Pinto and Ibarreta clones are the most susceptible and the Castelli clones are the most tolerant, in agreement with what was observed by Ewens and Felker (2010). As mentioned by other authors, the distribution of herbivores depends largely on the presence of their host plants in optimal conditions to sustain their growth and development (Hodkinson, 2009; Jia et al., 2023). It is important to highlight intraspecific susceptibility since for the same host species different degrees of susceptibility can occur depending on its place of origin, cultivar or variety, which could sometimes represent a great source of variability (Liu & Trumble, 2006; Jia et al., 2023). In the case of *Neltuma* trees, this differential susceptibility is enhanced by the great phenotypic variation within each species and the natural hybridization that occurs between them, resulting in plant fami-

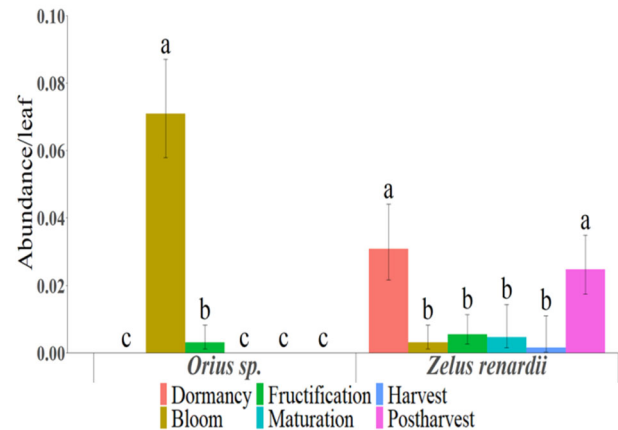


Figure 5. Predators abundance per leaf (mean $\pm$ sd). Different letters in the same species indicate significant differences by Tukey's test ($P < 0.05$) among phenological stages.

Abundancia de depredadores por hoja. Letras diferentes para la misma especie indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P < 0,05$) entre etapas fenológicas, respectivamente.

lies adapted to their place of origin (Fontana et al., 2020; Ewens et al., 2021). In this sense, susceptible hosts, such as the Pinto and Ibarreta clones, possibly present intrinsic characteristics that are favourable to *Prosopidopsylla* sp. Among these characteristics could be mentioned the tissue resistance to penetration, the colour of the leaves, the presence of attractive chemical compounds or the nutritional composition; which could influence variables such as initial attraction, oviposition rate, survival rate and development time among others (Liu & Trumble, 2006; Mauck et al., 2023).

In addition to the availability of hosts, to complete their development in seasonal environments it is essential that the herbivore cycle is synchronized with the phenology of their hosts (Hodkinson, 2009; Mauck et al., 2023). *Neltuma alba* is a seasonal species that is dormant during the winter and does not produce new tissues until the arrival of spring (Parizek et al., 2000). In the present study, during dormancy, the lowest incidence of damage was recorded, possibly due to a joint effect of the lower activity of psyllids in winter, natural defoliation and defoliation by herbivores prior to dormancy, as it was found by Mormontoy del Pino et al. (2020) in *Neltuma pallida* (Hughes & Lewis) in Peru for *Heteropsylla texana* (probably a misidentification of *H. obscura*). In turn, it is during this time that fewer immatures and adults were captured, while the number of ovipositions was not affected. This agrees with the general biology of Psylloidea, since the development of each generation is strongly influenced by the phenology of the host plant in which the immature will develop (Civolani et al., 2023; Mauck et al., 2023). Under the local environmental conditions there is a significant delay in development time during the winter as it was seen in *Prosopidopsylla flava* Burckhardt in Australia (van Klinken et al., 2003).

Blooming occurs during spring after the winter dormancy. During spring not only daily temperatures and day length are greater but also the availability of tender tissues increases, which are the main food resource of these insects (van Klinken et al., 2003; Hodkinson, 2009), resulting in maximum severity. Furthermore, most of the psyllid population was represented by the immature stage, which has been observed for this and other psyllid genera (van Klinken et al., 2003; Hodkinson, 2009; Mormontoy del Pino et al., 2020). In addition to being the most abundant, the immatures are responsible for most of the damage caused to new shoots, inflorescences and tender fruits because they are in continuous feeding activity (van Klinken et al., 2003; Mormontoy del Pino et al., 2020). This information turns out to be a valuable contribution since in pest management plans it is important to detect the optimal moment for the application of control measures. Psyllid pest control is usually carried out during the blooming season, when the most active individuals can be reached, increasing control efficiency (Ruiz-Galván et al., 2015; Civolani et al., 2023). Based on our results, the blooming period could be the appropriate moment to control *Prosopidopsylla* sp., since this is when there is the greatest population activity.

Oviposition was at a maximum during the fructification and maturation periods, possibly as consequence of the population peak produced during bloom, since females prefer to lay eggs on young and undeveloped leaves (van Klinken et al., 2003). However, a high number of ovipositions were recorded during dormancy in Pinto clones, which could be due to the fact that these trees, with a more voluminous crown, provide greater cover against environmental conditions (Ewens personal communication [August, 2024]). In this sense, some species of Psyllidae use woody species with a more complex canopy architecture as a refuge (Mauck et al., 2023).

Regarding damage, the harvest period had the highest incidence, while the lowest was during dormancy. This is probably due to the fact that the damage produced in the stages prior to harvest had accumulated, based on the fact that the highest severity of psyllids was recorded during bloom period and then decreases abruptly, however the damage incidence did not vary considerably, which is consistent with the fact that *N. alba* only produces new foliage in the bloom period (Parizek et al., 2000).

Also, this work has been useful to make a first approach to the natural enemies of *Prosopidopsylla* sp. that are available in the region. On the predator side, the main ones were the genera *Orius* and *Zelus*. Although these genera have already been cited in other works as predators of psyllids, in most of them they were always the least relevant, highlighting other arthropods such as spiders (Araneae) and coccinelids (Coleoptera) as the main biological regulators (Lyimo, 2016; Mormontoy del Pino et al., 2020). Regarding its population dynamics, *Orius* sp. has been found mainly in bloom period in coincidence

with the maximum severity of psyllids, while *Z. renardii* was observed mainly in postharvest and dormancy. These events could be explained by the fact that both genera have generalist habits and can feed on different prey species, in addition to the fact that, due to the seasonal variation in the life cycle of psyllids, the supply of the prey may be scarce at certain periods and, consequently, predators could move to other plant species in search of new prey (Horton, 2024). It is important to mention that the recorded abundances of these predators were very low, possibly due to the sampling method, so for future evaluations it is recommended to make direct field observations.

This survey identified *Psyllaephagus*, *Chartocerus* and *Prochiloneurus* as the first record of parasitoids associated with *Prosopidopsylla* (Bistline-East & Hoddle, 2014; Lyimo, 2016; Triapitsyn et al., 2020; Marin et al., 2023). *Chartocerus* is mentioned as hyperparasitoid of Encyrtidae and Aphelinidae in different Sternorrhyncha including psyllids, and commonly parasitizing *Prochiloneurus* (Woolley, 1988; Löhr et al., 1990). However, based on the observations of this work, it was not possible to infer whether there was hyperparasitism by *Chartocerus* sp. and *Prochiloneurus* sp., which have been reported for several host species, which do not include *Psyllaephagus* sp. (Bistline-East & Hoddle, 2014; Triapitsyn et al., 2020).

The results of this work provide new information about the interaction of *Prosopidopsylla* sp. with *N. alba* and its natural enemies in the Chaco Seco, which contributes significantly to the knowledge about the pest associated to this native tree. The information presented here constitutes a basis for the management and selective improvement for *N. alba* resistance against *Prosopidopsylla* sp. and the promotion of its biological controllers in the Chaco Seco. Therefore, it is important to include Castelli clones in future breeding programs, and pay special attention to the bloom period for the detection and management of *Prosopidopsylla* sp.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

GB, AD, MS, ME and MRV were in charge of conceptualization, experimental design, methodology, sample collection, analysis and interpretation of results. CB, EM, FV, AA and DAA contributed to the methodology and discussion. EC and MRV were in charge of funding acquisition and project administration. All authors prepared the manuscript.

FUNDINGS

We are grateful for the financial support provided by the Departamento de Tecnología de la Universidad Nacional de Luján (Argentina) under grant CDD_T 200/21 and CDD_T 363/23

REFERENCES

- Atanasio, M. A., Monzón, L. I., & Villacide, J. (2024). Plagas y enfermedades de los algarrobos. In D. López Lauenstein, & C. Vega (Eds.), *El cultivo del algarrobo* (pp. 115-146). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Balioite, C., Dellapé, G., Bouvet, J. P., & Aquino, D. A. (2023). Occurrence of the psyllid *Trioza tabebuiae* Burckhardt & Santana, 2001 (Hemiptera: Triozidae) in Argentina, a potential pest of the Pink Trumpet tree *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos, 1970 (Lamiales: Bignoniaceae). *Entomological Communications* 5 ec05020. <https://doi.org/10.37486/2675-1305.ec05020>
- Balioite, C., Dellapé, G., Bouvet, J. P., & Aquino, D. A. (2024). *Psylloidea* (Hemiptera: Sternorrhyncha) species from Argentina and Uruguay. Universidad Nacional de La Plata. <https://biodar.unlp.edu.ar/psylloidea/> (Accessed: August 10, 2024).
- Bistline-East, A., & Hoddle, M. S. (2014). *Chartocerus* sp. (Hymenoptera: Signiphoridae) and *Pachyneuron crassiculme* (Hymenoptera: Pteromalidae) are obligate hyperparasitoids of *Diaphorencyrtus aligarhensis* (Hymenoptera: Encyrtidae) and possibly *Tamarixia radiata* (Hymenoptera: Eulophidae). *Florida Entomologist*, 97(2), 562-566. <https://doi.org/10.1653/024.097.0230>
- Burckhardt, D. (1987). Jumping plant lice (Homoptera: Psylloidea) of the temperate neotropical region. Part 1: Psyllidae (subfamilies Aphalarinae, Rhinocolinae and Aphalaroidinae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 89, 299-392.
- Burckhardt, D. (2008). Psylloidea. In L. E. Claps, G. Debandi, & S. Roig-Juñent (Eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos 2* (pp.189-200). Sociedad Entomológica Argentina, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Carabajal de Belluomini, M., & Fiorentino, D. C. (2006). Caracterización fitosanitaria de viveros de *Prosopis alba* (Griseb.) en Santiago del Estero. *Quebracho, Revista de Ciencias Forestales*, 13, 93-102.
- Carreras, R., Bessega, C., López, C. R., Saidman, B. O., & Vilar, J. C. (2016). Developing a breeding strategy for multiple trait selection in *Prosopis alba* Griseb., a native forest species of the Chaco Region in Argentina. *Forestry*, 2016, 1-12. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw032>
- Civolani, S., Soroker, V., Rodney Cooper, W., & Horton, D. R. (2023). Diversity, biology, and management of the pear psyllids: a global look. *Annals of the Entomological Society of America*, 116(6), 331-357. <https://doi.org/10.1093/aesa/saad025>
- Ewens, M., Felker, P., & Paterson, A. (2021). Genetic improvement in *Prosopis*. In M. C. Puppo, & P. Felker (Eds.), *Prosopis as a heat-tolerant nitrogen-fixing desert food legume: prospects for economic development in Arid Lands* (pp. 139-156). Academic Press, London, United Kingdom. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823320-7.00015-8>
- Ewens, M., & Felker, P. (2010). A comparison of pod production and insect ratings of 12 elite *Prosopis alba* clones in a 5-year semi-arid Argentine field trial. *Forest Ecology and Management*, 260(3), 378-383. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.030>
- Fontana, M. L., Pérez, V. R., & Luna C. V. (2020). Distribución, bioecología y provisión de bienes y servicios ecosistémicos de *Prosopis alba* en Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía Universidad Nacional, La Plata*, 119(2), 1-11. <https://doi.org/10.24215/16699513e050>
- Gibson, G. A. P., Huber, J. T., & Woolley, J. B. E. (1997). *Annotated keys to the genera of Nearctic Chalcidoidea* (Hymenoptera). National Research Council Research Press, Ottawa, Canada.
- Herring, J. L. (1966). The genus *Orius* of the western hemisphere (Hemiptera: Anthracoridae). *Annals of the Entomological Society of America*, 59(6), 1093-1109. <https://doi.org/10.1093/aesa/59.6.1093>
- Hodkinson, I. D. (2009). Life cycle variation and adaptation in jumping plant lice (Insecta: Hemiptera: Psylloidea): a global synthesis. *Journal of Natural History*, 43(1,2), 65-179. <https://doi.org/10.1080/00222930802354167>
- Hollis, D. (2004). *Australian Psylloidea: jumping plantlice and lerp insects*. Australian Biological Resources Study, Canberra, Australia.
- Horton, D. R. (2024). Psyllids in natural habitats as alternative resources for key natural enemies of the pear psyllids (Hemiptera: Psylloidea). *Insects*, 15, 1-37. <https://doi.org/10.3390/insects15010037>
- INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (2018). *Sistema de información y gestión agrometeorológica*. <https://siga.inta.gob.ar/#/> (Accessed: 10 August, 2024).
- Jia, S., Yang, X., Castagnyrol, B., Yang, L., Yin, Q., He, C., Yang, S., Zhu, Y., & Hao, Z. (2023). Neighbouring tree effects on leaf herbivory: insect specialisation matters more than host plant leaf traits. *Journal of Ecology*, 00, 1-11. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14228>
- Lemoine, N. P., Burkepile, D. E., & Parker, J. D. (2017). Insect herbivores increase mortality and reduce tree seedling growth of some species in temperate forest canopy gaps. *PeerJ*, 5, 1-17. <https://doi.org/10.7717/peerj.3102>
- Liu, D., & Trumble, J. T. (2006). Ovipositional preferences, damage thresholds, and detection of the tomato-potato psyllid *Bactericera cockerelli* (Homoptera: Psyllidae) on selected tomato accessions. *Bulletin of Entomological Research*, 96, 197-204. <https://doi.org/10.1079/BER2005416>
- Löhr, B., Varela, A. M., & Santos, B. (1990). Exploration for natural enemies of the cassava mealybug, *Phenococcus manihoti* (Homoptera: Pseudococcidae), in South America for the biological control of this introduced pest in Africa. *Bulletin of Entomological Research*, 80(4), 417-425. <https://doi.org/10.1017/S0007485300050677>
- López Lauenstein, D., Fernández, M. E., & Verga, A. (2012). Respuesta diferenciada a la sequía de plantas jóvenes de *Prosopis chilensis*, *P. flexuosa* y sus híbridos interespecíficos: implicancias para la reforestación en zonas áridas. *Ecología Austral*, 22, 43-52.
- Lyimo, P. J. (2016). *Pest status of Leucaena psyllid, Heteropsylla cubana Crawford* (Homoptera: Psyllidae) and biological control agents in eastern Tanzania (Master's Thesis). University of Agriculture, Tanzania.
- Marcó, M. A., Gallo, L. A., & Verga, A. R. (2014). Introducción. In J. Neme (Ed.), *Domesticación y mejoramiento de especies forestales* (pp. 11-16). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina.
- Marin, D. R., Eduardo, W. I., Ferreira Diniz, A. J., Pedreira Miranda, M., Zanuzo Zanardi, O., Tomaseto, A. F., Gomes Garcia, A., Postali Parra, J. R., & Linhares Volpe, H. X.

- (2023). Density and dispersal radius of *Tamarixia radiata* for control of *Diaphorina citri* in citrus groves. *Neotropical Entomology*, 52, 742-749. <https://doi.org/10.1007/s13744-023-01056-y>
- Mauck, K. E., Gebiola, M., & Percy, D. M. (2023). The hidden secrets of Psylloidea: biology, behavior, symbionts, and ecology. *Annual Review of Entomology*, 69, 277-302. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14228>
- Méndez, Y., & Martín, F. (2016). *Informes productivos provinciales. Santiago del Estero. Año I, N° 9*. Ministerio de Hacienda y Finanzas Públicas de la Nación. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/sspe_-_informes_productivo_provincial_-_santiago_vf.pdf (Accessed: 10 August, 2024).
- Mojahed, S., Razmjou, J., Golizadeh, A., & Naseri, B. (2012). Resistance of wheat cultivars and lines to *Schizaphis graminum* (Hemiptera: Aphididae) under laboratory conditions. *Applied Entomology and Zoology*, 48(1), 39-45. <https://doi.org/10.1007/s13355-012-0149-z>
- Mormontoy del Pino, S., Martos, A., Manta, M., & Chura, J. (2020). Infestación, daño, enemigos naturales de *Heteropsylla texana* en algarrobo (*Prosopis* sp.) en Tongorrape (Motupe-Lambayeque). *Anales Científicos*, 81(2), 355-364. <https://doi.org/10.21704/ac.v81i2.1664>
- Niinemets, Ü. (2010). Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. *Forest Ecology and Management*, 260(10), 1623-1639. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.054>
- Parizek, B., de la Reta, M., Catalán, L., Balzarini, M., & Karlin, U. (2000). Observaciones fenológicas del algarrobo negro (*Prosopis flexuosa* D. C.) y del algarrobo blanco (*Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz) en el Chaco Árido, Argentina. *Multequina*, 9, 135-146.
- Riquelme Virgala, M. B., Giachino, M. V., Ansa, A., Santadino, M., Barrera, V., Ewens, M., Gally, T., & Craig, E. (2016). Problemas fitosanitarios asociados a *Prosopis alba* Griseb. en semillas y vivero. In M. Gingins, G. Alvarez y C. Llavallol (Eds.), *Investigación Forestal 2011-2015. Los proyectos de Investigación Aplicada* (pp. 182-185). Ministerio de Agroindustria, Unidad para el Cambio Rural, Buenos Aires, Argentina.
- Ruiz-Galván, I., Bautista-Martínez, N., Sánchez-Arroyo, H., & Valenzuela Escoboza, F. A. (2015). Control químico de *Diaphorina citri* (Kuwayama) (Hemiptera: Liviidae) en lima persa. *Acta Zoológica Mexicana*, 31(1), 41-47.
- Salto, C. S., & Lupi, A. M. (2019). *Avances en el conocimiento y tecnologías productivas de especies arbóreas nativas de Argentina*. INTA Ediciones, Buenos Aires, Argentina.
- Triapitsyn, S. V., Aguirre, M. B., Logarzo, G. A., & Hight, S. D. (2020). Hyperparasitoids (Hymenoptera: Encyrtidae and Signiphoridae) of *Hypogeococcus* spp. mealybugs (Hemiptera: Pseudococcidae) in Argentina and Paraguay. *Acta Zoológica Lilloana*, 64(2), 148-165.
- van Klinken, R. D., Fichera, G., & Cordo, H. (2003). Targeting biological control across diverse landscapes: the release, establishment, and early success of two insects on mesquite (*Prosopis* spp.) insects in Australian rangelands. *Biological Control*, 26, 8-20. [https://doi.org/10.1016/S1049-9644\(02\)00107-X](https://doi.org/10.1016/S1049-9644(02)00107-X)
- Woolley, J. B. (1988). Phylogeny and classification of the Signiphoridae (Hymenoptera: Chalcidoidea). *Systematic Entomology*, 13, 465-501. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.1988.tb00256.x>
- Zhang, G., Hart, E. R., & Weirauch, C. (2016). A taxonomic monograph of the assassin bug genus *Zelus* Fabricius (Hemiptera: Reduviidae): 71 species based on 10,000 specimens. *Biodiversity Data Journal*, 4, e8150. <https://doi.org/10.3897/BDJ.4.e8150>

Recibido: 15.12.2024

Aceptado: 01.06.2025

Chemical profile analysis of germinated *in vitro* seedlings of *Diospyros anisandra*

Análisis del perfil químico de plántulas germinadas *in vitro* de *Diospyros anisandra*

Alberto G. Aguilar-Santana ^a , Miguel A. Herrera-Alamillo ^a , Fabiola Escalante-Erosa ^a , Enrique Castano ^b , Rocio Borges-Argaez ^a , Luis Carlos Rodríguez-Zapata ^{a*} 

*Corresponding author: ^a Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Biotecnología, Chuburná de Hidalgo, Mérida, Yucatán, México, lcrz@cicy.mx

^b Centro de Investigación Científica de Yucatán, Unidad de Bioquímica y Biología Molecular de Plantas, Chuburná de Hidalgo, Mérida, Yucatán, México.

ABSTRACT

Diospyros anisandra is a tree known for its valuable metabolites; however, its application to commercial production has been limited. *In vitro* culture is a viable option to obtain their metabolites for this purpose. This study revealed a significant advance by achieving, for the first time, the successful establishment of *in vitro* germination and phytochemical analysis of seedlings obtained in these controlled systems for *Diospyros anisandra*. We explored a method of scarification and stratification to accelerate the germination. It was found that adding gibberellic acid (GA3) to Murashige and Skoog's (MS) nutrient medium led to 73% germination at a concentration of 57.8 μ M GA3. Afterward, in whole seedlings, bioactive metabolites such as plumbagin, stigmaterol, β -sitosterol, taraxasterol, vitamin E, and betulonic acid were detected in the seedlings 90 days after planting. These are very similar to what plants have in their natural state. Therefore, *in vitro* cultivation emerged as a strategy that allows for the easy obtaining of plant material, thereby favoring the extraction of compounds in relatively short periods. Overall, this study lays a solid foundation for exploring the biotechnological potential of *D. anisandra*.

Keywords: *in vitro*, chemical profile, bioactive metabolites, biotechnological.

RESUMEN

Diospyros anisandra es un árbol conocido por sus valiosos metabolitos; sin embargo, su aplicación a la producción comercial ha sido limitada. El cultivo *in vitro* es una opción viable para obtener sus metabolitos con este fin. Este estudio revela un avance significativo al lograr, por primera vez, el establecimiento exitoso de la germinación *in vitro* y el análisis fitoquímico de plántulas obtenidas en estos sistemas controlados para *Diospyros anisandra*. Exploramos un método de escarificación y estratificación para acelerar la germinación. Se encontró que la adición de ácido giberélico (GA3) al medio nutritivo de Murashige y Skoog (MS) condujo a una germinación del 73% a una concentración de 57.8 μ M de GA3. Posteriormente, en plántulas enteras, se detectaron metabolitos bioactivos como plumbagina, estigmaterol, β -sitosterol, taraxasterol, vitamina E y ácido betulónico en las plántulas 90 días después de la siembra. Estos son muy similares a los que las plantas tienen en su estado natural. Por lo tanto, el cultivo *in vitro* surge como una estrategia que facilita la obtención de material vegetal, favoreciendo así la extracción de compuestos en periodos relativamente cortos. En general, este estudio sienta una base sólida para explorar el potencial biotecnológico de *D. anisandra*.

Palabras claves: *in vitro*, perfil químico, metabolitos bioactivos, biotecnológico.

INTRODUCTION

Obtaining a significant amount of bioactive compounds from medicinal plants is difficult, especially in the case of *Diospyros anisandra* S.F. Blake. This particular species contains valuable metabolites that have been found to have significant properties such as anti-tuberculous, antibacterial, larvicidal, antioxidant, and recently antiviral effects (Cetina-Montejo et al., 2019; Flota-Burgos et al., 2020;

Juárez-Méndez et al., 2022; Rosado-Aguilar et al., 2010; Uc-Cachón et al., 2014). The slow growth of this species shows challenges for traditional cultivation, hindering the effective production of biotechnologically significant compounds. Furthermore, environmental factors have a significant impact on the accumulation of metabolites within the plant, which will also affect the plant's state of development and growth (Reshi et al., 2023). In this situation, biotechnology appears to be a viable solution to these pro-

blems. It simplifies the process of obtaining desired metabolites in a more regulated and effective manner. This can be achieved by utilizing techniques such as *in vitro* plant regeneration, crop optimization, and genetic engineering to produce more secondary metabolites (Karuppusamy, 2009). Different studies reported the establishment of *in vitro* culture for the *Diospyros* genus. The effect of gibberellic acid, auxins, and cytokinins on the germination of *Diospyros hispida* was assessed, revealing negative effects (Ramalho & Braga, 2021). In contrast, Khan (2016) reported for *Diospyros ebenum* pre-sowing seed treatments, such as different concentrations of H_2SO_4 , KCl, hot water, and distilled water, influence the germination percentage. However, there is no previous research regarding establishing an *in vitro* culture in *D. anisandra*. This lack of studies represents a significant research opportunity to explore propagation methods that could present a viable alternative. This strategy is designed to contribute to the general advancement of phytochemical research in this species. Therefore, our main objective is to identify the chemical profiles of seedlings obtained *in vitro*, providing detailed information about their bioactive compounds. Given the ongoing growth in demand for natural products in the international market, the production of secondary metabolites through *in vitro* methods has become a relevant alternative. It allows production to be independent of biotic and abiotic environmental factors and reduces production costs by establishing rigorous quality control systems and simplifying extraction processes (Mulabagal & Tsay, 2004; Paek et al., 2005). This study tries to fill in a gap in knowledge by giving important details that will help us learn more about *D. anisandra* and develop better ways to make secondary biomolecules efficiently and sustainably.

MATERIALS AND METHODS

Collection of biological material. The plant germplasm was collected in the botanical Garden of the Yucatan Scientific Research Center. Green fruits were selected, which matured in cardboard boxes, under dark conditions at $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm$ for seven days. 100 seeds were obtained from fifty fruits collected. The morphology of the fruits was previously evaluated according to the protocol described by Hamalton et al. (2020).

Seed stratification, scarification, and disinfection. For the sterilization process, four batches of 10 seeds were used, with three replicates each. Seed preparation included removing the pulp by rinsing with water and Tween-80 for 10 minutes, under continuous agitation, followed by three rinses with distilled water. The seeds were then placed on paper for one hour to dry. In a sterile laminar flow hood, the seeds were immersed in 70% (v/v) ethyl alcohol for 5 minutes. Subsequently, they were disinfected in a solution of sterile water with commercial sodium hypochlorite at concentrations of 20%, 25%, and 30% with 1 mL of

antifungal agent per mL of solution (v/v) for 20, 25, and 30 minutes, respectively. Finally, the seeds were rinsed three times with sterile distilled water and sown in the corresponding culture medium, as described by Sanchez et al. (2002). On the other hand, stratification was carried out by exposing 25 seeds to $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ in distilled water, in total darkness, for 15 days, with three replicates. Simultaneously, another 25 seeds were left untreated, as a control group. Regarding scarification, two different methods were used: the seed coats were sanded with paper sandpaper (no. 120), and then subjected to a process of disinfection with sodium hypochlorite (30%). In the second option, after disinfection with sodium hypochlorite (30%), a cut was made in the upper part of the seed coat of 25 seeds using sterilized tweezers and a scalpel, all carried out under aseptic conditions, each treatment being performed in triplicate. Finally, 25 untreated seeds were maintained as a control group. The experimental design was established according to Pie and Schreiber (2016).

Mediums and culture conditions. All experiments were performed using MS medium, with 4.33 g L^{-1} of Murashige & Skoog PhytoTech inorganic salts added, along with 10 mL of a stock solution of MS vitamins (thiamine, myo-inositol, pyridoxine, and glycine) and 30 g L^{-1} of sucrose. The pH was adjusted to 5.8 with 0.1 N NaOH or 0.1 N HCl , and finally, 8 g L^{-1} of CAISSON micropropagation agar was added. Culture media were distributed in glass flasks with 20 mL of medium and autoclaved at $121\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 1 kg cm^{-2} for 15 minutes, then stored at room temperature for later use.

Samples preparation and extraction. Whole *D. anisandra* seedlings were powdered in a mortar with liquid nitrogen; One gram of plant material was dissolved with hexane, and in Branson Ultrasonics equipment, it was sonicated for 30 minutes. Subsequently, the sample was centrifuged, and the supernatant was evaporated for 24 hours. This process was carried out in triplicate.

GC-MS and TLC Analysis. Each extracted sample was dissolved in chloroform (1 mg mL^{-1}) and subjected to analysis using an Agilent Technologies 6890-N gas chromatograph coupled to an Agilent Technologies 5975B inert mass selective detector (MDS). Chromatographic fractionation was repeated three times to ensure the reproducibility of the experiment. Analysis was performed on an Ultra 1 capillary column ($25\text{ m} \times 0.321\text{ mm i.d.}$; $0.52\text{ }\mu\text{m d.f.}$; 100% dimethylpolysiloxane). Helium was used as a carrier gas at a constant pressure of 1.5 mL min^{-1} . The initial oven temperature was maintained at $180\text{ }^{\circ}\text{C}$ for 5 minutes and then increased to $300\text{ }^{\circ}\text{C}$ at $10\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$.

The compounds present in each extract were subjected to spectroscopic quantification. This was achieved utilizing a Hewlett-Packard 5,890 gas chromatograph outfitted with an Ultra 1 capillary column (dimethylpolysiloxane,

100%, 25 m × 0.321 mm i.d.; 0.52 µm df). As a carrier gas, nitrogen was utilized at a constant pressure of 1 mL min⁻¹. After maintaining the initial oven temperature at 180 °C for 5 minutes, it was progressively raised to 300 °C for 20 minutes at a rate of 10 °C min⁻¹. The described methodology was reported by Uc-Cachón et al. (2013). calibration solutions were prepared in chloroform, in a range of concentrations between 0.1 and 7 µg µL⁻¹.

Thin layer chromatography (TLC) was carried out using Merck brand silica gel 60 F254 coated plates. A mix of hexane and ethyl acetate (8:2) was used as the mobile phase. The extracts and standards were applied to the bottom of the plate and the mobile phase rose by capillarity. After development, the application points were visualized and compared with purified standards to identify the compounds present in the extracts.

Data collection, and statistical analysis. For the colorimetry study, Image-J software was used to obtain the values of the number of pixels present in each color of the different images. Statistical analysis was carried out using Statgraphics software to evaluate the distribution and proportion of the values obtained in each color channel in the various images, using the methodological approach described by Apriantero et al. (2018).

On the other hand, to determine the germination rate was calculated by dividing the number of germinated seeds by the total number of seeds and multiplying the result by 100, as reported by Ramalho and Braga (2021). Finally, the R Studio software, together with ComplexHeatmap, dendextend and circlize libraries were used to create the heat map that represents the chemical profile of the metabolites identified by gas chromatography coupled to mass spectrometry (GC/MS).

RESULTS

Morphological characterization of fruit and seed maturation in D. anisandra. The morphological characteristics of the fruits and seeds were studied during the maturation process. The immature fruits, which were spherical and green in color and had a diameter of 2 cm, changed to a reddish tone after seven days, signaling their ripening and facilitating the collection of seeds. However, it was observed that when the fruits acquired a dark color, the seeds were moldy and adhered to the pulp, making them difficult to extract. The colorimetric analysis results revealed significant changes in the chromatic characteristics of the fruits throughout the maturation process. A trend was observed towards an increase in luminosity and saturation as the fruits reached full maturity. In addition, variations in tone were found, with a gradual transition from greener and yellow tones to more reddish tones in mature fruits (Figure 1A). The color values obtained were consistent, with a P value of 0.0007 and a confidence level of 95.0% (Supplementary Table 2 and Supplementary Figure 1). On

the other hand, mature seeds are brown and oval, with a length and diameter that vary between 7 mm to 10 mm and 3 mm to 5 mm, respectively (Figure 1B). These findings highlight the importance of harvesting fruits at the right time to ensure seed quality.

Decontamination, scarification, stratification, and seed germination. For the decontamination of seeds, it was observed that the concentration of 30% sodium hypochlorite for 30 minutes achieved a contamination index of 43%, while compared with other treatments, it was observed that after six days of sowing, most of the seed culture was colonized by fungi up to 63%. It was added 1 µL mL⁻¹ of antibiotic and antifungal stock solution (Caisson 100x brand) on the MS medium, to counteract this, which resulted in 5% contamination (Supplementary Figure 1).

On the other hand, seeds subjected to stratification showed a significant increase in the germination percentage compared to non-stratified seeds (Table 1). The scarification treatment, scalpel cutting the seeds after sterilization (Figure 1C), resulted in 73% germination (Table 1), while mechanical friction of the outer shell before decontamination resulted in germination of less than 17% (Table 1). Regarding the GA3 treatments, the concentration of 57.8 µM promoted optimal growth; After 5 days, the radicle exit was evident (Figure 1D). After 20 days, continued plant growth was noted, although the outer covering had not yet shed (Figure 1E). At 40 days, a more pronounced development was observed compared to previous stages; many plants had true leaves (Figure 1F). Finally, after 60 days, a greater number of leaves were observed, with an approximate height of 5 cm and a root length of 6 cm, thus completing the growth cycle observed in the study (Figure 1G). In contrast to the GA3 treatment, there were clear differences in growth in standard MS medium and sterile water, with few seeds germinating and radicles that were no longer than 2 cm long (Figure 2).

Chemical profile of in vitro seedlings and wild plants. To identify secondary metabolites from seedlings grown *in vitro*, various compounds were detected and visualized on a silica plate using phosphomolybdic acid and UV light. In this way, secondary metabolites were identified, such as vitamin E, stigmaterol, β-sitosterol, lupeol, betulin, betulinic acid, and plumbagin. To confirm the results were accurate and reliable, the retention factors (Rf) of pure standards were compared with those of seedling extracts grown in a lab (Supplementary Figure 2).

On the other hand, gas chromatography coupled with mass spectrometry made it possible to corroborate the molecular characteristics of the compounds, such as plumbagin, vitamin E, stigmaterol, β-sitosterol, taraxasterol, and betulin. This identification was carried out by comparing the retention times and mass fragmentation with the National Institute of Standards and Technology (NIST) database, in addition to injecting pure standards

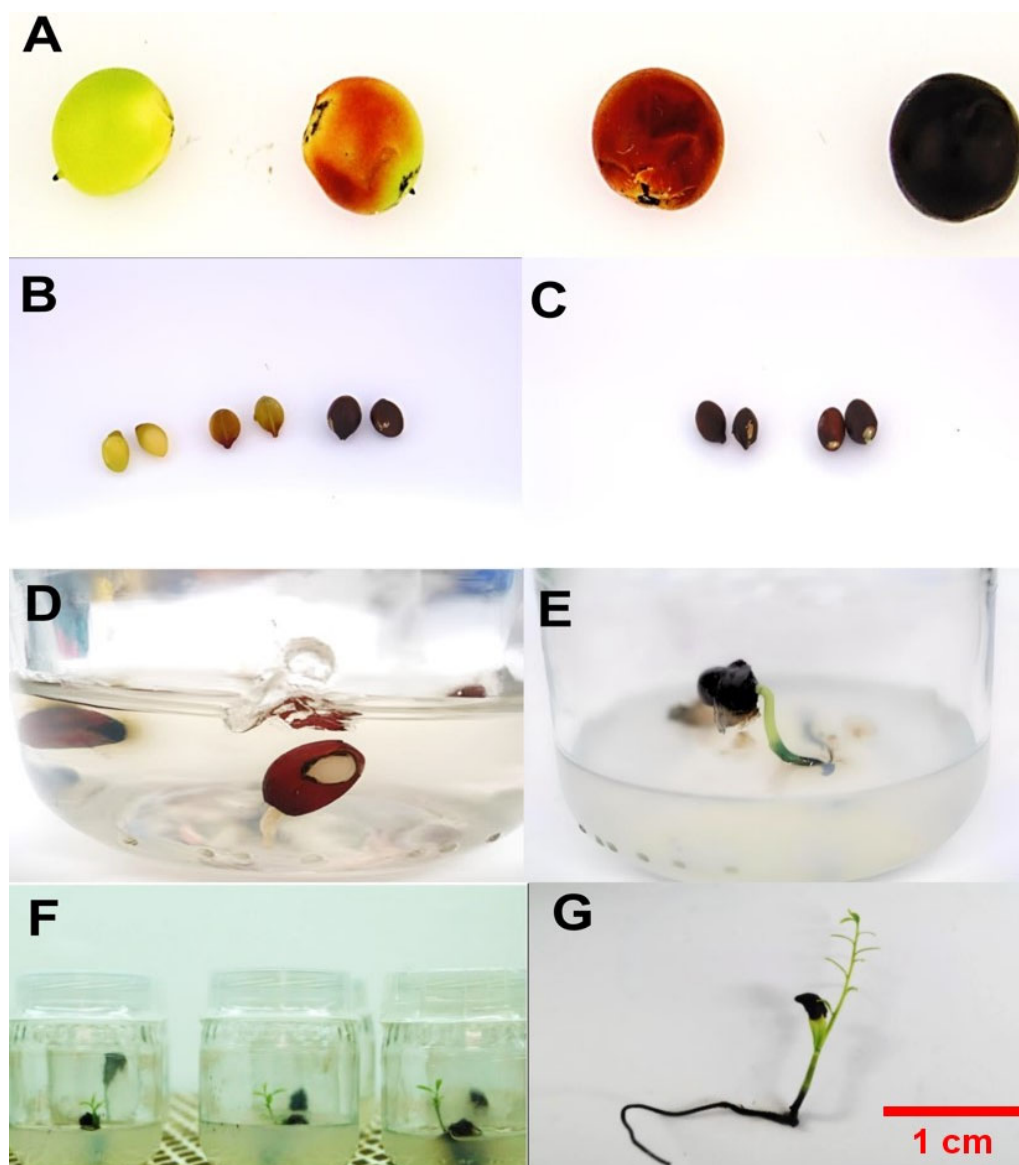


Figure 1. *In vitro* seedling growth in controlled environments. A) Fruit ripening stages. B) Color difference between mature and immature seeds. C) Unscarified and scarified seed treatment with a scalpel. D) Radicle emergence after 5 days of the *in vitro* plant growth. E) Plant grown after 20 days, with the outer cover still in place. F) Plant grown after 40 days, a more pronounced development was observed compared to previous stages, most plants presented true leaves with a more advanced development. G) Seedlings grown.

Crecimiento de plántulas *in vitro* en ambientes controlados. A) Etapas de maduración del fruto. B) Diferencia de color entre semillas maduras e inmaduras. C) Tratamiento de semillas escarificadas y no escarificadas con bisturí. D) Emergencia de la radícula a los 5 días de crecimiento de la planta *in vitro*. E) Planta cultivada a los 20 días, con la cubierta externa aún en su lugar. F) Planta cultivada a los 40 días; se observó un desarrollo más pronunciado en comparación con etapas anteriores; la mayoría de las plantas presentaron hojas verdaderas con un desarrollo más avanzado. G) Plántulas cultivadas.

(Table 2) (Juárez-Méndez et al., 2022; Uc-Cachón et al., 2013, 2014). On the other hand, the gas-mass chromatogram of the seedlings *in vitro* exhibits peaks of similar compounds to the plants grown in a greenhouse (Figure 3). Both the height and area of the peaks provided information about the relative abundance of each component. Taking the above into account, the metabolites present in each sample, replicated in triplicate, were explored

through heatmap analysis. In this analysis, the horizontal and vertical axis represent the information of the sample and the variable, respectively. Red color indicates a high relative concentration, while green color indicates a low relative concentration. Figure 4, shows that stigmastrol, beta-sitosterol, plumbagin and palmitic acid are the most abundant compounds compared to samples of plants grown in the greenhouse.

Table 1. Germination results for scarification and stratification treatments. Significant differences are observed in the percentage of treatments, as detailed in Supplementary Tables 2 and 3, where the statistical differences between each treatment are indicated.

Resultados de germinación de los tratamientos de escarificación y estratificación. Se observan diferencias significativas en el porcentaje de tratamientos, como se detalla en las Tablas Suplementarias 2 y 3, donde se indican las diferencias estadísticas entre cada tratamiento.

Seed	N° stratification	Stratification	Number seeds	Germination days	Number plants	Germination percentage	Culture medium
Without scarifying	X		30	60	0	0	57.8 μ M gibberellic acid
Outer layer wear	X		30	60	3	10	
cross-section cut	X		30	60	5	17	
Without scarifying		X	30	60	0	0	
Outer layer wear		X	30	60	6	20	
Cross-section cut		X	30	60	22	73	

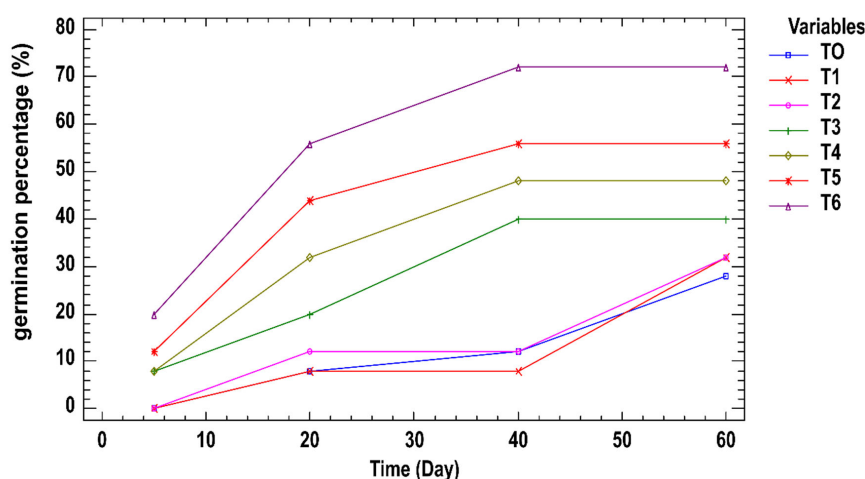


Figure 2. Seed germination response using different growth media. The micronutrient and macronutrient composition of each growth medium, T0, T1, T2, T3, T4, and T5, is described in Supplementary Table 1. Similarly, Supplementary Table 2 shows the differences in the statistical analysis.

Respuesta de germinación de semillas utilizando diferentes medios de cultivo. La composición de micronutrientes y macronutrientes de cada medio de cultivo (T0, T1, T2, T3, T4 y T5) se describe en la Tabla Suplementaria 1. De igual forma, la Tabla Suplementaria 2 muestra las diferencias en el análisis estadístico.

DISCUSSION

The methodology used in this study represents a considerable advance in *D. anisandra* research since it allows for the analysis of the chemical profile of seedlings obtained through *in vitro* germination. This approach provides a detailed view of the bioactive compounds present under controlled growth conditions, an aspect little explored until now in *D. anisandra* seedlings. Therefore, *in vitro* germination of *D. anisandra* seeds emerges as a highly efficient technique to obtain high-quality seedlings. According to our study, a concentration of 20 mg L⁻¹ of GA3 achieved uniform germination in a short period, resulting in a germination rate of 73%. Previous research by Hamalton et al. (2020) and Jeyavanan et al. (2016), found that *in vitro* germination is an effective strategy for propagating

the *Diospyros* genus. Additionally, the results are similar to those found by Ramalho and Braga (2021), who showed that using gibberellic acid (GA3) greatly enhances seedling growth and germination in *Diospyros hispida*. Similarly, the effectiveness of scarification and stratification methods has also been confirmed in previous studies by Sánchez-Soto et al. (2017). These results underline the feasibility and effectiveness of *in vitro* germination of *D. anisandra* seeds as a promising strategy to obtain high-quality seedlings in a short period.

In the case of the phytochemical profiles of *D. anisandra* seedlings, they have identified a diversity of bioactive compounds with anti-inflammatory, antitumor, antimicrobial, and, lately, antiviral properties. Recent studies have characterized new compounds with potential for biological activity (Flota-Burgos et al., 2020; Ortiz-López et al., 2022;

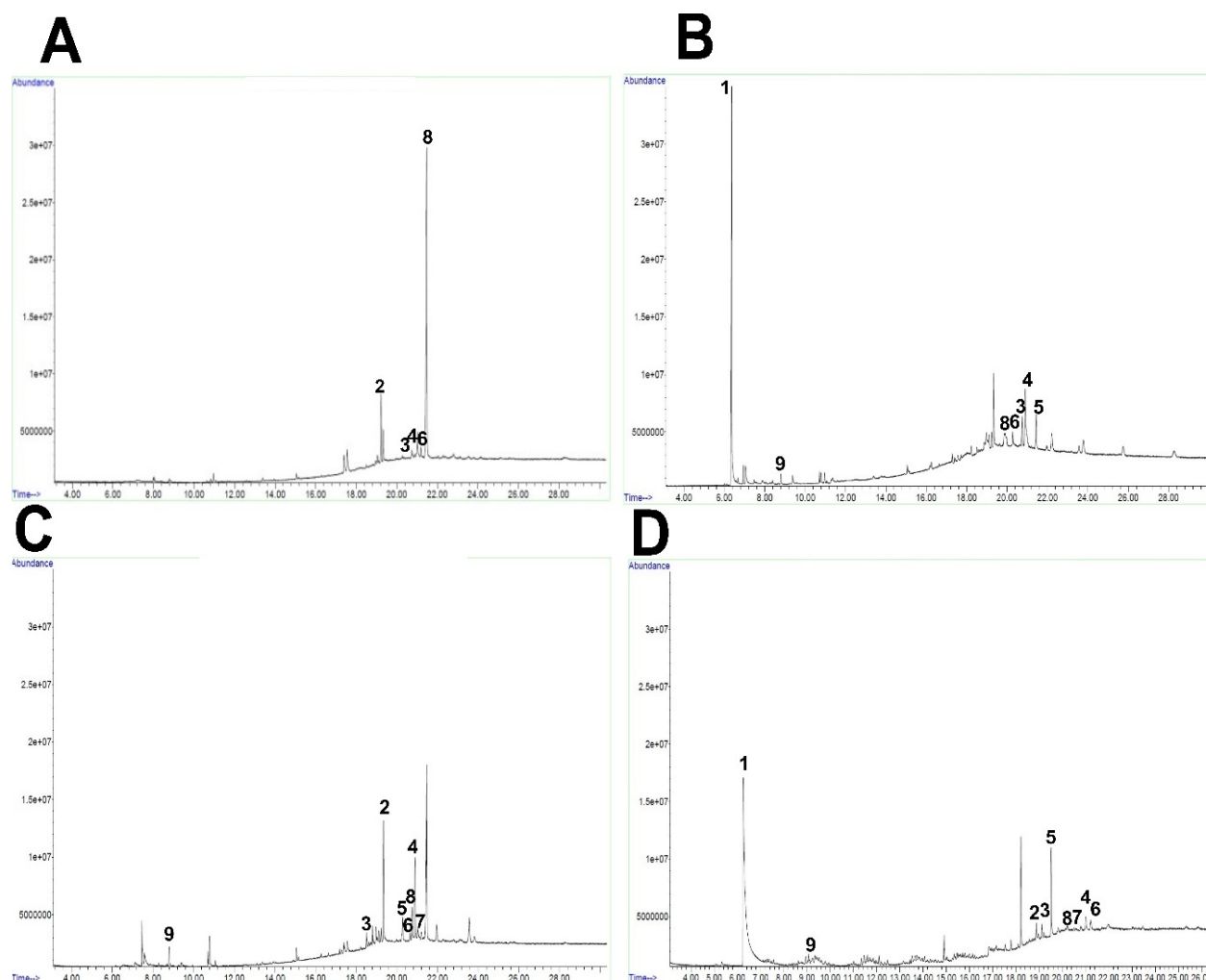


Figure 3. Chromatographic profiles of the volatile compounds obtained by GC-MS. (A) chromatogram of leaf of a greenhouse plant. (B) Chromatogram of the stem bark of a greenhouse plant. (C) Chromatogram of roots of greenhouse plants. (D) Chromatogram of whole seedlings grown *in vitro*. Each sample allows us to identify differences in the composition of volatile compounds between greenhouse plants and those grown *in vitro*. Information on the data of secondary metabolites found in seedlings grown *in vitro* and in greenhouse plants, according to their retention time, was also reported in Table 2.

Perfiles cromatográficos de los compuestos volátiles obtenidos por GC-MS. (A) Cromatograma de la hoja de una planta de invernadero. (B) Cromatograma de la corteza del tallo de una planta de invernadero. (C) Cromatograma de las raíces de plantas de invernadero. (D) Cromatograma de plántulas completas cultivadas *in vitro*. Cada muestra permite identificar diferencias en la composición de compuestos volátiles entre las plantas de invernadero y las cultivadas *in vitro*. La Tabla 2 también presenta información sobre los metabolitos secundarios encontrados en plántulas cultivadas *in vitro* y en plantas de invernadero, según su tiempo de retención.

Uc-Cachón et al., 2014). These findings suggest that *D. anisandra* seedlings could be a valuable source of natural compounds with pharmacological applications. Furthermore, researchers recognize the potential of *in vitro* culture techniques to produce secondary metabolites, as discussed in the work of Karuppusamy (2009). However, further research is necessary to fully comprehend the biological activities of these compounds and their potential for medicinal use.

Our results could have serious consequences for various industries, including pharmaceutical, food, agricultural, and cosmetics, by suggesting new possibilities for

the production and application of bioactive compounds derived from *D. anisandra*. For example, vitamin E is effective in protecting against oxidative damage in cells, making it an essential ingredient in both pharmaceuticals and cosmetics (Rizvi et al., 2014). Furthermore, the combination of beta-sitosterol, stigmasterol, and campesterol, present in vegetable margarines, is not only widely used in the food industry, but also has important pharmaceutical implications. These phytosterols have been shown to reduce LDL cholesterol levels in individuals with hypercholesterolemia, highlighting their potential to address cardiovascular health issues (Poli et al., 2021).

Table 2. Data on secondary metabolites obtained and found in different explants of greenhouse plants, and whole seedlings grown *in vitro*, including their retention time (Rt), comparison with pure standard (STD), comparison with mass fragmentation (MF) and thin layer chromatography (TLC).

Datos sobre metabolitos secundarios obtenidos y encontrados en diferentes explantos de plantas de invernadero y plántulas enteras *cultivadas in vitro*, incluyendo su tiempo de retención (Rt), comparación con estándar puro (STD), comparación con fragmentación de masa (MF) y cromatografía en capa fina (TLC).

Plant explants	peak number	Compound	retention time	Similarity (%)	STD*	MF*	TLC*
Whole <i>in vitro</i> plant	1	Plumbagin	06.26	99	x	x	x
	2	Vitamin E	19.45	99	x	x	x
	3	Stigmasterol	19.16	99	x	x	x
	4	Taraxasterol	21.20	90		x	x
	5	β -sitosterol	20.45	95	x	x	x
	6	Lupeol	21.20	90	x	x	x
	7	Betulin	20.90	95	x	x	x
	8	α -amiryn	20.80	95	x	x	x
	9	Acid palmitic	09.20	97		x	
Greenhouse leaf	2	Vitamin E	19.16	99	x	x	x
	3	Stigmasterol	20.54	99	x	x	x
	4	Taraxasterol	21.20	74		x	x
	8	α -amiryn	21.26	74	x	x	x
	6	Lupeol	20.95	95	x	x	x
	5	β -sitosterol	20.53	90	x	x	x
	7	Betulin	20.90	95	x	x	x
Greenhouse stem bark	2	Vitamin E	19.16	99	x	x	x
	3	Stigmasterol	21.66	99	x	x	x
	4	Taraxasterol	21.17	74		x	x
	5	β -sitosterol	20.52	99	x	x	x
	1	Plumbagin	06.20	94	x	x	x
	6	Lupeol	21.20	90	x	x	x
	8	α -amiryn	21.80	95	x	x	x
	7	Betulin	20.90	95	x	x	x
	9	Acid palmitic	08.90	97		x	
Greenhouse root	2	Vitamin E	19.16	98	x	x	x
	8	α -amiryn	20.85	90	x	x	x
	5	β -sitosterol	20.53	90	x	x	x
	4	Taraxasterol	21.83	77		x	x
	3	Stigmasterol	18.93	99	x	x	x
	6	Lupeol	20.90	90	x	x	x
	7	Betulin	21.20	95	x	x	x
	9	Acid palmitic	08.64	97		x	

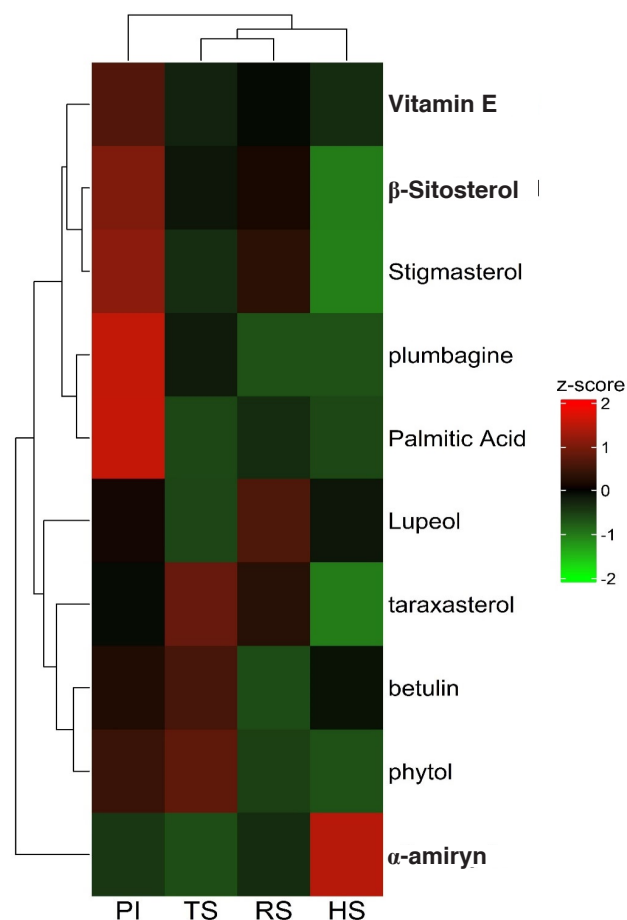


Figure 4. Heat map illustrating the concentration of metabolites in different samples. The colors represent the abundance of metabolites, with red indicating a high relative concentration, while green reflects a low relative concentration. The samples analyzed include *in vitro* seedlings (PI), the stem of a greenhouse plant (TS), the root of a greenhouse plant (RS), and the leaf of a greenhouse plant (HS). Three replicates of each sample were analyzed.

Mapa de calor que ilustra la concentración de metabolitos en diferentes muestras. Los colores representan la abundancia de metabolitos: el rojo indica una concentración relativa alta y el verde una concentración relativa baja. Las muestras analizadas incluyen plántulas *in vitro* (PI), tallos de plantas de invernadero (TS), raíces de plantas de invernadero (RS) y hojas de plantas de invernadero. Se analizaron tres réplicas de cada muestra.

It is important to highlight that those seedlings obtained *in vitro* constitute a continuous source of plant material for phytochemical analyses and represent a valuable resource for the genetic manipulation of secondary metabolism. This capacity opens new perspectives for the controlled production of bioactive compounds of commercial interest. It suggests significant potential for the study of the biosynthesis pathways of the compounds found under controlled conditions, as well as the development of more effective and sustainable strategies for obtaining *D. anisandra* metabolites.

CONCLUSION

This study provides an important milestone in the characterization of secondary metabolites of *D. anisandra*, especially in seedlings grown *in vitro*. The germination of *D. anisandra* seeds is highly efficient, achieving a notable germination rate of 73%, surpassing previous studies. The phytochemical analysis identifies compounds with known therapeutic properties, pointing to promising potential for pharmaceutical, food, and cosmetic applications. Furthermore, it offers a reliable source of material for *in vitro* analysis, bioactive compound production, and genetic modification. This approach opens new avenues for the sustainable obtaining of metabolites from *D. anisandra*, with important commercial and therapeutic applications.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the National Council of Science, Humanities and Technology. (CONAHCYT) of Mexico, through grant numbers CF-2023-G-636 and A1-S-27652. Additionally, A.A. is a recipient of a doctoral scholarship in Science (CVU: 1019821).

AUTHORS CONTRIBUTION

All authors contributed to the conception and design of the study. Material preparation, data collection, and laboratory analysis were performed by A. A. Experimental design and chromatographic data analysis were performed by F. E. Corrections to the draft of the manuscript were performed by M. A. H., R. B., L. C. R. and E. C. All authors commented on earlier versions of the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

REFERENCE

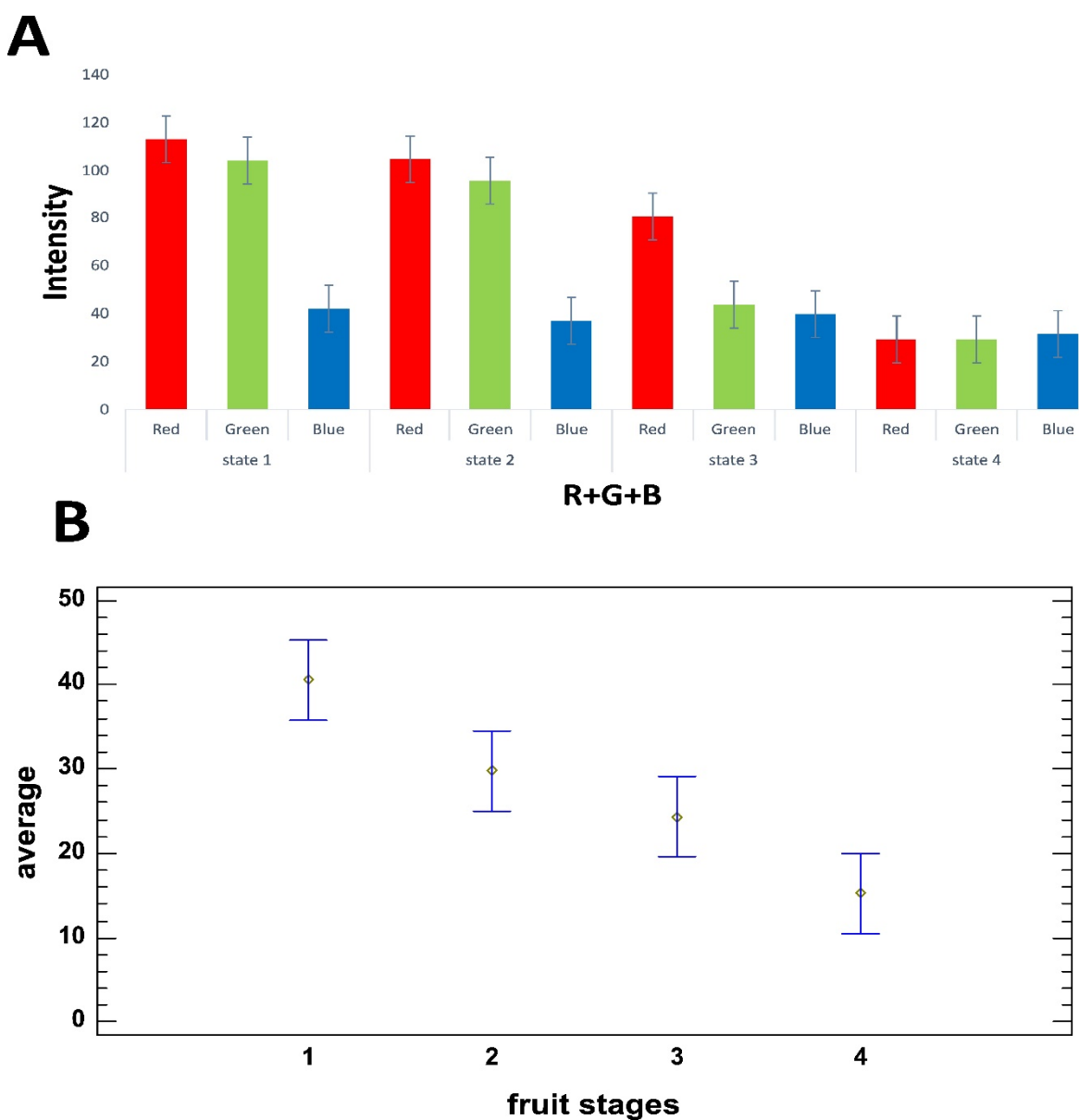
- Apriantero, N. H., Santoso, B., Purwantiningsih, P., & Ambar-sari, T. (2018). Optimizing Analysis Of The Radiographic Image And Entrance Surface Dose Using Computed Radiography In Chest Examination. *SANITAS : Jurnal Teknologi Dan Seni Kesehatan*, 9(2), 93–104. DOI: <https://doi.org/10.36525/sanitas.2018.11>
- Cetina-Montejo, L., Ayora-Talavera, G., & Borges-Argáez, R. (2019). Zeylanone epoxide isolated from *Diospyros anisandra* stem bark inhibits influenza virus *in vitro*. *Archives of Virology*, 164(6), 1543–1552. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00705-019-04223-y>
- Flota-Burgos, G. J., Rosado-Aguilar, J. A., Rodríguez-Vivas, R. I., Borges-Argáez, R., Martínez-Ortiz-de-Montellano, C., & Gamboa-Angulo, M. (2020). Anthelmintic Activity of Extracts and Active Compounds From *Diospyros anisandra* on *Ancylostoma caninum*, *Haemonchus placei* and *Cyathostomins*. *Frontiers in Veterinary Science*, 7(September), 1–11. DOI: <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.565103>
- Hamalton, T., Jaganathan, R., Khanam, A., & Division, F. M. (2020). *In vitro culture establishment and seed studies of*

- Diospyros buxifolia* (Blume) Hiern: A slow growing timber species of Western Ghats. 15–20. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/351637385>
- Jeyavanan, K., Sivachandiran, S., Vinujan, S. & Pushpakumara, D.K.N.G. (2016). Effect of Different Pre-Sowing Treatments on Seed Germination of *Diospyros ebenum* Koenig. *World Journal of Agricultural Sciences* 12(6): 384-392, 2016. Disponible en: [https://idosi.org/wjas/wjas12\(6\)16/1.pdf](https://idosi.org/wjas/wjas12(6)16/1.pdf)
- Juárez-Méndez, M. T., Borges-Argáez, R., Ayora-Talavera, G., Escalante-Rebolledo, S. E., Escalante-Erosa, F., & Cáceres-Farfán, M. (2022). *Diospyros anisandra* phytochemical analysis and anti-hemagglutinin-neuraminidase activity on influenza A/H1N1pdm09 virus. *Natural Product Research*, 36(10), 2666–2672. DOI: <https://doi.org/10.1080/14786419.2021.1917568>
- Karuppusamy, S. (2009). A review on trends in production of secondary metabolites from higher plants by tissue, organ and cell cultures. *Journal of Medicinal Plants Research*, 3(13), 1222–1239. Disponible en: <https://academicjournals.org/journal/JMPR/article-stat/EEE689215753>
- M. R. Khan. (2016). Effect of Different Pre-Sowing Treatments on Seed Germination of *Prosopis juliflora* Line. *Weekly Science*, 3(35), 153–156. DOI: <https://doi.org/10.5829/idosi.wjas.2016.384.392>
- Mulabagal, V., & Tsay, H. (2004). *Plant Cell Cultures - An Alternative and Efficient Source for the Production of Biologically Important Secondary Metabolites*. September 2015, 29–48. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/224093572>
- Ortiz-López, T., Borges-Argáez, R., Ayora-Talavera, G., Canto-Ramírez, E., Cetina-Montejo, L., May-May, Á., Escalante-Erosa, F., & Cáceres-Farfán, M. (2022). Bioassay-Guided Fractionation of *Erythrostemon yucatanensis* (Greenm.) Gagnon & GP Lewis Components with Anti-hemagglutinin Binding Activity against Influenza A/H1N1 Virus. *Molecules*, 27(17). DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules27175494>
- Pack, K. Y., Chakrabarty, D., & Hahn, E. J. (2005). Application of bioreactor systems for large scale production of horticultural and medicinal plants. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 81(3), 287–300. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11240-004-6648-z>
- Pie, F., & Schreiber, T. (2016). Seed dormancy in *Camellia sinensis* L. (Theaceae): Effects of cold-stratification and exogenous gibberellic acid application on germination. *Journal of Systems Biology*, 18-august-2016, 1–22. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/224093572>
- Poli, A., Marangoni, F., Corsini, A., Manzato, E., Marrocco, W., Martini, D., Medea, G., & Visioli, F. (2021). Phytosterols, cholesterol control, and cardiovascular disease. *Nutrients*, 13(8), 1–13. DOI: <https://doi.org/10.3390/nu13082810>
- Ramvalho, A. B., & Braga, L. F. (2021). Plant growth regulators in the germination of *Diospyros hispida* A. DC. (EBENACEAE) seeds. *Research, Society and Development*, 10(2), e27110212471. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12471>
- Reshi, Z. A., Ahmad, W., Lukatkin, A. S., & Javed, S. Bin. (2023). *From Nature to Lab : A Review of Secondary Metabolite Biosynthetic Pathways , Environmental Influences , and In vitro Approaches*. DOI: <https://doi.org/10.18295/squmj.2014.14.02.009>
- Rizvi, S., Raza, S. T., Ahmed, F., Ahmad, A., Abbas, S., & Mahdi, F. (2014). The role of Vitamin E in human health and some diseases. *Sultan Qaboos University Medical Journal*, 14(2), 157–165.
- Rosado-Aguilar, J. A., Aguilar-Caballero, A. J., Rodríguez-Vivas, R. I., Borges-Argáez, R., García-Vázquez, Z., & Méndez-González, M. (2010). SHORT NOTE [NOTA CORTA] SCREENING OF THE ACARICIDAL EFFICACY OF PHYTOCHEMICAL EXTRACTS ON THE CATTLE TICK *Rhipicephalus* (Boophilus) microplus (Acari: ixodidae) BY LARVAL IMMERSION TEST [EVALUACION DE LA EFICACIA ACARICIDA DE EXTRACTOS FITOQUIMICOS CONTRA. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 12, 417–422. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/939/93915542031.pdf>
- Sánchez-Soto, B. H., Pacheco-Aispuro, E., Lugo-García, G. A., Reyes-Olivas, Á., & García-Moya, E. (2017). Métodos de escarificación en semillas de *Guaiaecum coulteri*, especie amenazada del bosque tropical caducifolio del norte de Sinaloa, México. *Gayana - Botanica*, 74(2), 262–268. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-66432017000200262>
- Sanchez, N., Camacho, V., & Mata, M. (2002). Inducción de Brotación Múltiple en *Diospyros riojae* Gómez-Pompa por Medio de Cultivo de Tejidos Vegetales. *Foresta Veracruzana*, 4(1), 41–46. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/497/49740108.pdf>
- Uc-Cachón, A. H., Borges-Argáez, R., Said-Fernández, S., Vargas-Villarreal, J., González-Salazar, F., Méndez-González, M., Cáceres-Farfán, M., & Molina-Salinas, G. M. (2014). Naphthoquinones isolated from *Diospyros anisandra* exhibit potent activity against pan-resistant first-line drugs *Mycobacterium tuberculosis* strains. *Pulmonary Pharmacology and Therapeutics*, 27(1), 114–120. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pupt.2013.08.001>
- Uc-Cachón, A. H., Molina-Salinas, G. M., Said-Fernández, S., Méndez-González, M., Cáceres-Farfán, M., & Borges-Argáez, R. (2013). A new dimeric naphthoquinone from *Diospyros anisandra*. *Natural Product Research*, 27(13), 1174–1178. DOI: <https://doi.org/10.1080/14786419.2012.718770>

Recibido: 25.11.2024

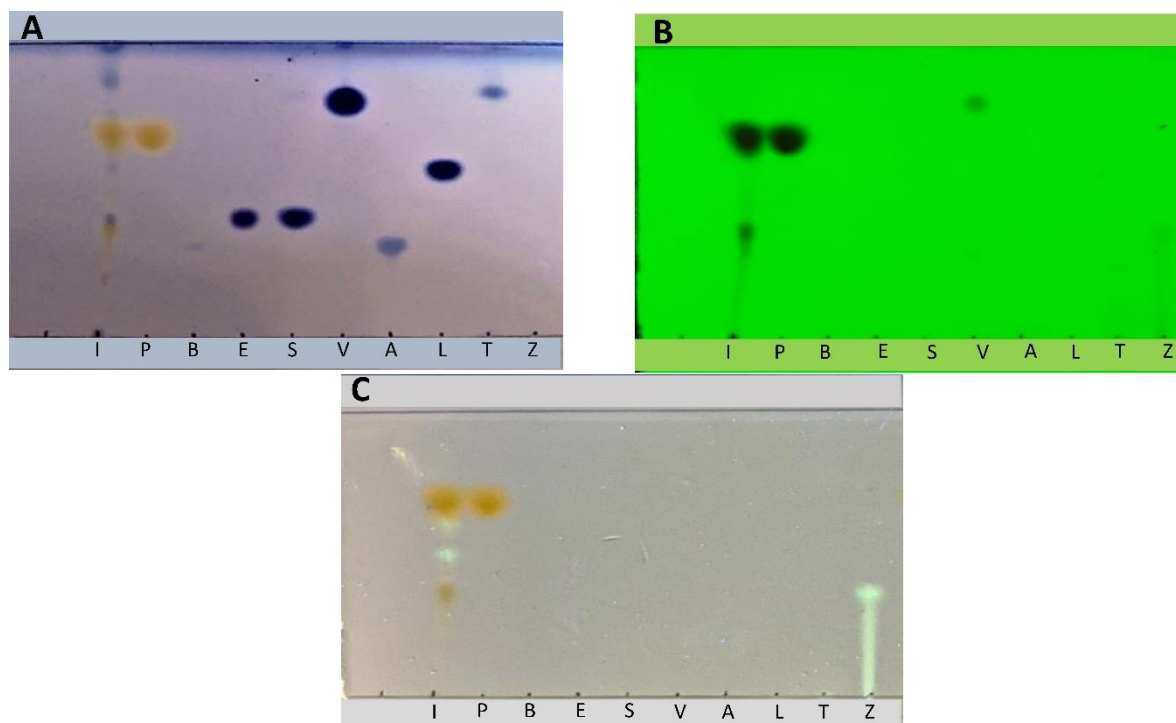
Aceptado: 28.06.2025

SUPPLEMENTARY MATERIAL



Supplementary Figure 1. Evaluation of fruit color for seed maturation. A) The bar graph shows red, green, and blue (RGB) values related to the area of the fruit; data was obtained with Image-J software. B) Graph of means and standard error shows a great difference in the mean of each sample, which points to a link between the color of the fruit and the maturity of the seed. Three replicates of each sample were analyzed.

Evaluación del color del fruto para la maduración de la semilla. A) El gráfico de barras muestra los valores de rojo, verde y azul (RGB) relacionados con el área del fruto; los datos se obtuvieron con el software Image-J. B) El gráfico de medias y error estándar muestra una gran diferencia en la media de cada muestra, lo que indica una relación entre el color del fruto y la madurez de la semilla. Se analizaron tres réplicas de cada muestra.



Supplementary Figure 2. Comparison between pure standards and *in vitro* plant extract on silica plate. A) Plate developed with phosphomolybdic acid. B) Plate developed with 260 nm shortwave UV light. C) Plate developed with 360 nm long-wave UV light. The following reference compounds were identified on the plate by letters: *in vitro* plant (I), Plumbagin (P), Betulin (B), Stigmasterol (E), β -sitosterol (S), Vitamin E (V), Betulinic Acid (A), Lupeol (L), Taraxasterol (T) and zeylanone epoxide (Z).

Comparación entre estándares puros y extracto vegetal *in vitro* en placa de sílice. A) Placa revelada con ácido fosfomolibdico. B) Placa revelada con luz UV de onda corta de 260 nm. C) Placa revelada con luz UV de onda larga de 360 nm. Los siguientes compuestos de referencia se identificaron en la placa con letras: Planta *in vitro* (I), Plumbagina (P), Betulina (B), Estigmasterol (E), β -sitosterol (S), Vitamina E (V), Ácido Betulínico (A), Lupeol (L), Taraxasterol (T) y Epóxido de Zeilanona (Z).

Supplementary Table 1. Various treatments were applied to induce the germination of *D. anisandra* seeds, including stratification, scarification, and gibberellic acid. Each of these methods was applied in a controlled manner, and germination rates were recorded to evaluate their effectiveness.

Se aplicaron diversos tratamientos para inducir la germinación de las semillas de *D. anisandra*, incluyendo estratificación, escarificación y ácido giberélico. Cada uno de estos métodos se aplicó de forma controlada y se registraron las tasas de germinación para evaluar su eficacia.

Name of treatment	Number of seeds	Culture medium
T0	25	Sterile Water
T1	25	MS basal
T2	25	MS 1/2
T3	25	MS basal + 2.4 mg L ⁻¹ GA3
T4	25	MS basal + 5 mg L ⁻¹ GA3
T5	25	MS basal + 10 mg L ⁻¹ GA3
T6	25	MS basal + 20 mg L ⁻¹ GA3

Supplementary Table 2. The ANOVA table decomposes the color variance into two components: a between-groups component and a within-groups component. The F-ratio, which is 11.6776, is the quotient between the estimate between groups and the estimate within groups. Since the P value of the F-test is less than 0.05, there is a statistically significant difference between the mean of each fruit between one color level and another, with a 95.0% confidence level.

La tabla ANOVA descompone la varianza de color en dos componentes: un componente intergrupos y un componente intragrupos. El F-ratio, que es 11,6776, es el cociente entre la estimación intergrupos y la estimación intragrupos. Dado que el valor p de la prueba F es menor que 0,05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de cada fruta entre un nivel de color y otro, con un nivel de confianza del 95,0%.

Source	Sum of Squares	GI	Square Medio	F-ratio	P value
Entre grupos	1,341.450	3	447.1490	11.68	0.0007
Intra grupos	459.494	12	38.2912		
Total (Corr.)	1,800.940	15			

Supplementary Table 3. The ANOVA table decomposes the variance of germination into two components: between groups and within groups. The F-ratio, 4.50528 in this case, is the ratio between the between-group component and the within-group component. With a P-value of the F-test less than 0.05, a statistically significant difference is established between the germination means between treatment levels, with a confidence level of 95.0%.

La tabla ANOVA descompone la varianza de la germinación en dos componentes: intergrupos e intragrupos. El F-ratio, en este caso 4,50528, es el cociente entre el componente intergrupos y el componente intragrupos. Con un valor P de la prueba F inferior a 0,05, se establece una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de germinación entre los niveles de tratamiento, con un nivel de confianza del 95,0%.

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	7,795.43	6	1,299.240	4.51	0.0044
Intra grupos	6,056.00	21	288.381		
Total (Corr.)	13,851.40	27			

Heterogeneidad a pequeña escala en laderas semiáridas: Propuesta metodológica e implicaciones ecohidrológicas para la restauración

Small-scale heterogeneity in semi-arid slopes:
Methodological proposal and ecohydrological implications for restoration

Jorge Mongil-Manso ^{**} , José Luis de Ancos-Siguero ^{*}

* Autor de correspondencia: ^{*} Universidad Católica de Ávila, Forest, Water & Soil Research Group, Ávila, España, jorge.mongil@ucavila.es

RESUMEN

En el momento de abordar una restauración ecológica, es necesario evaluar la situación de los procesos ecológicos en términos de funcionalidad o disfuncionalidad, para así poder planificar correctamente las actuaciones restauradoras. Para este fin, la metodología EFA/LFA es muy útil, puesto que utiliza una serie de indicadores ecohidrológicos apoyados en la heterogeneidad a pequeña escala de laderas semiáridas. Se basa en que los ecosistemas altamente funcionales retienen fuertemente recursos vitales (agua, suelo, nutrientes y materia orgánica), mientras que a medida que la función se deteriora se produce una creciente pérdida de estos recursos vitales. El objetivo de este trabajo fue proponer una modificación a la técnica de muestreo de la mencionada metodología. Mientras que la metodología original propone un muestreo mediante transectos lineales, este trabajo abogó por muestreos superficiales, que consiguen una mejor y más precisa evaluación de la funcionalidad ecológica de las laderas. Para comparar ambas metodologías, se han empleado, entre otras, pruebas estadísticas como *t* de Student, *U* de Mann-Whitney y ANOVA. Los resultados obtenidos mostraron que en todas las variables se han encontrado diferencias significativas ($P < 0,05$) entre el método de muestreo original (lineal o unidimensional) y el propuesto como mejora (superficial o bidimensional). Se pudo afirmar, además, que la aplicación de ambas metodologías fue independiente de la zona en la que se desarrolle el muestreo, así como de la mayor o menor funcionalidad ecohidrológica.

Palabras clave: metodología EFA, escorrentía, indicadores ecohidrológicos, infiltración, rehabilitación.

SUMMARY

When engaging in ecological restoration, it's crucial to assess the status of ecological processes in terms of functionality or dysfunctionality to properly plan restoration efforts. In this regard, the EFA/LFA methodology proves highly beneficial as it employs a set of ecohydrological indicators based on the small-scale heterogeneity of semi-arid slopes. This methodology operates on the premise that highly functional ecosystems effectively retain essential resources like water, soil, nutrients, and organic matter, while declining functionality leads to a progressive loss of these vital resources. The aim of this study was to propose a modification to the sampling technique used in the aforementioned methodology. While the original method suggests sampling via linear transects, this research advocates for surface sampling, which provides a more thorough and precise assessment of the ecological functionality of slopes. To compare both methodologies, statistical tests such as Student's *t*-test, Mann-Whitney *U* test, and ANOVA were employed. The results showed significant differences ($P < 0.05$) in all variables between the original linear or unidimensional sampling method and the proposed surface or bidimensional method. Furthermore, it could be concluded that the application of both methodologies was independent of the sampling area and the degree of ecohydrological functionality.

Keywords: EFA methodology, ecohydrological indicators, infiltration, rehabilitation, runoff.

INTRODUCCIÓN

Cuando se aborda una restauración ecológica en laderas semiáridas degradadas, se hace necesario un correcto diagnóstico de la situación actual de los procesos ecológicos (Berdugo et al., 2017), para así cuantificar el esfuerzo o la intensidad necesaria de restauración y el éxito esperado (Thompson & Thompson, 2004; Ruíz-Jaen & Aide, 2005; Dowo et al., 2013). La metodología Ecosystem

Function Analysis o Landscape Function Analysis (EFA/LFA) es de uso generalizado (Randall, 2004; Tongway & Ludwig, 2006; Lacy et al., 2008; Humphries, 2016) y aborda esta necesidad, integrando la función del ecosistema con la estructura y la complejidad de la vegetación, identificando los procesos vulnerables del ecosistema, y facilitando su rehabilitación o restauración (Ludwig et al., 1997; Tongway & Hindley, 2004). Esta metodología utiliza unos indicadores evaluados visualmente para determi-

nar la funcionalidad del ecosistema (Tongway et al., 1998; Merino-Martín, 2010), basándose en que los ecosistemas altamente funcionales retienen fuertemente recursos vitales (agua, suelo, nutrientes y materia orgánica); sin embargo, a medida que la función se deteriora se produce una creciente “fuga” de estos recursos vitales del paisaje.

Los paisajes semiáridos funcionan, según Ludwig et al. (1997), como sistemas que conservan agua y nutrientes escasos. Los desencadenantes (o entradas al sistema), tales como la precipitación y las partículas del suelo, son redistribuidos en el espacio o transferidos dentro del paisaje por procesos como escorrentía-infiltración y erosión-depósito. Estas entradas son capturadas por sumideros, que obstruyen o capturan el agua, y que funcionan como reservas de agua, nutrientes y materia orgánica (Mayor et al., 2009; Urgeghe & Bautista, 2014). Si la disponibilidad de estos recursos supera un umbral crítico para las plantas y animales, estos organismos producirán una respuesta de supervivencia o crecimiento. Los materiales generados en estas respuestas (por ejemplo, semillas), son enterrados en las reservas y alimentan a las estructuras del paisaje que actúan como sumideros. A este proceso se le denomina “dinámica fuente-sumidero”.

Los paisajes semiáridos poseen sumideros de diferentes tamaños y formas, dispuestos de forma dispersa en su superficie (Tongway, 2003). Grandes sumideros son, por ejemplo, los bosquetes separados por espacios abiertos, mientras que sumideros de menor tamaño pueden considerarse los montones de troncos o ramas, piedras y bloques, o matas de especies leñosas o herbáceas (Figura 1). Por su parte, los espacios entre sumideros son zonas en las que

recursos como el agua, materiales del suelo y nutrientes pueden ser transportados y movilizados, como por ejemplo una costra de suelo desnudo o un suelo pedregoso desnudo. A estas escalas operan muchos de los procesos que intervienen en la conservación de aguas y suelos. Son también las escalas donde se aplican las técnicas de manejo, de restauración de espacios degradados, de lucha contra la desertificación y oasificación (Martínez de Azagra et al., 2006).

El agua es repuesta en el paisaje a intervalos periódicos, mediante la lluvia, y sufre cambios rápidos en periodos cortos (días o semanas), dependiendo de los episodios de precipitación y de los fenómenos de escorrentía, evaporación, transpiración y drenaje profundo. La redistribución espacial del agua a través del paisaje está regulada por dos factores: el terreno y la vegetación (Tongway, 2003).

Respecto al terreno, hay que tener en cuenta, en primer lugar, la morfología, es decir, lo que puede denominarse rugosidad del paisaje. Un paisaje muy rugoso tiene mayor influencia en el transporte de materiales a gran extensión que una ladera lisa, larga y abierta. Un terreno liso tenderá a tener importantes flujos de agua, creando un incremento en las turbulencias, que aumentará la transferencia de materiales (erosión). La pendiente del terreno altera también la capacidad de transporte de flujos superficiales. Una disminución de la pendiente provocará la ralentización, encharcamiento e infiltración del agua, mientras que un incremento de la pendiente provocará un mayor escurrimiento del agua por gravedad (Mongil, 2003).

La vegetación perenne tiene también una gran influencia en la transferencia de agua. Por ejemplo, cuando la escorrentía encuentra matas de herbáceas o leñosas, su tra-

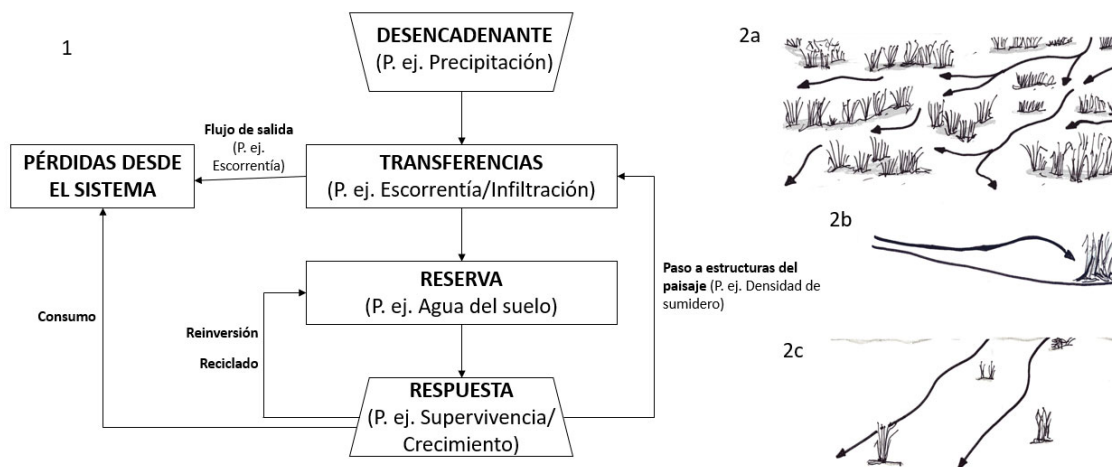


Figura 1. Esquema Desencadenante-Transferencia-Reserva-Respuesta (modificado de Ludwig et al., 1997) (1). Laderas cubiertas por matas de leñosas o herbáceas en gran densidad hacen que el agua fluya de forma tortuosa (2a); Mata absorbiendo agua de escorrentía (2b); Flujos de escorrentía largos y rectos, en un paisaje o ladera disfuncional con pocas matas (2c), es la situación contraria al paisaje funcional con flujo corto y tortuoso motivado por numerosas matas del 2a.

Trigger-Transfer-Storage-Response Scheme (modified from Ludwig et al., 1997) (1). Slopes covered by dense stands of woody or herbaceous vegetation cause water to flow in a tortuous manner (2a); Vegetation absorbing runoff water (2b); Long, straight runoff flows in a dysfunctional landscape or slope with few stands of vegetation (2c), contrasting with the functional landscape characterized by short, tortuous flows driven by numerous stands of vegetation in 2a.

yectoria se hace más tortuosa (Figura 1), favoreciéndose la infiltración al incrementarse el tiempo de oportunidad de infiltración. Por esta razón, se incrementa la cantidad de agua infiltrada y almacenada en el perfil edáfico de sumideros o reservas (Mongil 2003).

La evaluación de la heterogeneidad espacial a pequeña escala en laderas semiáridas sirve, en consecuencia, para conocer la funcionalidad o disfuncionalidad ecohidrológica de estas laderas y, por lo tanto, las posibilidades para su recuperación ecológica (Tongway et al., 2004). Por otra parte, basándose en esta evaluación, pueden establecerse criterios y pautas para afrontar la restauración forestal de este tipo de terrenos (Urgeghe & Bautista, 2014; Fuentes et al., 2016).

El objetivo de este trabajo es proponer una modificación de la metodología EFA/LFA, en lo que se refiere a la forma de llevar a cabo el muestreo de indicadores en las laderas semiáridas, para evaluar su funcionalidad ecohidrológica. Se plantea la hipótesis de que es posible optimizar el muestreo de los indicadores y, consecuentemente, mejorar el conocimiento de la funcionalidad de las laderas semiáridas, sustituyendo los transectos lineales por bandas superficiales. Se trata, por lo tanto, de aplicar la metodología original y la modificada, que se propone en este trabajo, a diferentes tipos de laderas, para compararlas y demostrar la validez y las ventajas de la metodología propuesta frente a la original.

MÉTODOS

Área de estudio. Se estudiaron dos laderas semiáridas degradadas (zonas A y B) situadas en los municipios de Blascosancho y Maello (Provincia de Ávila, centro de España),

muy próximos entre sí (Figura 2). La precipitación anual media en la zona es de 403 mm. La temperatura anual media es 11,1 °C. La pendiente media de las laderas es del 20%. Los suelos son poco evolucionados (Entisoles) formados principalmente sobre fangos arcósicos y arenas con cantos (IGME 1982). La vegetación es escasa (cubierta aproximada del 10%), con algunas matas de *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss., *Rosa canina* L., *Astragalus glaux* L., *Astragalus granatensis* Lam., *Genista cinérea* DC., *Thymus* sps. L., 1753, *Lavandula stoechas* Lam. y *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp.

Metodología. En este trabajo, se aplicó la metodología propuesta por Ludwig et al. (1997), que forma parte del *Ecosystem Function Analysis* (EFA); pero, atendiendo al objetivo de este trabajo, se ha aplicado también esta metodología de manera modificada.

La metodología original (para una explicación más detallada: Tongway, 2003) consiste en la realización de secciones transversales o transectos, es decir, recorridos a lo largo de una ladera desde la parte alta a la baja (esto facilita el reconocimiento de secuencias de escorrentía e infiltración), perpendiculares a las curvas de nivel. Para ello, se coloca una cinta métrica, perpendicular a las curvas de nivel, procurando que quede tensa (Figura 3). Se inspecciona la forma del terreno a lo largo de la sección transversal para localizar características topográficas (por ejemplo, depresiones o montículos). También se anotan las localizaciones de diferentes sumideros de suelo y vegetación (grandes matas de herbáceas o leñosas, acumulaciones de troncos, grupos de matorral, espesuras de arbustos, árboles aislados o en pequeños grupos).

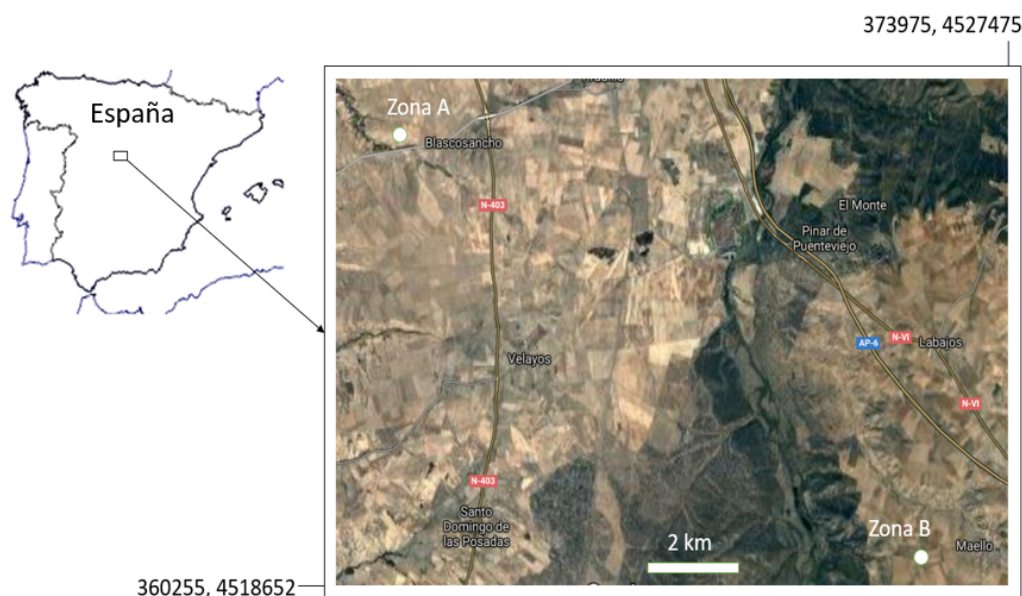


Figura 2. Localización del área de estudio. Coordenadas UTM, Huso 30 T.

Location of the study area. UTM coordinates, Zone 30 T.



Figura 3. Ejemplos de transectos lineales (L) y bidimensionales (S). De arriba abajo y de derecha a izquierda: 4L, 1S, 6L y 5S.
Examples of linear (L) and bidimensional (S) transects. From top to bottom and from right to left: 4L, 1S, 6L, and 5S.

En concreto, las mediciones y observaciones efectuadas fueron:

- Conteo de todos los sumideros, a partir del cual se obtuvo el número de sumideros (distinguiendo por tipos).
- Longitud de cada sumidero en la dirección de la sección transversal (a partir de la cual se calculó la longitud total de sumideros), y la anchura de cada sumidero en dirección perpendicular a la sección (calculándose la anchura total, que refleja la obstrucción total al flujo superficial). Sólo se tuvo en cuenta la anchura de aquellas estructuras que estén en contacto cerrado con el suelo (a una distancia menor de 1 cm).
- Separación entre sumideros, a partir de la cual se calculó la distancia media de espacio abierto entre sumidero y sumidero a lo largo de la sección transversal, que indica la longitud por la que fluye el agua antes de chocar contra obstrucciones (sumideros).

- Información adicional como: pendiente, orientación, anidamiento jerárquico de los sumideros, tamaño y densidad de sumideros a pequeña escala, características del espacio entre sumideros, suelo en el espacio entre sumideros, oscuridad del suelo en sumideros debida a la materia orgánica y presencia de humedad en los sumideros.

En el presente trabajo se propuso, como mejora a la metodología de muestreo, la realización de transectos bidimensionales, de 50 m de largo y 2 m a ambos lados del eje del transecto (señalizados con otra cinta métrica dispuesta perpendicularmente), es decir, se realizaron mediciones en transectos superficiales de 200 m², llevando a cabo en esta superficie todas las mediciones anteriormente mencionadas.

Para aplicar ambas metodologías, se seleccionaron dos zonas próximas entre sí (A y B), con vegetación degradada (Cuadro C1). En cada una de las zonas, se realizaron 4 transectos lineales o unidimensionales (metodología original) y otros 4 superficiales o bidimensionales (metodo-

logía modificada). La ubicación de los transectos en las laderas fue aleatoria.

Análisis estadístico. El análisis estadístico, llevado a cabo con IBM SPSS Statistics 20, se dividió en dos partes:

- Exploración y descripción de las variables utilizadas, según zona y metodología: Si existen o no valores atípicos (*outliers*) y el grado de ajuste al modelo normal de Gauss. Para ello se emplearon, diagramas de caja y el test de bondad de ajuste de Shapiro-Wilk específico para muestras pequeñas, junto a los estadísticos descriptivos de asimetría y curtosis.
- Análisis de la significación de las diferencias, en cada variable, en función de los factores zona y metodología: Se analizó si había diferencias significativas entre las dos metodologías empleadas. Para ello, se realizaron estos contrastes de diferencias entre las medias de las siete variables medidas con la prueba *t* de Student, para dos muestras con medidas independientes. Se corroboró el resultado con la alternativa no-paramétrica del test *U* de Mann-Whitney, para muestras pequeñas. Se tomaron como variables independientes la zona y la metodología, con dos niveles en cada una de ellas. Así mismo, se empleó el análisis de varianza (ANOVA) con dos factores de efectos fijos, como test multivariado para el estudio simultáneo de ambas variables independientes, como factores explicativos de las posibles diferencias. Previamente a la utilización de las técnicas paramétricas se comprobó la condición de igualdad de varianza con el test de Levene.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La metodología LFA/EFA se basa en la medición de una serie de atributos del paisaje, el suelo y la vegetación a lo largo de unos transectos de 100 m de longitud orientados a lo largo de la pendiente (Tongway & Hindley, 2003). Esta aplicación por transectos lineales es la que se emplea habitualmente (Mongil, 2003; Oyarzábal, 2013). Sin embargo, es posible mejorar el muestreo de los indicadores, y por lo tanto mejorar el conocimiento de la funcionalidad de las laderas semiáridas, sustituyendo los transectos lineales por unas bandas superficiales, igualmente orientadas a favor de la pendiente. Esta hipótesis se demuestra estadísticamente a continuación.

En los Cuadros 1 y 2, se exponen los resultados de los muestreos realizados en las zonas A y B, tanto en transectos unidimensionales (metodología original) como bidimensionales (metodología modificada).

En la zona A, la escorrentía encuentra pocos obstáculos que sirvan para interrumpir el flujo de agua y favorezcan la infiltración, y estos están bastante separados entre sí. Entre

los tipos de sumideros presentes, las matas de retama son poco eficientes respecto a la captura del agua y nutrientes, debido fundamentalmente a su constitución morfológica, oponiendo poca resistencia al flujo, siendo mucho más eficientes las matas de *Astragalus* o tomillos, ya que son especies más tapizantes y de conformación más almohadillada, con más superficie en contacto con el suelo. El número de sumideros por 10 m es más bajo en la zona B, algo más de la mitad, lo cual supone que en esta ladera la escorrentía encontrará menos obstáculos que interrumpan su flujo y que favorezcan la infiltración (Ludwig et al., 1997). El tipo de sumideros predominante en la zona B es el de troncos de encina en pie de pequeño diámetro, que son poco eficientes respecto a la captura del agua y nutrientes, debido fundamentalmente a su constitución morfológica, oponiendo poca resistencia al flujo, siendo más escasas las matas leñosas más pegadas al suelo, que son por lo tanto más eficientes. La longitud de sumideros por 10 m es el doble en la zona A que en la B. Este parámetro implica una mayor superficie donde puede recogerse escorrentía. La anchura de los sumideros es la responsable de obstruir el flujo superficial. En la zona A la escorrentía encuentra casi 0,71 m de obstrucción por cada 10 m de ladera, mientras que en la zona B se reduce a los 0,39 m de obstrucción. La distancia entre sumideros es el indicador más parecido entre ambas zonas, algo mayor en la A que en la B. Todos los parámetros obtenidos indican una manifiesta disfuncionalidad en ambas zonas, siendo algo más funcional la zona A que la B, a pesar de poseer esta última una vegetación más avanzada sucesionalmente, con la presencia de la especie del bosque original (*Quercus ilex*). Con el muestreo mediante transectos bidimensionales (superficiales) se observa un mayor número de sumideros, como es lógico, al muestrearse una superficie mayor. Pero los indicadores son reducidos también, similares en ambas zonas, aunque algo más bajos en la zona B.

En conclusión, se puede decir que los sumideros de la zona B, matas de monte bajo de encina con pies de pequeños diámetros, por sí solos son poco eficientes como sumideros respecto a la captura de agua y nutrientes, debido fundamentalmente a su escaso contacto basal con el suelo, oponiendo una menor resistencia al flujo y siendo mucho menos eficiente que la vegetación arbustiva y de matorral en contacto con el suelo. Los diagramas de caja (Figura 4) muestran que no han aparecido valores anómalos o atípicos por su separación del resto de valores del grupo.

En cuanto al ajuste al modelo normal de Gauss, el Cuadro C2 resume los estadísticos descriptivos obtenidos por zona y metodología. Con las medidas de curtosis y asimetría obtenidas, en la mayoría de las mediciones realizadas se ha observado que las variables no difieren significativamente ($P > 0,05$) del modelo normal, presentando por tanto buen ajuste. Se han encontrado algunos desvíos significativos pero leves ($P < 0,05$) y solamente hay una variable (distancia media en la zona B) que tiene un desvío notable del modelo de Gauss ($P < 0,01$). Esto permite, en general,

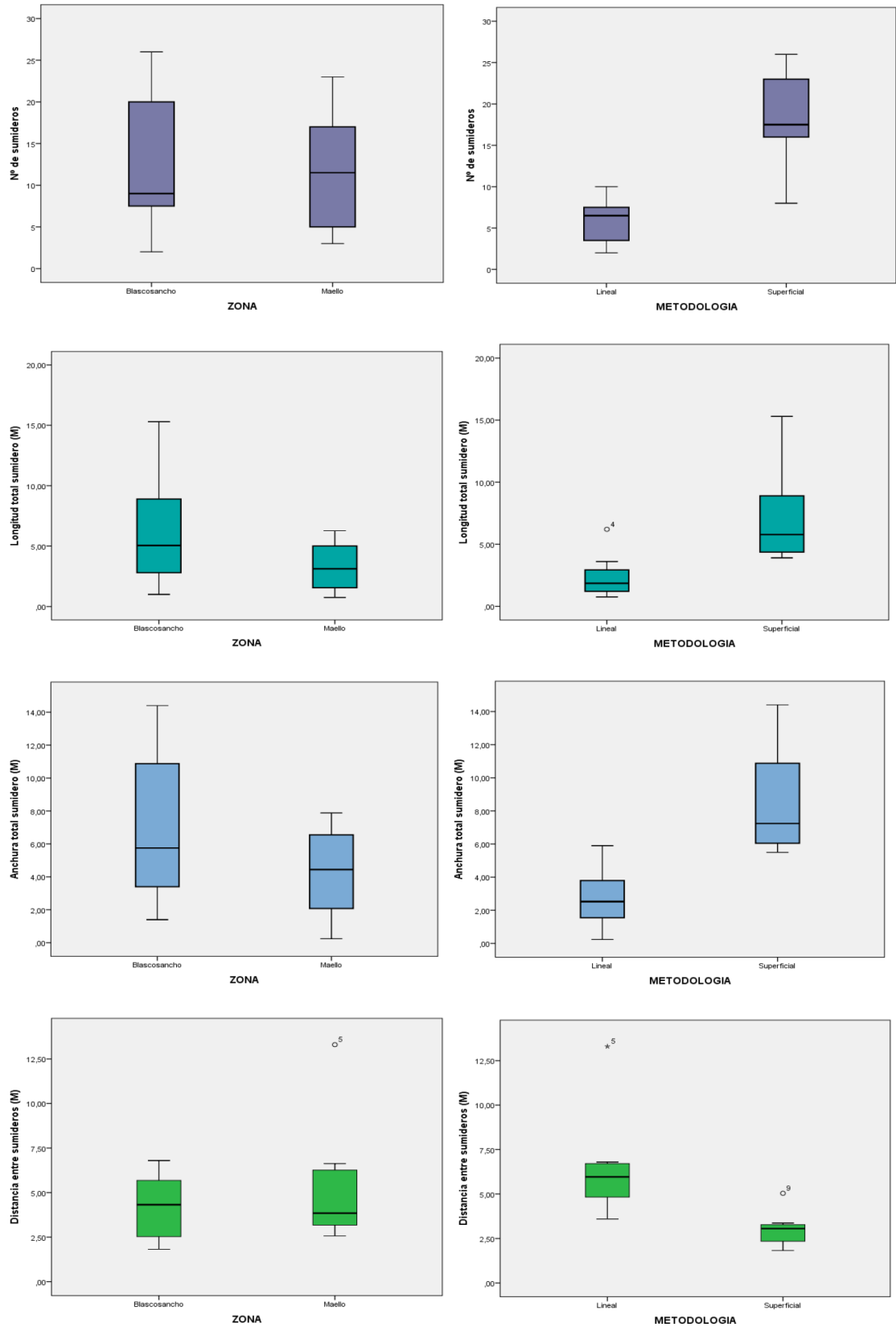
Cuadro 1. Resultados de los transectos lineales en las zonas A y B.
Results of linear transects in zones A and B.

Indicador	T1L A	T2L A	T3L A	T4L A	Media (DT)	T1L B	T2L B	T3L B	T4L B	Media (DT)
Longitud muestreada (m)	50	50	50	50		50	50	50	50	
Nº sumideros	2	8	7	10	6,75 (3,40)	3	4	7	6	5,00 (1,83)
Tipo sumideros	Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas		Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas	
Sumideros/10 m	0,40	1,60	1,40	2,00	1,35 (0,68)	0,60	0,80	1,40	0,34	0,79 (0,45)
Longitud total sumideros (m)	1,00	3,60	2,00	6,20	3,20 (2,27)	0,75	1,40	2,25	1,70	1,53 (0,63)
Longitud/10 m (m)	0,20	0,72	0,40	1,24	0,64 (0,45)	0,15	0,28	0,45	0,49	0,34 (0,16)
Anchura total sumideros (m)	1,40	4,20	2,60	5,90	3,53 (1,96)	0,24	1,70	3,39	2,45	1,95 (1,33)
Anchura/10 m (m)	0,28	0,84	0,52	1,18	0,71 (0,39)	0,05	0,34	0,68	0,49	0,39 (0,27)
Distancia media entre sumideros (m)	3,40	4,67	5,17	3,24	4,12 (0,95)	8,87	3,24	5,69	4,42	5,56 (2,43)
Pendiente	16	20	16	21	18,25 (2,63)	21	20	22	26	22,25 (2,63)
Orientación	SW	SW	SW	SW		NE	NE	N	W	
Anidamiento jerárquico sumideros	Escaso	Nulo	Escaso	Nulo		No apreciable	No apreciable	No apreciable	No apreciable	
Tamaño y densidad de sumideros a pequeña escala	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Escasos	Escaso tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Muy escasos		Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	
Características de espacio entre sumideros	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Zonas sin vegetación	Zonas sin vegetación	Zonas sin vegetación	Erosión y acarreamiento incipiente. Costas. Pedregosidad media.	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Escaso tapiz herbáceo	
Suelo en espacio entre sumideros	Pedregosidad escasa, sin costra	Bastante pedregoso y erosión incipiente	Pedregosidad media			Pedregosidad escasa	Pedregosidad escasa	Pedregosidad escasa	Pedregosidad muy alta	
Oscuridad de suelo en sumideros	Baja	Baja	Baja	Nula		Notable	Notable	Notable	Escasa	
Humedad en sumideros	Escasa	Escasa	Escasa	Escasa		Presencia	Presencia	Presencia	Presencia	

Cuadro 2. Resultados de los transectos superficiales en las zonas A y B

Results of surface transects in zones A and B

Indicador	T1SA	T2SA	T3SA	T4SA	Media (DT)	T1SB	T2SB	T3SB	T4SB	Media (DT)
Longitud muestreada (m)	50	50	50	50		50	50	50	50	
Superficie muestreada (m ²)	200	200	200	200		200	200	200	200	
N° sumideros	8	23	17	26	18,50 (7,94)	23	16	16	18	18,25 (7,94)
Tipo sumideros	Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas y bloques		Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas	Matas leñosas	
Sumideros/m ²	0,04	0,46	0,34	0,52	0,34 (0,21)	0,12	0,08	0,08	0,09	0,09 (0,21)
Longitud total sumideros (m)	3,90	11,50	6,30	15,30	9,25 (5,13)	6,27	4,00	5,29	4,73	5,07 (5,13)
Longitud/m ² (m)	0,02	0,06	0,03	0,08	0,05 (0,03)	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03 (0,03)
Anchura total sumideros (m)	5,60	12,55	9,20	14,40	10,44 (3,88)	7,88	5,50	6,60	6,50	6,62 (3,88)
Anchura/m ² (m)	0,028	0,003	0,05	0,07	0,04 (0,03)	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03 (0,03)
Distancia media entre sumideros (m)	4,41	2,03	2,76	1,75	2,74 (1,19)	2,46	3,16	2,97	3,00	2,90 (1,19)
Pendiente	16	20	16	21	18,25 (2,63)	21	20	22	26	22,25 (2,63)
Orientación	SW	SW	SW	SW		NE	NE	N	W	
Anidamiento jerárquico sumideros	Escaso	Nulo	Escaso	Nulo		No apreciable	No apreciable	No apreciable	No apreciable	
Tamaño y densidad de sumideros a pequeña escala	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Escasos	Escaso tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Muy escasos		Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	Tapiz herbáceo de gramíneas anuales	
Características de espacio entre sumideros	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Zonas sin vegetación	Zonas sin vegetación	Zonas sin vegetación		Amplios espacios con tapiz herbáceo	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Amplios espacios con tapiz herbáceo	Escaso tapiz herbáceo	
Suelo en espacio entre sumideros	Pedregosidad escasa, sin costra	Bastante pedregoso y erosión incipiente	Pedregosidad media	acarcamiento incipiente. Costras. Pedregosidad media.		Pedregosidad escasa	Pedregosidad escasa	Pedregosidad escasa	Pedregosidad muy alta	
Oscuridad de suelo en sumideros	Baja	Baja	Baja	Nula		Notable	Notable	Notable	Escasa	
Humedad en sumideros	Escasa	Escasa	Escasa	Escasa		Presencia	Presencia	Presencia	Presencia	



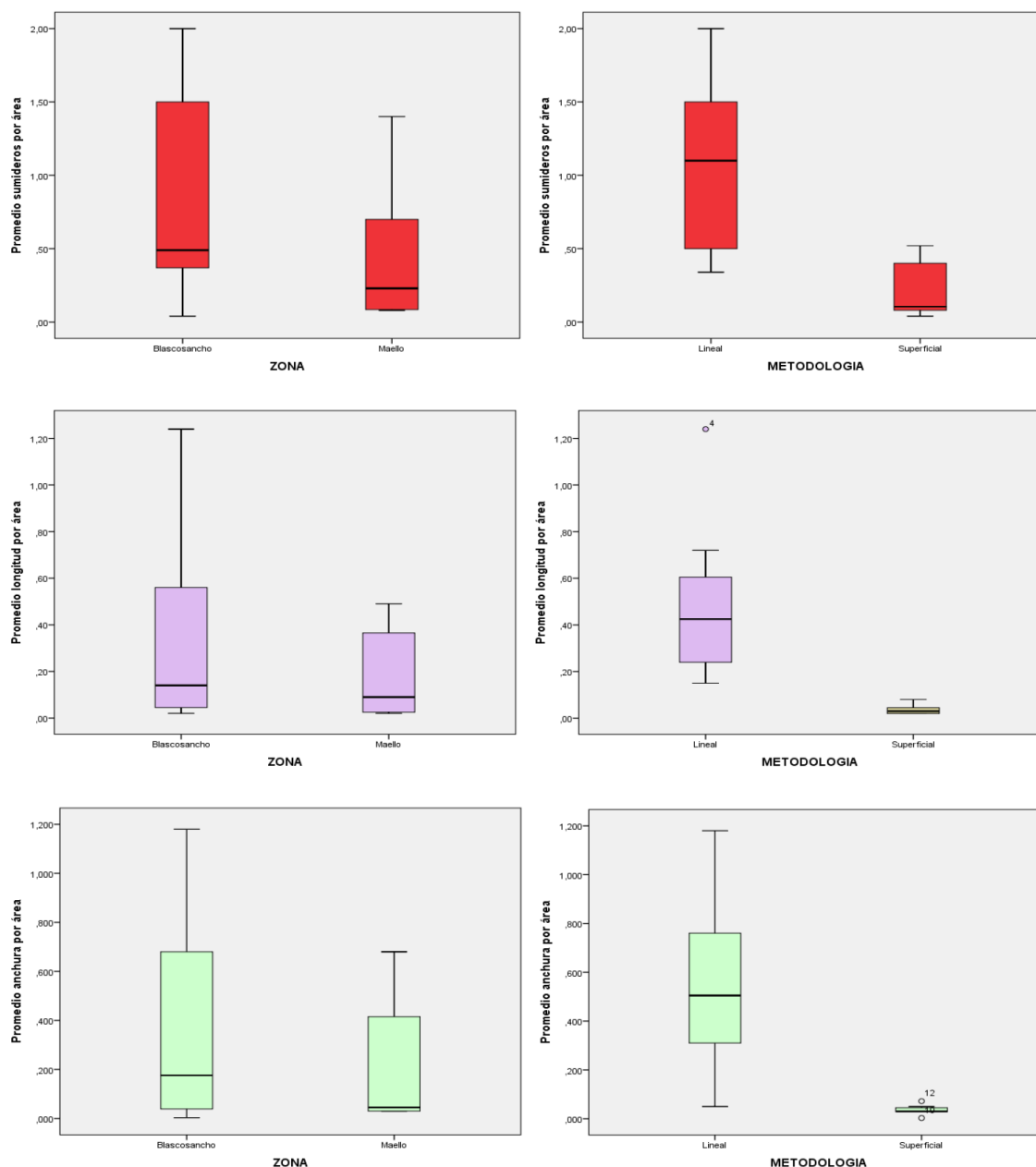


Figura 4. Diagramas de cajas para distintas variables, por zona y metodología.

Box plots for different variables, by zone and methodology.

la utilización de métodos estadísticos paramétricos, aunque por prudencia se van a corroborar los resultados con las alternativas no-paramétricas, cuando esto sea posible.

En los Cuadros C3 y C4 se exponen los estadísticos descriptivos de todas las variables, respectivamente según la zona y la metodología. Para todos los parámetros el rango es pequeño, por lo que se puede decir que la muestra tiene una dispersión pequeña. Por lo tanto, se considera que las medias resultan representativas de la muestra, como índice de tendencia central de la población, al ser la media muy sensible a los valores extremos.

Para ver cómo están agrupados los datos respecto a la media, se recurre a los índices de dispersión, es decir, a la desviación típica y a la varianza, y sus bajos valores nos confirman la escasa dispersión de los datos. En todos los casos, los parámetros que tienen un mayor coeficiente de variación y, por lo tanto, una variabilidad más alta, son los promedios (nº de sumideros, anchura y longitud media/10 m o m²), por lo que presumimos que estos tres parámetros no se deben de considerar como variables, sino como resultados.

Otro aspecto interesante que se deduce de los resultados obtenidos, es el hecho de que las medias y las media-

nas presentan valores muy cercanos, por lo tanto, podemos suponer que la distribución no tiene una asimetría claramente definida, para la mayoría de los parámetros, si bien no afecta a la distribución de una forma significativa.

Los valores medios obtenidos en los muestreos son más negativos (menos funcionales) que los indicados por Tongway (2003) en el semiárido de Australia. Por ejemplo, el número de sumideros/10 m es 2,44 en el caso australiano, mientras que en este trabajo resulta 1,35 y 0,79, respectivamente para las zonas A y B. La anchura de sumideros (m/10 m) es en Australia 4,13 frente a los 0,71 y 0,39 en nuestro caso. Finalmente, la distancia media entre sumideros (m) es 3,17 en el muestreo australiano y 4,12 y 5,56 en este trabajo. Oyarzábal (2013), en taludes de explotaciones mineras de la provincia de Teruel (este de España), obtiene 4,81 sumideros/10 m y 2,03 m de distancia media entre sumideros, valores menos funcionales que en el caso australiano y en el presente trabajo.

Análisis de significación de las diferencias. Previa a la utilización de las técnicas paramétricas se comprobó la condición de igualdad de varianza con el test de Levene. Los resultados que se presentan son los adecuados a cada caso según se cumpla o no esta condición. Los valores de P se han tomado en forma bilateral ante falta de expectativa de diferencia en una dirección determinada, por ello

se considerarían diferencias casi significativas a aquellas con valores de P comprendidos entre 0,05 y 0,10. El Cuadro 3 contiene los resultados obtenidos con la metodología lineal comparando las dos zonas. Como se puede apreciar en ella, no se han encontrado en ninguna de las variables diferencias que puedan ser consideradas como estadísticamente significativas con $P > 0,05$ en ambos test estadísticos (t de Student y U de Mann-Whitney).

El Cuadro 4 resume los contrastes realizados entre ambas zonas por método superficial. Como se puede apreciar en ella, tampoco se han encontrado diferencias que puedan ser consideradas como estadísticamente significativas con $P > 0,05$ en ambos procedimientos estadísticos. Es cierto que en la variable promedio del número de sumideros por transecto en el test paramétrico se ha encontrado una $P > 0,05$ pero $< 0,10$ que nos hace pensar que la diferencia es casi significativa, pero en la alternativa no paramétrica esta posible significación desaparece con un valor $P > 0,05$.

Así mismo, se ha empleado el Análisis de Varianza (ANOVA) con dos factores de efectos fijos, como test multivariado para el estudio simultáneo de ambas variables independientes, como factores explicativos de las posibles diferencias (Cuadro 5). Los resultados muestran que, en todas las variables, se han encontrado diferencias altamente significativas con $P < 0,01$ entre un método y otro, generando, como es lógico, valores medios mayores cuando se

Cuadro 3. Test de diferencias entre medias. Variables medidas en los transectos con metodología lineal, según zona.

Test of differences between means. Variables measured in linear transects methodology, by zone.

Variables/zona	n	Media	D.T.	Diferencia entre medias (95%)	Prueba t de Student			Test M-W	
					t	gl	P-valor	P-valor	
Número de sumideros	A	4	6,75	3,40	NS	0,91	6	0,400 ^{NS}	0,309 ^{NS}
	B	4	5,00	1,83					
Longitud total sumideros (metros)	A	4	3,20	2,27	NS	1,42	6	0,204 ^{NS}	0,248 ^{NS}
	B	4	1,52	0,62					
Anchura total sumideros (metros)	A	4	3,52	1,96	NS	1,34	6	0,230 ^{NS}	0,248 ^{NS}
	B	4	1,94	1,33					
Distancia media entre sumideros (metros)	A	4	5,44	1,36	NS	-1,00	6	0,356 ^{NS}	0,564 ^{NS}
	B	4	7,54	3,96					
Promedio del número de sumideros por transecto	A	4	1,35	0,69	NS	1,38	6	0,216 ^{NS}	0,191 ^{NS}
	B	4	0,78	0,45					
Promedio de la longitud del sumidero / metro	A	4	0,64	0,45	NS	1,24	6	0,262 ^{NS}	0,386 ^{NS}
	B	4	0,34	0,16					
Promedio de la anchura del sumidero / metro	A	4	0,70	0,39	NS	1,33	6	0,231 ^{NS}	0,248 ^{NS}
	B	4	0,39	0,26					

NS = no significativo ($P > 0,05$), * Significativo al 5%, ** Altamente significativo al 1%.

Cuadro 4. Test de diferencias entre medias, para metodología bidimensional, según zona.

Test of differences between means, for bidimensional methodology, by zone.

Variables/zona	n	Media	D.T.	Diferencia entre medias (95%)	Prueba <i>t</i> de Student			Test M-W	
					t	gl	P-valor	P-valor	
Número de sumideros	A	4	18,50	7,94	NS	0,06	6	0,956 ^{NS}	0,661 ^{NS}
	B	4	18,25	3,30					
Longitud total sumideros (m)	A	4	9,25	5,13	NS	1,60	3,2	0,202 ^{NS}	0,248 ^{NS}
	B	4	5,07	0,96					
Anchura total sumideros (m)	A	4	10,44	3,88	NS	1,91	3,4	0,142 ^{NS}	0,149 ^{NS}
	B	4	6,62	0,98					
Distancia media entre sumideros (m)	A	4	2,98	1,45	NS	-0,12	6	0,905 ^{NS}	0,386 ^{NS}
	B	4	3,07	0,35					
Promedio del número de sumideros por transecto	A	4	0,34	0,21	NS	2,31	6	0,060 ^{NS}	0,245 ^{NS}
	B	4	0,09	0,02					
Promedio de la longitud del sumidero / m	A	4	0,05	0,03	NS	1,60	3,3	0,201 ^{NS}	0,225 ^{NS}
	B	4	0,02	0,01					
Promedio de la anchura del sumidero / m	A	4	0,04	0,03	NS	0,38	3,2	0,726 ^{NS}	0,999 ^{NS}
	B	4	0,03	0,01					

NS = no significativo ($P > 0,050$), * Significativo al 5%, ** Altamente significativo al 1%.

Cuadro 5. ANOVA. Contraste del efecto de la metodología y su interacción con la zona.

ANOVA. Contrast of the effect of methodology and its interaction with the zone.

Variable	Factor	g.l.	MC	F	P-valor
Número de sumideros	Metodología	1	625,00	28,14	0,000 **
	Metodología / Zona	1	2,25	0,10	0,756 ^{NS}
Longitud total de los sumideros	Metodología	1	92,12	11,14	0,006 **
	Metodología / Zona	1	6,26	0,76	0,399 ^{NS}
Anchura total de los sumideros	Metodología	1	134,260	24,89	0,000 **
	Metodología / Zona	1	5,01	0,93	0,354 ^{NS}
Distancia media entre sumideros	Metodología	1	47,99	9,70	0,009 **
	Metodología / Zona	1	4,01	0,81	0,386 ^{NS}
Promedio del número de sumideros	Metodología	1	2,90	16,26	0,002 **
	Metodología / Zona	1	0,10	0,57	0,466 ^{NS}
Promedio de longitud	Metodología	1	0,83	14,31	0,003 **
	Metodología / Zona	1	0,08	1,31	0,275 ^{NS}
Promedio de anchura	Metodología	1	1,05	18,69	0,001 **
	Metodología / Zona	1	0,10	1,70	0,216 ^{NS}

NS = no significativo ($P > 0,05$), * Significativo al 5%, ** Altamente significativo a 1%.

emplea la metodología bidimensional o superficial. Pero estas diferencias son independientes de la zona (A o B) en que se tomen las medidas.

Por lo tanto, se puede concluir que, desde el punto de vista estadístico, es mejor la realización del muestreo mediante la metodología bidimensional, es decir, realizando transectos superficiales de 50 m x 4 m = 200 m², que la simple realización de transectos lineales de 50 m de longitud, y todo ello independientemente de la localización en donde se lleve a cabo el muestreo.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que en todas las variables se han encontrado diferencias altamente significativas entre el método de muestreo original (lineal o unidimensional) y el propuesto como mejora (superficial o bidimensional), generando, como es lógico, valores medios mayores cuando se emplea este último método, siendo estas diferencias independientes de la zona de muestreo.

Por otro lado, con los resultados estadísticos obtenidos se puede afirmar que la aplicación de ambas metodologías es independiente de la zona en la que se desarrolle el muestreo, así como de la mayor o menor funcionalidad ecohidrológica. Por ello, es posible su aplicación en cualesquiera laderas semiáridas de pendiente moderada, para evaluar el estado de degradación del terreno y su capacidad o potencialidad de restauración.

Los resultados obtenidos de la aplicación del método a laderas con vegetación cercana a la clímax, en nuestro caso monte bajo abierto de encinas, con escasa cubierta arbustiva y subarbustiva, no son todo lo positivos que cabría esperar de una ladera en una situación funcional; ya que al aplicar la metodología, estos pies de encina se presentan como poco eficientes respecto a la captura del agua y nutrientes, debido fundamentalmente a su morfología y escaso diámetro, oponiendo poca resistencia al flujo.

Para la aplicación de esta metodología de una forma más eficiente, es necesario sistematizar el método, estableciendo unos modelos de ladera con su vegetación asociada y con diversas densidades y estructuras, asignando unos valores medios de los parámetros indicadores más útiles para evaluar la degradación, como son: el n° sumideros/10m, anchura de sumideros/10 m, n° sumideros/m², anchura de sumideros/m² y distancia media entre sumideros, tanto para situaciones disfuncionales como funcionales, y de esa forma poder realizar comparaciones.

Resulta útil la comparación de los valores de los mencionados parámetros con los valores obtenidos en otras laderas degradadas, para tener una valoración de la degradación y de la funcionalidad ecosistémica de la ladera en estudio. Es, asimismo, muy útil la comparación de los resultados de los parámetros citados con los de laderas con vegetación natural similar a la vegetación potencial de la ladera degradada, y con la misma ladera, pero suponiendo un diseño de sistematización para proceder a su restauración.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

JMM diseñó la investigación. JLAS realizó el trabajo de campo y el análisis estadístico. JMM y JLÑAS escribieron y revisaron el manuscrito original y redactaron la versión definitiva.

FINANCIAMIENTO

Esta investigación no ha recibido financiación externa.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Católica de Ávila su apoyo para llevar a cabo este estudio.

REFERENCIAS

- Berdugo, M., Kéfi, S., Soliveres, S., & Maestre, F. T. (2017). Plant spatial patterns identify alternative ecosystem multifunctionality states in global drylands. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 003. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0003>
- Dowo, G. M., Kativu, S., & Tongway, D. J. (2013). Application of ecosystem function analysis (EFA) in assessing mine tailings rehabilitation: An example from the Mhangura Copper Mine tailings, Zimbabwe. *The Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 113, 923–930.
- Fuentes, D., Smanis, A., & Valdecantos, A. (2016). Recreating sink areas on semiarid degraded slopes by restoration. *Land Degradation & Development*, 28(3), 1005–1015. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2671>
- Humphries, R. N. (2016). Extended ecosystem function analysis—the next step for mine rehabilitation appraisals. In A. B. Fourie & M. Tibbett (Eds.), *Mine closure 2016*. Australian Centre for Geomechanics.
- IGME. (1982). *Mapa geológico de España, escala 1:50.000, Nava de Arévalo (481)*. Instituto Geológico y Minero de España.
- Lacy, H. W. B., File, T., & Biggs, B. (2008). Ecosystem function analysis: Measuring and monitoring for mine closure and completion in Australia and abroad—1994 to 2008. In A. B. Fourie, M. Tibbett, & P. J. Weiersbye (Eds.), *Mine closure 2008*. Australian Centre for Geomechanics.
- Ludwig, J., Tongway, D., Freudenberger, D., Noble, J., & Hodgkinson, K. (Eds.). (1997). *Landscape ecology: Function and management*. CSIRO.
- Martínez de Azagra, A., Mongil, J., del Río, J., & Rojo, L. (2006). Conceptos, modelos y ejemplos sobre oasisificación. *Ecología*, 20, 453–470.
- Mayor, A. G., Bautista, S., & Bellot, J. (2009). Factors and interactions controlling infiltration, runoff, and soil loss at the microscale in a patchy Mediterranean semiarid landscape. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(12), 1702–1711. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.1875>
- Merino-Martín, L. (2010). *Ecología de laderas restauradas de la minería de carbón a cielo abierto: Interacciones ecohidrológicas* (Tesis doctoral). Universidad de Alcalá de Henares.
- Mongil, J. (2003). Evaluación de zonas semiáridas degradadas a partir de la ecología del paisaje. El caso de dos laderas de la cuenca del Duero. *Abula, Miscelánea de la Universidad Católica de Ávila*, 3, 251–257.

- Oyarzábal, J. A. (2013). *Aplicación del método Landscape Function Analysis (LFA) para evaluar el estado de las restauraciones mineras: El caso de la minería de carbón a cielo abierto en Utrillas (Teruel)* (Trabajo de fin de grado). Universidad de Zaragoza.
- Randall, J. (2004). Ecosystem function analysis: A tool for monitoring mine-site rehabilitation success. *MESA Journal*, 35, 24–27.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Aide, T. M. (2005). Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569–577. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>
- Thompson, S. A., & Thompson, G. G. (2004). Adequacy of rehabilitation monitoring practices in the Western Australian mining industry. *Ecological Management & Restoration*, 5(1), 30–33. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2004.00172.x>
- Tongway, D. (2003). *Reading the landscape: A training course in monitoring rangelands by landscape function analysis*. CSIRO.
- Tongway, D., Barnett, G., Kearns, A., & Hindley, N. (1998). Developing success indicators for minesite rehabilitation. *The Australian Coal Review*, April, 56–59.
- Tongway, D. J., & Hindley, N. L. (2003). *Indicators of ecosystem rehabilitation success. Stage two: Verification of EFA indicators* (Final Report). CSIRO.
- Tongway, D. J., & Hindley, N. L. (2004). *Landscape function analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes, with special reference to minesites and rangelands*. CSIRO.
- Tongway, D. J., & Ludwig, J. A. (2006). Assessment of landscape function as an information source for mine closure. In A. Fourie & M. Tibbett (Eds.), *Proceedings first international seminar on mine closure*. Australian Centre for Geomechanics.
- Tongway, D. J., Cortina, J., & Maestre, F. T. (2004). Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. *Ecosistemas*, 13(1), 2–15.
- Urgeghe, A. M., & Bautista, S. (2014). Size and connectivity of upslope runoff-source areas modulate the performance of woody plants in Mediterranean drylands. *Ecohydrology*, 8(7), 1292–1303. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1582>

Recibido: 25.11.2024

Aceptado: 28.06.2025

MATERIAL COMPLEMENTARIO

Cuadro C1: Transectos y superficie muestreados, por zona y método.

Transects and sampled surface area, by zone and method.

	Método unidimensional		Método bidimensional		Total
	Número transectos	Longitud total muestreada (m)	Número transectos	Superficie total muestreada (m ²)	Número transectos
Zona A (Blasconsancho)	4	200	4	800	8
Zona B (Maello)	4	200	4	800	8
Total	8	400	8	1600	16

Cuadro C2. Bondad de ajuste al modelo normal de Gauss. Variables por zona y metodología.

Goodness of fit to the Gaussian normal model. Variables by zone and methodology.

Zona/método	Estadístico	N° sumideros	Longitud	Anchura	Distancia media	Promedio sumideros	Promedio longitud	Promedio anchura
A	Asimetría	0,631	1,049	0,580	0,008	0,687	1,542	1,085
	Curtosis	-0,956	0,300	-0,967	-1,632	-1,260	1,807	-0,046
	Test SW: p-sig	0,321 ^{NS}	0,321 ^{NS}	0,532 ^{NS}	0,598 ^{NS}	0,155 ^{NS}	0,023 *	0,070 ^{NS}
B	Asimetría	0,242	0,197	-1,74	2,014	1,382	0,788	1,099
	Curtosis	-1,705	-1,704	-1,419	4,361	1,430	-1,269	-0,344
	Test SW: p-sig	0,267 ^{NS}	0,511 ^{NS}	0,659 ^{NS}	0,009**	0,037 *	0,031 *	0,009**
Lineal	Asimetría	-0,057	1,699	0,559	2,049	0,191	1,555	0,561
	Curtosis	-0,800	2,940	0,354	5,091	-1,541	2,663	0,344
	Test SW: p-sig	0,849 ^{NS}	0,055 ^{NS}	0,953 ^{NS}	0,014 *	0,427 ^{NS}	0,116 ^{NS}	0,952 ^{NS}
Superficial	Asimetría	-0,539	1,490	1,037	1,140	0,822	1,495	0,426
	Curtosis	0,543	1,278	-0,269	2,300	-1,364	1,242	1,577
	Test SW: p-sig	0,543 ^{NS}	0,022 *	0,112 ^{NS}	0,317 ^{NS}	0,032 *	0,010 *	0,434 ^{NS}

NS = no significativo $P > 0,05$ Buen ajuste; * = significativo $P < 0,05$ desvío leve; ** = significativo $P < 0,01$ desvío grave

Cuadro C3. Estadísticos descriptivos. Variables por zona.

Descriptive statistics. Variables by zone.

Zona	Estadístico	N° sumideros	Longitud	Anchura	Distancia media	Promedio sumideros	Promedio longitud	Promedio anchura
A	Media	12,63	6,22	6,98	4,21	0,84	0,34	0,37
	IC 95%: límite inferior	5,56	2,13	3,08	2,66	0,25	0,00	0,00
	IC 95%: límite superior	19,69	10,32	10,88	5,76	1,44	0,70	0,73
	Error típico de la media	2,99	1,73	1,65	0,66	0,25	0,15	0,16
	Mediana	9,00	5,05	5,75	4,32	0,49	0,14	0,18
	Mínimo	2,00	1,00	1,40	1,82	0,04	0,02	0,003
	Máximo	26,00	15,30	14,40	6,80	2,00	1,24	1,180
	Rango	24,00	14,30	13,00	4,98	1,96	1,22	1,177
	Desviación típica	8,45	4,89	4,66	1,85	0,71	0,43	0,44
	Varianza	71,41	23,95	21,73	3,44	0,51	0,19	0,19
	Coefficiente de variación	66,90	78,62	66,76	43,94	84,52	126,47	118,92

	Media	11,63	3,30	4,28	5,30	0,44	0,19	0,21
	IC 95%: límite inferior	5,35	1,59	2,01	2,35	0,04	0,02	0,00
	IC 95%: límite superior	17,90	5,00	6,56	8,26	0,83	0,35	0,43
	Error típico de la media	2,65	0,72	0,96	1,25	0,17	0,07	0,09
	Mediana	11,50	3,12	4,44	3,84	0,23	0,09	0,04
B	Mínimo	3,00	0,75	0,24	2,57	0,08	0,02	0,030
	Máximo	23,00	6,27	7,88	13,30	1,40	0,49	0,680
	Rango	20,00	5,52	7,64	10,73	1,32	0,47	0,650
	Desviación típica	7,50	2,04	2,72	3,53	0,47	0,20	0,26
	Varianza	56,27	4,16	7,41	12,47	0,22	0,04	0,07
	Coefficiente de variación	64,49	61,82	63,55	66,60	106,82	105,26	123,81

Cuadro C4. Estadísticos descriptivos. Variables por metodología.

Descriptive statistics. Variables by methodology

Metodología	Estadístico	Nº sumideros	Longitud	Anchura	Distancia media	Promedio sumideros	Promedio longitud	Promedio anchura
	Media	5,88	2,36	2,74	6,49	1,07	0,49	0,55
	IC 95%: límite inferior	3,62	0,87	1,26	4,01	0,55	0,20	0,26
	IC 95%: límite superior	8,13	3,85	4,21	8,97	1,58	0,78	0,84
	Error típico de la media	0,95	0,63	0,62	1,05	0,22	0,12	0,12
	Mediana	6,50	1,85	2,52	5,96	1,10	0,42	0,50
Lineal	Mínimo	2,00	0,75	0,24	3,60	0,34	0,15	0,050
	Máximo	10,00	6,20	5,90	13,30	2,00	1,24	1,180
	Rango	8,00	5,45	5,66	9,70	1,66	1,09	1,130
	Desviación típica	2,70	1,78	1,76	2,96	0,61	0,35	0,35
	Varianza	7,23	3,18	3,11	8,78	0,38	0,12	0,12
	Coefficiente de variación	45,92	75,42	64,23	45,61	57,01	71,43	63,64
	Media	18,38	7,16	8,53	3,03	0,22	0,04	0,04
	IC 95%: límite inferior	13,67	3,75	5,75	2,21	0,06	0,02	0,02
	IC 95%: límite superior	23,08	10,57	11,30	3,84	0,38	0,05	0,05
	Error típico de la media	1,99	1,44	1,17	0,34	0,07	0,08	0,01
	Mediana	17,50	5,78	7,24	3,06	0,10	0,03	0,03
Superficial	Mínimo	8,00	3,90	5,50	1,82	0,04	0,02	0,003
	Máximo	26,00	15,30	14,40	5,04	0,52	0,08	0,072
	Rango	18,00	11,40	8,90	3,22	0,48	0,06	0,069
	Desviación típica	5,63	4,08	3,32	0,98	0,19	0,02	0,02
	Varianza	31,70	16,66	11,01	0,96	0,04	0,00	0,00
	Coefficiente de variación	30,63	56,98	38,92	32,34	86,36	50,00	50,00

Cambio climático sobre la distribución de *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae): una víctima del calentamiento global

Climate change on the distribution of *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae): a victim of global warming

Sonia Pérez-Mayorga ^a , Fabio Suzart de Albuquerque ^b ,
Miguel Ángel Macías-Rodríguez ^c , Eduardo Salcedo-Pérez ^{d*} 

^a Universidad de Guadalajara, Departamento de Botánica y Zoología-CUCBA, Doctorado BEMARENA, México.

^b Arizona State University, College of Integrative Sciences and Arts, Science and Mathematics, Mesa, Estados Unidos.

^c Universidad de Guadalajara, Departamento de Ciencias Ambientales-Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, México.

* Autor de correspondencia: ^d Universidad de Guadalajara,
Departamento de Botánica y Zoología-Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, México,
eduardo.salcedo@academicos.udg.mx

ABSTRACT

This study evaluated the impact of climate change on the biogeographic patterns of habitat suitability for *Dodonaea viscosa*. This research is the first to report the potential effect of climate change on the distribution of *D. viscosa* at regional and global scales. From a global perspective, the greatest potential habitat loss was observed in Australia. At a regional scale in México, the greatest contraction was observed in the state of Chihuahua. We analyzed the influence of climate, solar radiation, and topography on its distribution under global and regional scenarios. Additionally, we identified areas at risk of potential change and refugia. We considered 34 environmental variables organized into three main categories: climate, solar radiation, and topography. Consistent with our findings, the models identified climate as the primary factor of habitat suitability. The most influential variables were minimum temperature of the coldest month, solar radiation, precipitation of the driest month, and annual precipitation. *D. viscosa* showed a positive response to global warming, manifested in an increase in population size; however, projections for México are unfavorable, showing habitat suitability loss exceeding 70% in the arid regions of Chihuahua. The species is expected to redistribute to higher-altitude areas in the southwestern United States. These studies enable specialists to design habitat suitability maps that incorporate crucial ecological features for specific areas, track migration patterns, monitor population changes, and understand interactions with suitable habitats.

Keywords: habitat suitability, environmental variables, Maxent, refuge areas, migration pater.

RESUMEN

Este estudio evaluó el impacto del cambio climático en los patrones biogeográficos de idoneidad del hábitat para *Dodonaea viscosa*. Esta investigación es la primera en reportar el efecto potencial del cambio climático sobre distribución de *D. viscosa* a nivel regional y mundial. Desde una perspectiva global, la mayor pérdida potencial de hábitat se observó en Australia. Y a escala regional, en México, la mayor contracción se observó en el estado de Chihuahua. Analizamos la influencia del clima, la radiación solar y la topografía en su distribución bajo escenarios globales y regionales. Además, identificamos áreas de riesgo de cambio potencial y de refugio. Consideramos 34 variables ambientales organizadas en tres categorías principales: Clima, Radiación solar y Topografía. Según nuestros hallazgos, los modelos identificaron el clima como el principal factor de idoneidad del hábitat. Las variables más influyentes fueron la temperatura mínima del mes más frío, radiación solar, precipitación del mes más seco y precipitación anual. *D. viscosa* mostró una respuesta positiva al calentamiento global manifestada en un incremento en el tamaño de sus poblaciones; sin embargo, las proyecciones para México son desfavorables, presentando pérdida de idoneidad del hábitat superior al 70% en las regiones áridas de Chihuahua. Se espera que la especie se redistribuya en zonas de mayor altitud hacia el suroeste de Estados Unidos. Estos estudios permiten a especialistas, diseñar mapas de idoneidad de hábitat que incorporan características ecológicas cruciales para áreas específicas. Además, permite rastrear patrones de migración, monitorear cambios de población y comprender las interacciones con hábitats adecuados.

Palabras clave: idoneidad de hábitat, variables ambientales, Maxent, áreas de refugio, patrones de migración.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático se asocia principalmente con el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de actividades antropógenas derivadas de la quema de combustibles fósiles, el cambio de uso de suelo en la cobertura de la tierra y residuos (IPCC, 2007). En ese sentido, el cambio climático está provocando modificaciones ambientales regionales y globales en temperatura y precipitación (Martín-Murillo et al., 2018). Además, está afectando la distribución de las especies a nivel mundial. En las plantas, estos cambios se observan en la distribución y abundancia de las especies, en la fenología, la floración y la fructificación (Chen et al., 2019), así como en la disponibilidad de arbustos como fuente de alimento para especies de animales silvestres. Asimismo, dificulta la germinación de semillas de cultivos agrícolas, de especies forestales y otras especies silvestres; así como influir negativamente en procesos vitales como la fotosíntesis, la respiración, las relaciones hídricas y la estabilidad de las membranas celulares (Zahang et al., 2009). En este contexto, el cambio climático afecta la contracción y expansión de los rangos geográficos de distribución de especies vegetales, alterando la estructura y dinámica de las comunidades (Rodríguez-Craverio et al., 2017). Por lo tanto, entender los impactos del cambio climático en la biodiversidad vegetal es crucial para conservar y restaurar espacios naturales y asegurar un futuro viable en este mundo cambiante.

Kimbal (2016) simuló las respuestas fisiológicas de diversos cultivos, entre ellos arroz, trigo, soya, papa, algodón, maíz y sorgo, bajo condiciones elevadas de dióxido de carbono (CO₂) y altas temperaturas, destacando que las simulaciones de cambio climático impactaron negativamente a las plantas C3 y C4. Los cambios incluían el cierre estomático con una reducción en la tasa de evapotranspiración, incremento en la temperatura del dosel alrededor de 0,7° C y aumento en la biomasa. Además de las tolerancias fisiológicas, el cambio climático se encuentra relacionado con la pérdida de idoneidad del hábitat y, por lo tanto, algunas especies han modificado sus rangos geográficos como una estrategia de adaptación o enfrentar la desaparición (Rubenstein et al., 2023). El aumento de las temperaturas y las condiciones de sequía pueden afectar las interacciones competitivas entre algunas especies vegetales lo que podría provocar reducciones y/o expansiones de hábitats adecuados, así como a la formación de rutas de dispersión que permitan a las especies seguir los desplazamientos asociados al cambio climático. En las últimas décadas, diversos estudios han concluido que el cambio climático ha afectado negativamente la idoneidad del hábitat de múltiples especies, alterando su distribución y dinámica poblacional (Albuquerque et al., 2020). Por su parte, Kelly y Goulden (2008) informaron en su investigación que, durante un periodo de 30 años, diversas especies de plantas como *Encelia farinosa*, *Ambrosia dumosa*, *Larrea tridentata*, *Quercus corneilius-mulleri*, *Perplexans*, *Abies concolor*, *Pinus jeffreyi* y

Rhus ovata migraron en promedio 65 metros en elevación en el sur de California. Este desplazamiento altitudinal estuvo asociado con el aumento de la temperatura superficial, inviernos más cálidos y una reducción del manto de nieve, evidenciando cómo el cambio climático puede modificar la distribución de la vegetación en zonas montañosas.

En este trabajo, investigamos los impactos del cambio climático sobre la idoneidad del hábitat de *Dodonaea viscosa* Jacq., una planta de alto valor en la medicina tradicional. Es conocida por distintos nombres comunes, tales como *chapulixtle*, *jarilla*, *hierba de la cucaracha*, *cuerno de cabra*, *granadina*, *aria*, *munditos* o *varal y huesito*. Estudios recientes han demostrado que *D. viscosa* contiene compuestos bioactivos con propiedades terapéuticas, utilizados para el tratamiento de diversas afectaciones humanas, entre ellas postparto, gota y efectos antiinflamatorios. También, se ha utilizado como agente hipoglucémico, citotóxico y anticancerígeno, además, se ha reportado que tiene actividad biológica contra algunas plagas agrícolas (Pérez-Mayorga et al., 2022). *Dodonaea viscosa* es un arbusto perenne perteneciente a la familia Sapindaceae, con una distribución pantropical que abarca regiones tropicales y subtropicales del mundo, independientemente de la latitud, lo cual incluye las zonas más cálidas de América del Norte, Asia del Sur y el sur de África (Muhammad et al., 2016). En México, *D. viscosa* se encuentra en todos los estados de la República excepto en Tabasco (Calderón de Rzedowski & Rzedowski, 2006). Esta planta está asociada con bosques perturbados, vegetación mesófila, así como en los bordes de arroyos, barrancos y pendientes, claros forestales, lugares expuestos a la radiación solar, pastizales y terrenos deteriorados y erosionados. Si bien, existen estudios que han documentado la importancia y los servicios ecológicos que proporciona *D. viscosa* (Camacho et al., 2003); los impactos del cambio climático sobre su distribución y la idoneidad de sus hábitats aún no han sido completamente comprendidos. Por lo tanto, analizar los cambios en la idoneidad del hábitat bajo distintos escenarios climáticos para especies cosmopolitas, resulta crucial para identificar patrones de distribución, áreas de vulnerabilidad y posibles zonas refugio, lo cual es fundamental para establecer estrategias eficaces de manejo forestal y aprovechamiento sustentable, debido a que se han reconocido importantes usos de la especie y de sus extractos como aplicaciones biomédicas, bioprotectores y bioestimulantes de cultivos (Pérez-Mayorga et al., 2022). El estudio de esta especie no solo permite generar conocimiento útil para la conservación, sino también para el manejo de ecosistemas tropicales y subtropicales, lo cual no siempre es posible con especies menos resilientes al cambio climático e identificar áreas con mayor probabilidad de transformación ecológica.

Este estudio tiene como objetivos (1) evaluar los patrones biogeográficos de idoneidad del hábitat de *Dodonaea viscosa*; (2) determinar la influencia del clima, la radiación solar y la topografía en su distribución; (3) analizar la influencia del cambio climático en la idoneidad del há-

bitat a dos escalas diferentes (global y regional); (4) identificar las áreas con mayor riesgo de cambio; (5) localizar áreas de refugio potenciales para futuras poblaciones. Para lograr estos objetivos, se hace uso de modelos de distribución de especies (SDM, por sus siglas en inglés) para asociar variables ambientales con registros de presencia de la especie, asumiendo que el clima es uno de los factores cruciales en la distribución de las especies. Los SDM son herramientas ampliamente utilizadas para modelar la idoneidad del hábitat actual y futuro de diferentes especies y ecosistemas, así como para apoyar estrategias de la gestión de la biodiversidad bajo diferentes escenarios climáticos.

MÉTODOS

Preparación de datos: Ocurrencias. Descargamos 54.400 registros de ocurrencias de *D. viscosa* del Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2023). Su distribución nativa incluía áreas tropicales y subtropicales alrededor del mundo (Figura 1A). Debido a que la mayoría de estos datos no se recopilaban para modelar la distribución de especies, aplicamos tres pasos para mitigar el sesgo potencial de los datos: (1) eliminamos registros duplicados, lo cual es importante para evitar la sobre predicción; (2) Georreferenciación: eliminamos todos los datos sin coordenadas; (3) Sesgo de muestreo: submuestreamos aleatoriamente los registros de ocurrencia. Para reducir los puntos de ocurrencia agregados espacialmente (autocorrelación espacial) y la sobrerepresentación (múltiples puntos en la misma área), se construyó un sistema de celdas de cuadrícula con el mismo tamaño que las variables ambientales utilizadas en este estudio (alrededor de 5 minutos) con selección aleatoria de un registro dentro de cada celda de cuadrícula (Guisan et al., 2000). Después del proceso de limpieza, utilizamos 18.658 ocurrencias. También creamos dos grupos: entrenamiento (80% de los puntos de ocurrencia) y prueba (20% de los puntos de ocurrencia).

Pseudo-ausencias. Debido a que el conjunto de datos solo incluía ocurrencias, generamos 10.000 puntos de fondo, conocidos como datos de pseudo-ausencia, para ayudar a caracterizar el rango de características ambientales del área de estudio. Los datos de fondo se utilizan a menudo en ejercicios de modelado de distribución de especies porque los datos aún necesitan ser ampliados para la mayoría de las especies y regiones en todo el mundo, y los conjuntos de datos que incluyen presencia y ausencia son raros (Phillips et al., 2006). Incluso cuando están disponibles, los datos de ausencia real pueden estar sesgados e incompletos.

Datos ambientales. Se consideraron 34 variables ambientales, organizadas en tres categorías: (1) Clima: obtuvimos 19 variables bioclimáticas de WorldClim. Las variables bioclimáticas se construyen a partir de medidas de temperatura y precipitación y representan tendencias anuales, estacionalidad y factores limitantes. (2) Radiación solar:

proviene de simulaciones atmosféricas independientes, y se expresa como un flujo energético (kJ m^{-2} por día), para este estudio obtuvimos medidas mensuales de radiación solar ($\text{kJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) de WorldClim (Fick & Hijmans, 2017), también utilizamos los valores mensuales para estimar las cinco medidas: máxima, mínima, media, mediana y desviación estándar. (3) Topografía: descargamos diez medidas de variación topográfica del conjunto de datos EarthEnv (Amatulli et al., 2018). Estas representan la media y la desviación estándar de elevación, rugosidad, pendiente, índice de posición topográfica e índice de rugosidad del terreno.

También obtuvimos ocho datos climáticos futuros de global climate models (GCM), cada GCM incluye las mismas 19 variables bioclimáticas de WorldClim (Fick & Hijmans, 2017): BCC-CSM2-MR, CRM-CM6-, CNRM-ESM2-1, CanESM5, IPSL-CM6A-LR, MIROC-ES2L, MIROC6, MRI-ESM2-0. Los datos representan medidas de la Fase 6 del Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP por sus siglas en inglés), este proyecto es una colaboración internacional organizada por el Programa Mundial de Investigaciones Climáticas para mejorar y comparar modelos climáticos globales y están disponibles para cuatro Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSPs): 126, 245, 370 y 585. Los SSP representan escenarios prospectivos que integran trayectorias socioeconómicas con proyecciones de emisiones de gases de efecto invernadero. En particular SSPs126, describe un escenario de desarrollo sostenible con bajas emisiones; SSPs245, representa un camino intermedio con emisiones moderadas; SSPs370, asociado a un mundo con alta rivalidad regional y elevadas emisiones; y SSPs585, proyecta un desarrollo económico acelerado basado en el uso intensivo de combustibles fósiles, resultando en emisiones muy altas (O'Neill et al., 2017). Cada SSP permite explorar diferentes combinaciones de desafíos y oportunidades para la mitigación y adaptación al cambio climático (O'Neill et al., 2017).

Ajuste y evaluación del modelo. Se utilizó el modelo Maxent para comprender cómo el clima, la radiación solar y la topografía se correlacionan con sus ocurrencias y predecir la distribución actual y futura. Maxent (Maximum Entropy Modeling) es un algoritmo de aprendizaje de máquina que estima la distribución potencial de una especie utilizando únicamente datos de presencia y variables ambientales. Basado en el principio de máxima entropía permite estimar la probabilidad de presencia y el rango geográfico de una especie (Phillips et al., 2006). Debido a sus resultados exitosos, Maxent se ha empleado ampliamente para modelar la distribución de especies y estimar rangos geográficos.

Antes de iniciar el proceso de modelado, usamos técnicas de selección de variables para identificar aquellas con mayor influencia. En concreto, aplicamos la función varSel (Vignali et al., 2020) y el paquete SDMTune para identificar las variables menos correlacionadas. Esta función itera todas las variables e identifica aquellas con la mayor contribución al modelo. Si se detecta una corre-

lación, la función varSel realiza una prueba Jackknife y elimina aquellas que no degradan el rendimiento del modelo una vez eliminadas. Se usó el conjunto de datos de entrenamiento y las variables ambientales seleccionadas para modelar la distribución de *D. viscosa* alrededor de su área de distribución nativa. Para evaluar el desempeño predictivo del modelo, se empleó el área bajo la curva (AUC), las estadísticas de quietud verdadera (TSS) y el conjunto de datos de prueba para evaluar su rendimiento predictivo. Ambos métodos se utilizan y se aceptan a menudo para evaluar la calidad de una predicción. Los valores altos de AUC y TSS indican una superposición de áreas de alta idoneidad y registros reales de presencia, en la mayoría de los casos, representadas por un conjunto de datos independiente (conjunto de datos de prueba). El valor de 0,5 significa que el modelo es tan bueno como una deducción aleatoria (Phillips et al., 2006). Aplicamos el método de sensibilidad máxima de entrenamiento más umbral de especificidad para transformar la idoneidad prevista en presencias y ausencias. El método de sensibilidad-especificidad ha predicho con éxito presencias/ausencias a partir de valores de idoneidad.

La influencia del cambio climático. Se empleó el modelo Maxent, obtenido del conjunto de datos de entrenamiento, y los ocho modelos de circulación global para evaluar el impacto del cambio climático en la distribución de *D. viscosa* de los cuatro SSP. Para ello, modelamos la distribución prevista para cada GCM y SSP. Posteriormente, superpusimos todos los mapas previstos y consideramos el 100% de concordancia como una presencia prevista. También comparamos el mapa final previsto a la distribución actual estimada para identificar áreas donde es probable que la especie desaparezca (contracción), se expanda (expansión), no tenga cambios adecuados en el pasado y el futuro (refugio) y no sea adecuada. Los resultados de este estudio presentan la distribución a partir de los cuatro escenarios de cambio climático en dos escalas: a nivel global, incluye áreas donde la especie podrá estar presente en otros lugares del mundo y para México incluye áreas en otras regiones en donde ahora no está presente.

RESULTADOS

El proceso de selección de variables basado en los datos redujo el número de variables a nueve. Estas incluyeron precipitación anual, precipitación del trimestre más seco, rango diurno medio (definido por la media de la diferencia mensual entre temperatura máxima y mínima), temperatura máxima del mes más cálido, temperatura mínima del mes más frío, elevación (media), radiación solar (máxima), índice de posición topográfica e índice de rugosidad del terreno. Las predicciones derivadas de Maxent fueron en general, precisas, el resultado del proceso de evaluación del modelo obtuvo un rendimiento de AUC (0,96) y TSS (0,79). Los resultados que se presentan

a continuación se basan en modelos con el conjunto de datos de entrenamiento y las variables seleccionadas. El patrón biogeográfico de idoneidad del hábitat mostró alta concentración de la especie en áreas tropicales y subtropicales, especialmente en el sur de Australia, el sur de Sudáfrica, el sur de Brasil, Uruguay, el noreste de África, el centro-norte de México, el sur de Estados Unidos y partes de la cuenca mediterránea (Figura 1A). Del mismo modo, se evidenció un patrón semejante en la presencia estimada, lo que indica una tendencia consistente en los distintos escenarios analizados (Figura 1B).

Las simulaciones de Maxent identificaron a las variables climáticas como el principal impulsor de la distribución de *D. viscosa*. El proceso de importancia de las variables identificó a la temperatura mínima del mes más frío como la más influyente (Figura 2), seguida por la radiación solar máxima. La tercera y cuarta más importantes fueron la precipitación anual y la temperatura máxima del mes más cálido. Por otro lado, la topografía fue, en general, el componente menos importante (Figura 2). Sin embargo, la respuesta de las variables no fue lineal (Figura 3). La probabilidad de presencia, también denominada idoneidad del hábitat, fue baja en áreas con temperaturas mínimas negativas y alcanzó su máximo cuando las temperaturas mínimas del mes más frío alcanzaron los 8 °C (Figura 3A). De manera similar, la probabilidad de ocurrencia fue baja en áreas de baja radiación solar máxima (Figura 3B).

Los valores aumentaron abruptamente en áreas cercanas a 20.000 (kJ m⁻² día⁻¹), posteriormente disminuyó cuando el valor superó los 27.000 (kJ m⁻² día⁻¹). Asimismo, se observó una alta probabilidad de presencia con niveles bajos de precipitación durante el trimestre más seco, por el contrario, disminuyó significativamente a medida que la precipitación aumentó (Figura 3C).

Los análisis del cambio climático identificaron una tendencia negativa en las cuatro Vías Socioeconómicas Compartidas. Los modelos revelaron una pérdida potencial significativa de la idoneidad del hábitat en todos los escenarios (Contracción, Figura 4A). Los valores variaron de 24,86% (SSP126) a 60,98% (SSP 585). La distribución geográfica de la contracción del rango de distribución de las especies muestra una pérdida significativa en Oceanía, América del Norte, África y América del Sur (Figura 4A). El modelo también indica áreas donde las especies pueden obtener nuevos hábitats (Expansión del rango, Figura 4A). Considerando solo a México y áreas circundantes, los resultados fueron aún más preocupantes ya que se proyectó que una porción significativa de los hábitats adecuados desaparecerá, especialmente en el escenario SSP 585 (72,4%). Se esperan pérdidas significativas en las zonas áridas y semiáridas (desiertos de Sonora y Chihuahua), Sierra Madre Occidental, la porción oriental de la Sierra Madre Oriental, áreas del sur del Altiplano Mexicano y la porción oriental de la península de Yucatán. También se esperan expansiones, especialmente en el Altiplano Mexicano y la Sierra Madre Oriental (Figura 4B).

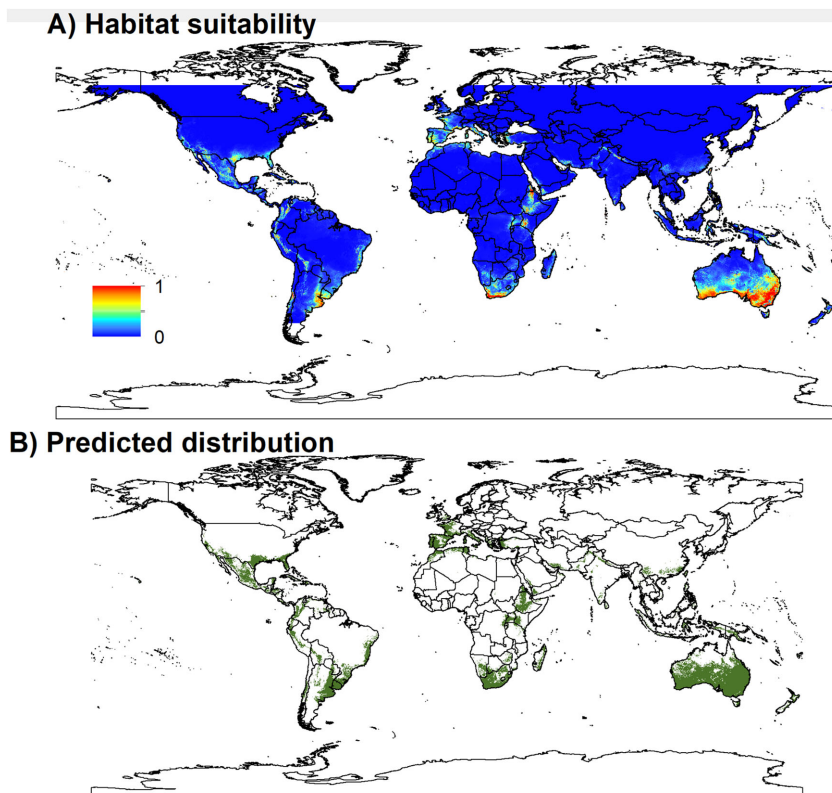


Figura 1. Distribución geográfica de la idoneidad del hábitat (A) y rango geográfico de *Dodonaea viscosa* (B)
 Geographic distribution of habitat suitability (A) and geographic range of *Dodonaea viscosa*. (B)

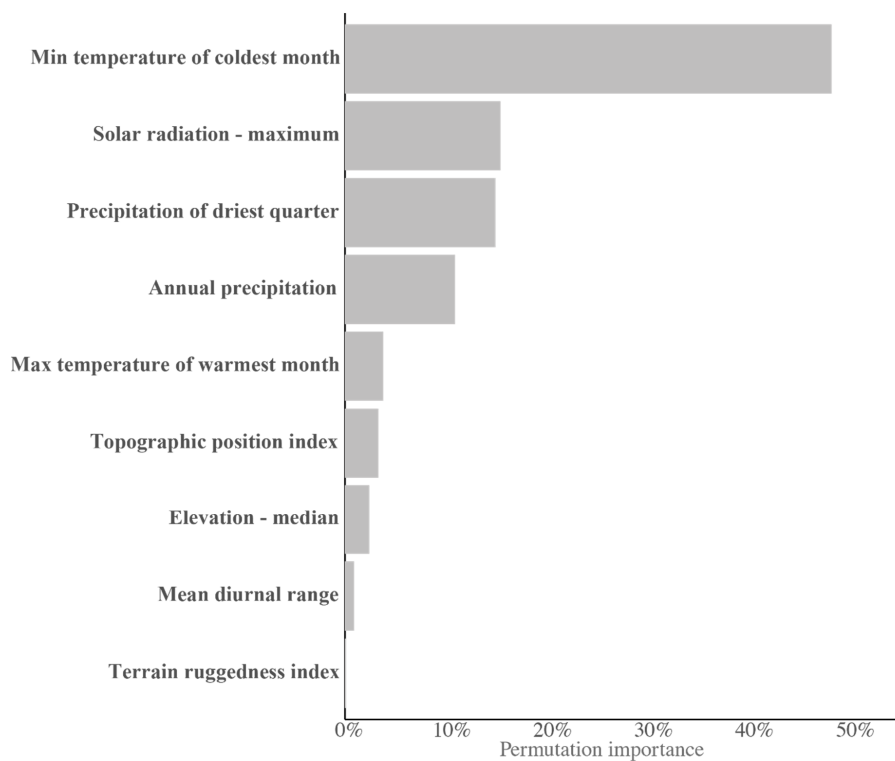


Figura 2. Importancia de permutación ordenada de las variables más influyentes utilizadas en el modelo Maxent.
 Ordered permutation importance of the most influential variables used in the Maxent model.

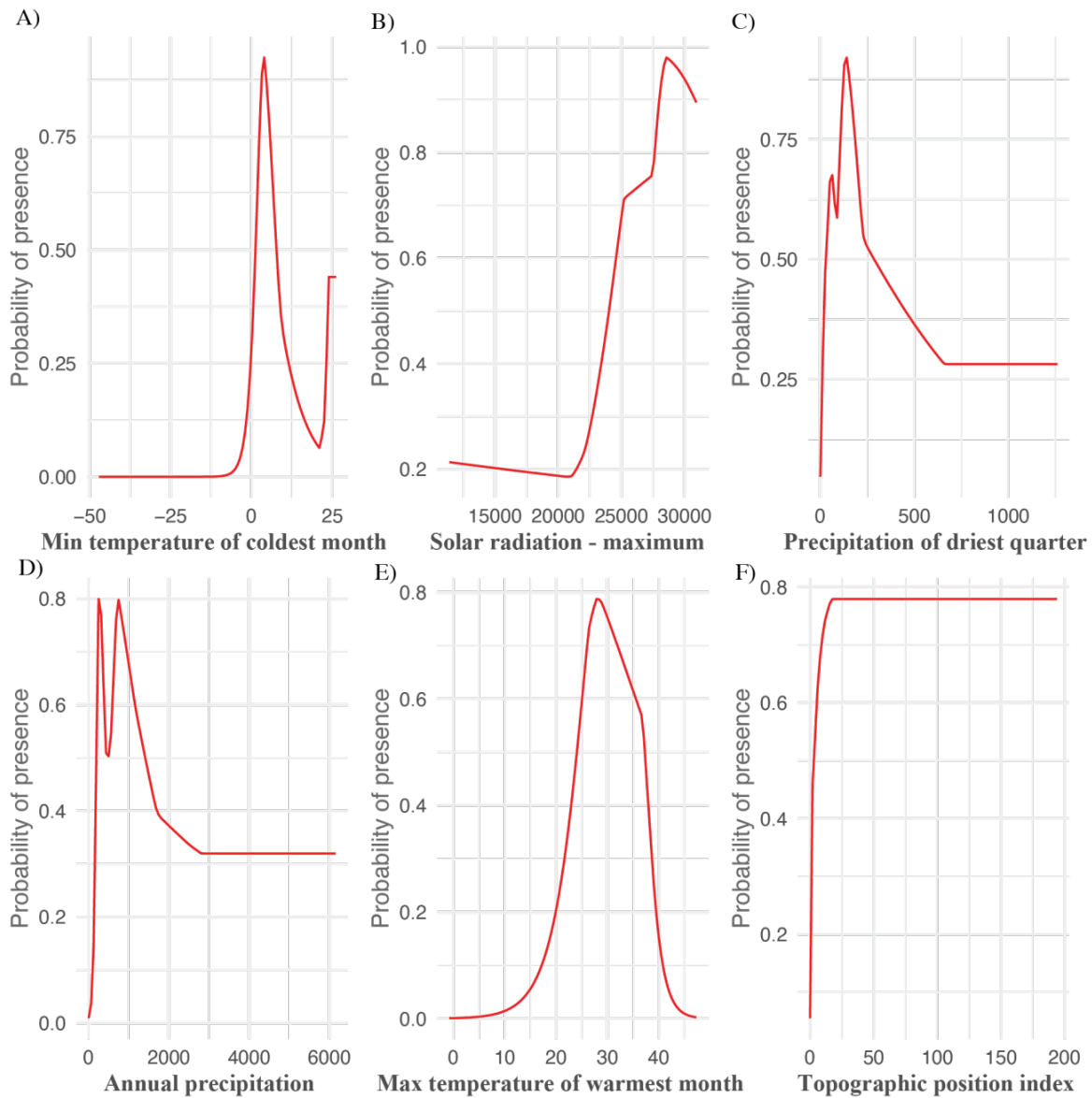


Figura 3. Gráficos de dependencia parcial de las variables más influyentes utilizadas en el modelo Maxent.

Partial dependence plots of the most influential variables used in the Maxent model.

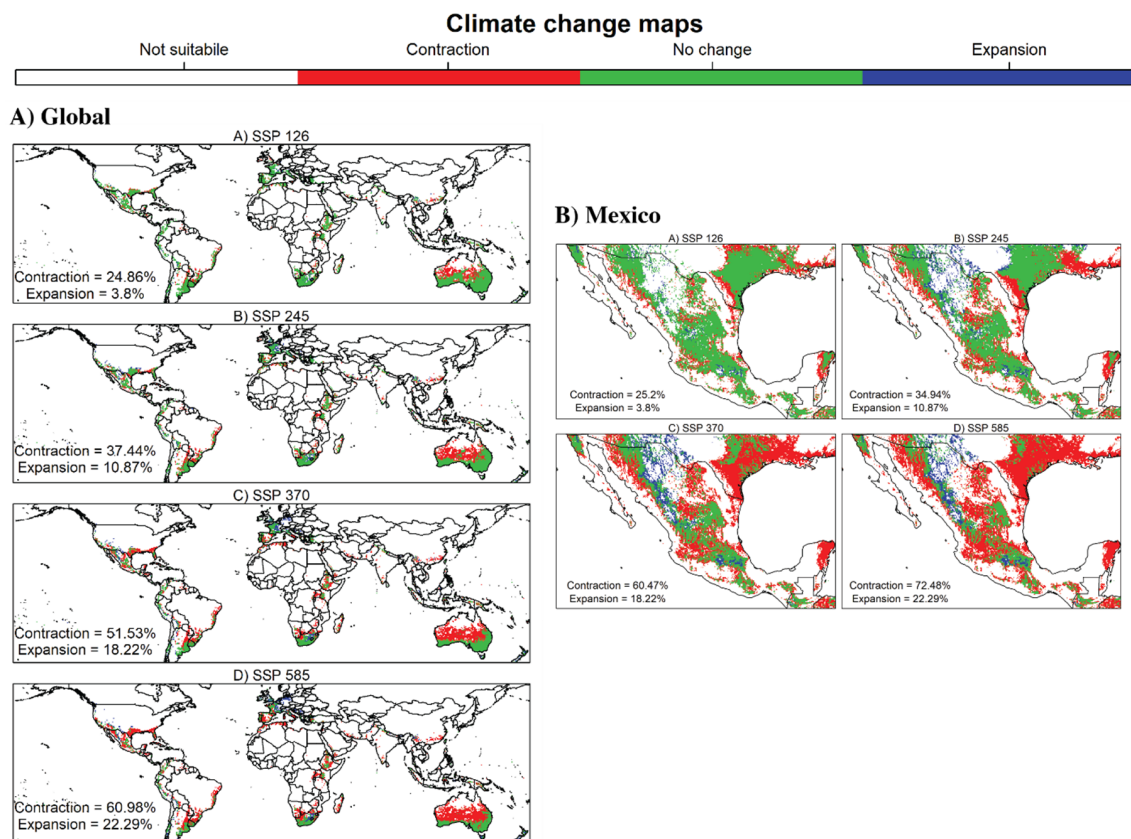


Figura 4. Distribución espacial de las áreas proyectadas con pérdida (contracción) y ganancia (expansión) de idoneidad de hábitat. También se muestran las localidades sin cambios (refugio) y aquellas inadecuadas tanto en el presente como en el futuro. Los mapas presentan la información en dos escalas: global (A) y México y sus alrededores (B).

Spatial distribution of areas projected to loss (contraction) and gain (expansion) of habitat suitability. Locations with no change (refuge) and that are unsuitable in the current or future are also displayed. Maps display the influence at two scales: global (A) and México and surroundings (B).

DISCUSIÓN

En este trabajo investigamos la influencia de las variables ambientales en la idoneidad del hábitat de *D. viscosa*, y proyectamos el cambio en la idoneidad del hábitat bajo el incremento de la temperatura a dos escalas, global y para México. Estudios previos han demostrado que *D. viscosa* tiene una distribución espacial muy variable; puede habitar desde el nivel del mar hasta los 3.600 m s.n.m. (Liu, 2003). Además, *D. viscosa* crece en una amplia variedad de suelos, incluyendo superficiales, rocosos y con pendientes suaves a pronunciadas. Incluso, tiene la capacidad de crecer en suelos degradados, así como adaptarse a condiciones drásticas de sequía, frío, pedregosidad, suelos erosionados por procesos naturales o actividades humanas como la labranza (Camacho et al., 2003). De acuerdo con la literatura, somos los primeros en demostrar que la idoneidad del hábitat de *D. viscosa* está fuertemente relacionada con cuatro variables climáticas, las cuales determinan su distribución geográfica.

Nuestros resultados identifican áreas de alta idoneidad en bioclimas tropicales y subtropicales, particularmente en

el sur de Australia, sur de Sudáfrica, sur de Brasil, Uruguay, noreste de África, centro-norte de México, sur de Estados Unidos y partes de la cuenca mediterránea. Este patrón está relacionado principalmente con la temperatura mínima del mes más frío. La probabilidad de ocurrencia fue menor a bajas temperaturas 2° C y aumentó significativamente a temperaturas mayores de 6 °C y disminuyendo considerablemente a los 8 °C. En ese sentido, la temperatura es una de las principales variables que determinan la distribución y productividad de las plantas, con efecto sobre la actividad fisiológica en todas las escalas temporales y espaciales. En este contexto, las plantas están adaptadas a temperaturas entre 5 °C y 40 °C, dentro del cual ocurre la producción de biomasa y el crecimiento vegetal (Yepes & Silveira, 2011).

Los resultados también muestran que la radiación solar influyó fuertemente en la idoneidad del hábitat de *D. viscosa*; ya que la idoneidad del hábitat aumentó drásticamente a partir de 20.000 (kJ m⁻² día⁻¹), alcanzando su valor máximo en torno a los 27.000 (kJ m⁻² día⁻¹), no obstante, al superar este umbral de radiación, la idoneidad del hábitat comenzó a disminuir, lo que indica una tolerancia limitada de la especie a niveles excesivos de radiación. Los resulta-

dos obtenidos concuerdan con los hallazgos de Camacho et al. (1993), quienes también señalan que *Dodonaea viscosa* se encuentra en sitios con alta exposición solar, como aquellos bosques con escasa cobertura arbórea, usualmente afectada por incendios. En consecuencia, la presencia de la especie ocurre de forma abundante en estas condiciones; esto coincide con su carácter de especie pionera, ya que *D. viscosa* actúa como colonizadora de ambientes perturbados, estableciéndose rápidamente gracias a su tolerancia a condiciones adversas como la sequía y la alta radiación solar. Además, la radiación solar desempeña un papel importante en la germinación de *D. viscosa*, observándose una gran cantidad de plántulas en áreas descubiertas de vegetación. Por otro lado, se ha reportado que estimula la producción de compuestos bioactivos como flavonoides y fenoles (Al-Rajab, 2021). En relación con esto, el color verde intenso de las plantas de *D. viscosa* indica que la especie presenta una alta efectividad a la intensidad de la radiación solar, en respuesta al espectro de luz conocido como Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR, por sus siglas en inglés). Asimismo, los períodos de floración están determinados por el tiempo de exposición a la luz (Al-Rajab, 2021). En tal sentido, la radiación solar también es importante para la germinación y la calidad de las semillas (Al-Rajab, 2021). Por su parte, El-Sayed et al. (2022) destacan en su estudio un aumento en la germinación de *D. viscosa* cuando se expone a la radiación de rayos gamma. Estos efectos pueden explicarse por la activación de la síntesis de proteínas que ocurre en las primeras etapas de la germinación (Araujo et al., 2016). Asimismo, la radiación estimula la producción de hormonas y activa enzimas clave involucradas en los procesos germinativos. Además, contribuye a mejorar la germinación al acelerar la división celular en los tejidos meristemáticos (Katiyar et al., 2022).

Por otro lado, la probabilidad de ocurrencia aumentó a medida que disminuía la precipitación en el mes más seco, alcanzando un incremento abrupto alrededor de los 150 mm, seguido de una notable reducción. De acuerdo con los resultados, la variable precipitación anual influyó en la idoneidad del hábitat, aumentando considerablemente en picos entre precipitaciones de 200 mm y 800 mm. Nuestros resultados concuerdan con lo mencionado por Camacho et al. (1993), quienes reportan precipitaciones similares para la especie, además, de requerir una estación seca bien definida. Por otro lado, los factores climáticos precipitación y temperatura, son las variables que determinan los patrones de distribución de las especies y, a su vez, regulan esencialmente la biodiversidad (Michaletz et al., 2018). Desde esta perspectiva, la precipitación es una de las variables bioclimáticas más importantes, ya que mejora el rendimiento de los productos agrícolas y al mismo tiempo contribuye a inundaciones, sequías severas y desastrosas (Zahang, 2009). Se ha demostrado que las plantas bajo estrés hídrico modifican la longitud y biomasa de sus raíces, incrementando el desarrollo de pelos radiculares, permitiendo una mayor superficie de contacto con el suelo,

y, por ende, un mejor aprovechamiento del agua. Asimismo, las plantas en respuesta, aumentan la proporción de asimilados a las raíces, lo que incrementa y favorece su crecimiento (Huang & Fry, 1998). La idoneidad del hábitat de *D. viscosa* estuvo estrechamente relacionada con la precipitación del mes más seco. Afzal et al. (2017) reportan a *D. viscosa* como una especie tolerante a la sequía con mayor resiliencia a condiciones ambientales adversas. En relación con esto, la especie presenta mecanismos de adaptación en respuesta al estrés ambiental, como una disminución en su tasa fotosintética neta (Li et al., 2017). Además, muestra una secuencia característica de rasgos adaptativos que permiten limitar el daño tisular, es decir, el deterioro de estructuras internas de órganos tales como hojas, tallos y raíces. Esta secuencia comienza con el marchitamiento controlado, una respuesta que reduce la pérdida de agua al disminuir la turgencia celular, y continúa con la formación de embolias sustanciales en el tallo (Wang et al., 2021).

Según nuestro modelo, el índice de exposición topográfica no mostró influencia en la idoneidad del hábitat para *D. viscosa*; es decir, se mantuvo estable en todo el rango considerado. Por tanto, el patrón de distribución de *D. viscosa* no está controlado por ninguno de los factores topográficos: elevación, orientación y pendiente. Por otro lado, las condiciones edáficas no parecen ser determinantes en su distribución espacial, ya que *D. viscosa* muestra una alta plasticidad ecológica para adaptarse a diferentes condiciones de suelo, lo que le permite habitar una amplia gama de ambientes (Liu et al., 2022). Esta adaptabilidad se refleja en su extensa distribución geográfica, que abarca desde los 44° de latitud sur hasta los 33° de latitud norte (Liu, 2003).

El impacto potencial del cambio climático en la distribución de Dodonaea viscosa. Nuestro estudio es el primero en informar el efecto potencial del cambio climático en la distribución de *Dodonaea viscosa* en múltiples extensiones. Desde una perspectiva global, la mayor parte de la pérdida potencial de hábitat se observó en Australia. Se han reportado los impactos del cambio climático en la distribución de *D. viscosa* dentro de la región del Geosinclinal de Adelaida, en el sur de Australia. Los cambios incluyen la morfología de la especie a través del análisis de gradientes espaciales (Guerin et al., 2012). De acuerdo con Baruch et al. (2018), la variación en los rasgos funcionales de *D. viscosa* es probablemente el resultado de la aclimatación ambiental en lugar de la adaptación o la diferenciación genética; esta especie exhibe una capacidad adaptativa para aclimatación al cambio climático *in situ*; es decir, presenta capacidad de aclimatación funcional que le permite mantener su desempeño fisiológico sin necesidad de depender de cambios genéticos a largo plazo.

Los resultados también indicaron una pérdida significativa de hábitat adecuado en América del Norte, especialmente en el suroeste de los Estados Unidos y el norte de México. Estudios previos (Albuquerque et al., 2020) en esta área predicen un impacto significativo del cambio

climático en la idoneidad de los hábitats de plantas nativas y exóticas, especialmente en el escenario de cambio climático en condiciones más drásticas. Nuestros hallazgos coinciden con lo anterior, ya que la pérdida de hábitat de *D. viscosa* también se observa en el SSP 585 (escenario menos optimista, Figura 4D). La pérdida es aún más notoria en áreas de mayor altitud en Chihuahua (México) y en climas más fríos del suroeste de Estados Unidos, donde predomina un clima seco o árido con vegetación principalmente de matorral.

Las proyecciones negativas observadas en el presente estudio podrían estar relacionadas con el aumento de las temperaturas debido al calentamiento global, lo cual ocasiona que varias especies desplacen sus rangos geográficos hacia latitudes más cercanas a los polos o hacia mayores elevaciones (Freeman et al., 2018). Por lo tanto, nuestros resultados muestran un cambio potencial en el patrón de idoneidad del hábitat de *D. viscosa*, hacia rangos altitudinales fríos. Sin embargo, este cambio puede afectar negativamente el establecimiento y crecimiento a futuro de *D. viscosa*, debido a que los microorganismos del suelo son una parte esencial del establecimiento exitoso de esta especie; es decir, a pesar de que la especie responde positivamente a un incremento en la temperatura no mayor a 30 °C, y estas respuestas positivas dependen de los microorganismos de la rizosfera (Wang et al., 2018), lo que indica que los microorganismos del suelo impulsan las respuestas de las plantas al cambio de temperatura. Sin embargo, las predicciones pronostican escenarios de migración de la especie debido al calentamiento global hacia regiones con menor temperatura; lo cual no resulta idóneo para *D. viscosa*. De acuerdo con las proyecciones, se estima que, a mayor altitud, más frío será el clima en el futuro, por lo tanto, el crecimiento de *D. viscosa* puede verse limitado en estas condiciones. La expansión de *D. viscosa* se proyectará en la zona bioclimática de la Sierra Madre Oriental, en el estado de Coahuila, hacia matorrales xerófilos ya que es el bioma más grande en esta área geográfica, cubriendo 41,3% de la superficie de la Sierra Madre Oriental (Freeman et al., 2018).

Destacamos que nuestro estudio es limitado, debido a que en nuestros modelos solo incorporaron predictores extrínsecos de la distribución de las plantas. Si bien, el clima y la topografía son fundamentales para determinar la distribución de las especies, cabe señalar que los factores intrínsecos (i.e., interacciones entre especies, plasticidad) también juegan un papel crucial en la distribución de las plantas y la adaptación a condiciones adversas (Baruch et al., 2018). Por su parte, Xu et al. (2022) demostraron que *D. viscosa* presenta una combinación de estrategias de evasión y tolerancia al estrés hídrico. En este sentido, la capacidad de adaptación de las plantas para enfrentar dicho estrés implica una serie de mecanismos correlacionados entre estrategias orientadas a limitar o tolerar sus efectos, los cuales pueden interactuar de manera sinérgica o antagónica y dar lugar a cambios fenotípicos que modulan la expresión del genotipo. Estas respuestas pueden manifestarse a

nivel fisiológico y morfológico. En este sentido, *Dodonaea viscosa* lleva a cabo una serie de modificaciones fisiológicas en respuesta a la sequía, independientemente de las diferencias en su clima de origen. Un estudio reciente de Xu et al. (2022) destaca que *Dodonaea viscosa* reduce su conductancia estomática entre -0,5 y -0,7 MPa y, en condiciones más severas, alrededor de -1,2 MPa. Además, experimenta una reducción del 50 % en su potencial de conductancia hidráulica, lo que indica una alta sensibilidad al déficit hídrico. Por lo tanto, las transformaciones climáticas y edáficas han desencadenado procesos adaptativos en las comunidades biológicas, promoviendo su evolución, desarrollo, diversificación, dispersión o, en algunos casos, extinción a lo largo del tiempo (Xu et al., 2022)

Implicación para la conservación de la especie. *Dodonaea viscosa* es una especie que brinda diversos servicios ecosistémicos tales como captura de carbono, recarga hídrica y evita la erosión. Se ha demostrado que la forestación con *D. viscosa* aumenta significativamente el contenido de nutrientes del suelo y rehabilita eficazmente los ecosistemas degradados (Wang et al., 2021). Además, a la especie se le reconocen diversos usos con gran potencial de aprovechamiento de su biomasa; los tallos por su dureza son empleados de diversa manera y a sus extractos, principalmente foliares, se le atribuyen potencial biomédico y como bioestimulante y bioprotector de cultivos agrícolas (Pérez-Mayorga et al., 2022; Espinoza-Antón et al., 2025) Aunque *Dodonaea viscosa* posee una notable capacidad de adaptación, su plasticidad fenotípica tiene límites, ya que las condiciones climáticas extremas o prolongadas pueden superar sus mecanismos fisiológicos. Nuestro estudio sugiere que *D. viscosa* a pesar de poder adaptarse a temperaturas más altas y una mayor estacionalidad bajo escenarios de cambio climático, su plasticidad tiene un límite ante estos parámetros. En consecuencia, se esperan cambios significativos para el año 2050, que afectarán los medios de vida de las comunidades que dependen de estos servicios, lo que conducirá a una disminución de los beneficios ambientales proporcionados por la especie. Además, el ritmo acelerado del cambio climático puede exceder la velocidad con la que *D. viscosa* logra aclimatarse, lo que pone en riesgo su distribución y establecimiento. Una de las ventajas significativas de las proyecciones cartográficas radica en su capacidad para representar visualmente hábitats adecuados para especies específicas. Estos mapas brindan a los conservacionistas una visión integral de la distribución potencial de la especie, lo que facilita la identificación de áreas críticas que requieren atención inmediata y esfuerzos de conservación, lo que permite tomar decisiones informadas con respecto a la asignación de recursos en dependencia de los requerimientos de la especie.

Nuestros hallazgos resaltan la importancia de integrar múltiples variables ambientales y escalas geográficas en los modelos de distribución de especies para evaluar los impactos del cambio climático en la biodiversidad. Si bien,

D. viscosa podría beneficiarse del calentamiento global en algunas áreas, la pérdida significativa de hábitat en México subraya la necesidad de estrategias de conservación más efectivas y adaptativas que incluyan la identificación y protección de refugios potenciales. Nuestros resultados también destacan la importancia de monitorear continuamente la idoneidad del hábitat para *D. viscosa*, ya que sus respuestas al cambio climático pueden variar significativamente entre regiones y escalas. Estos estudios son fundamentales para predecir los cambios futuros en la distribución de especies y diseñar estrategias de conservación basadas en el conocimiento científico y las proyecciones climáticas actuales.

CONCLUSIONES

En este estudio investigamos los efectos del cambio climático sobre la idoneidad del hábitat de *Dodonaea viscosa*, utilizando el modelo de máxima entropía MaxEnt para proyectar su distribución potencial global y para México bajo distintos escenarios climáticos. Con base en los resultados obtenidos, concluimos: que el desempeño del algoritmo varía según los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: a menor nivel de emisiones, la contracción del hábitat proyectada es más limitada y por lo tanto una mayor distribución de la especie; en cambio, a mayores emisiones se traducen en escenarios más severos, con una pérdida considerable de áreas adecuadas para la especie. Las variables que mostraron mayor influencia en el modelo fueron: la temperatura mínima del mes más frío, la radiación solar, la precipitación del mes más seco y la precipitación anual. Por lo tanto, *Dodonaea viscosa* mostró una respuesta positiva al calentamiento global particularmente bajo condiciones de mayor radiación y temperaturas elevadas. Sin embargo, existe un límite de tolerancia máximo para temperatura y un mínimo para precipitación, por lo que las proyecciones para México son desfavorables para la misma y se estima una pérdida superior al 70% en la idoneidad del hábitat, especialmente en las regiones áridas de Chihuahua. Ante este panorama, se prevé un desplazamiento de la distribución de la especie hacia áreas de mayor altitud, especialmente en el suroeste de los Estados Unidos, donde podrían encontrarse condiciones más favorables. A escala global, las predicciones indican una contracción aún más significativa en Australia, atribuida al incremento de las temperaturas en esa región. La importancia de este estudio radica en poder proyectar la idoneidad futura del hábitat y anticipar la dirección de los cambios en las zonas de distribución para la especie bajo cuatro escenarios climáticos. Este estudio nos permite desarrollar estrategias de prevención mediante la identificación de las zonas con mayor idoneidad y potencial de expansión. En conclusión, aunque *D. viscosa* puede mostrar cierta capacidad de adaptación al cambio climático, los riesgos asociados con la pérdida de hábitat en algunas regiones son preocupantes y requieren acciones inmediatas para mitigar los impactos del cambio climático; por lo

que se sugiere realizar este tipo de estudios en especies más vulnerables y menos tolerantes al calentamiento global.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Los autores contribuyeron de la siguiente manera: Sonia Pérez Mayorga fue responsable de la escritura del manuscrito, organizando y desarrollando los apartados principales del documento. Eduardo Salcedo Pérez: preparación del borrador inicial, realización del proyecto, propuso la idea del proyecto y participó activamente en la redacción y revisión crítica del manuscrito. Fabio Suzart de Albuquerque: escritura, redacción y preparación del borrador inicial, análisis formal, diseño de programas informáticos, diseño de metodología, creación de modelos y participó activamente en la redacción del manuscrito. Miguel Ángel Macías Rodríguez: revisión y comentarios del borrador inicial.

AGRADECIMENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por los recursos económicos otorgados como beca nacional del posgrado para la realización de esta investigación, a la Universidad de Guadalajara por las facilidades brindadas para desarrollo de este trabajo. Al Sr. Héctor Pineda y a la comunidad ejidal Ajijic, Chapala, Jalisco, por su apoyo en los trabajos de campo.

FINANCIAMIENTO

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) ahora SECIHTI (financiamiento) y Universidad de Guadalajara (recursos y materiales).

REFERENCIAS

- Afzal, I., Iqar, I., & Shinwari, Z. K. (2017). Plant growth promoting potential of endophytic bacteria isolated from wild roots of *Dodonaea viscosa* L. *Plant Growth Regulation*, 81, 399–408. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10725-016-0216-5>
- Albuquerque, F., Macías-Rodríguez, M. A., Burquez, A., & Rowe, H. (2020). Toward an understanding of broad scale patterns of the habitat suitability of fountain grass (*Cenchrus setaceus* (Forssk.) Morrone, Poaceae). *Plant Ecology*, 221, 1029–1043. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01060-x>
- Albuquerque, F., Benito, B., Rodríguez, M. A. M., & Gray, C. (2018). Potential changes in the distribution of *Carnegiea gigantea* under future scenarios. *PeerJ*, 6, e5623. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.5623>
- Al-Rajab, J. M. (2021). Solar radiation and its role in plant growth. In *The sun: The source of energy – Hydrometeorology* (Cap. 2). Al-Mustansiriyah University.
- Amatulli, G., Domisch, S., Tuanmu, M. N., Parmentier, B., Rani-peta, A., Malczyk, J., & Jetz, W. (2018). A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific Data*, 5, 180040. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.40>

- Araujo, S. D. S., Paparella, S., Dondi, D., Bentivoglio, A., Carbonera, D., & Balestrazzi, A. (2016). Physical methods for seed invigoration: Advantages and challenges in seed technology. *Frontiers in Plant Science*, 7, 646. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00646>
- Baruch, Z., Jones, A. R., Hill, K. E., McInerney, F. A., Blyth, C., Caddy-Retalic, S., Christmas, M. J., Gellie, N. J. C., Lowe, A. J., Martin-Fores, I., Nielson, K. E., & Breed, M. F. (2018). Functional acclimation across microgeographic scales in *Dodonaea viscosa*. *AoB PLANTS*, 10, ply029. DOI: <https://doi.org/10.1093/aobpla/ply029>
- Calderón de Rzedowski, G., & Rzedowski, J. (2006). *Sapindaceae*. In *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes* (Fascículo 142, 70 pp.). Instituto de Ecología, A.C.
- Camacho, M., González, K., & Mancera, O. (1993). *Guía tecnológica para el cultivo del chapulxtle Dodonaea viscosa (L.) Jacq.: Arbusto útil para producción de tutores hortícolas, control de erosión y setos urbanos* (Guía Tecnológica No. 1). Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos & Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias.
- Chen, W., Yao, J., Li, Y., Zhao, L., Liu, J., & Guo, Y. (2019). Nulliplex-branch, a TERMINAL FLOWER1 ortholog, controls plant growth habit in cotton. *Theoretical and Applied Genetics*, 132, 97–112. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00122-018-3197-0>
- El-Sayed, S. M., Mohamed, A. S., & Thabet, R. S. (2022). Studying the influence of gamma irradiation on germination, vegetative growth, photosynthetic pigments and biochemical characteristics of *Dodonaea viscosa* L. plant. *Middle East Journal of Agriculture Research*, 11(4), 1168–1180. DOI: <https://doi.org/10.36632/mejar/2022.11.4.77>
- Espinoza-Antón, A. A., Hernández-Herrera, R. M., Pizano-Andrade, J. C., & Salcedo-Pérez, P. E. (2025). Botanical extracts with biostimulant potential for agriculture in Mexico: A review. *Biotechnia*, 27, e2633. DOI: <https://doi.org/10.18633/biotechnia.v27.2633>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Freeman, B. G., Scholer, M. N., Ruiz-Gutiérrez, V., & Fitzpatrick, J. W. (2018). Climate change causes upslope shifts and mountaintop extirpations in a tropical bird community. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115, 11982–11987. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1804224115>
- Guerin, G. R., Wen, H., & Lowe, A. J. (2012). Leaf morphology shift linked to climate change. *Biology Letters*, 8(5), 882–886. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0458>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- GBIF.org. *GBIF Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/dl.uvqgxc> (Consultado 2023, June 6).
- Huang, B., & Fry, J. (1998). Anatomical, physiological and morphological responses of roots to drought stress for tall fescue cultivars. *Crop Science*, 38, 1017–1022. DOI: <https://doi.org/10.2135/cropsci1998.0011183X003800040022x>
- Katiyar, P., Pandey, N., & Keshavkant, S. (2022). Gamma radiation: A potential tool for abiotic stress mitigation and management of agroecosystem. *Plant Stress*, 5, 100089. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.stress.2022.100089>
- Kelly, A. E., & Goulden, M. L. (2008). Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(33), 11823–11826. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0802891105>
- Kimball, B. A. (2016). Crop responses to elevated CO₂ and interactions with H₂O, N, and temperature. *Current Opinion in Plant Biology*, 31, 36–43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2016.03.006>
- Li, X., Zhang, L., Ahammed, G. J., Li, Z. X., Wei, J. P., Shen, C., Yan, P., Zhang, L. P., & Han, W. Y. (2017). Stimulation in primary and secondary metabolism by elevated carbon dioxide alters green tea quality in *Camellia sinensis* L. *Scientific Reports*, 7, 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08465-1>
- Liu, L., Gou, G., Liu, J., Zhang, X., Zhu, Q., Mou, J., Yang, R., Wan, Y., Meng, L., Tang, S., Wu, Y., & He, Q. (2022). Effects of *Dodonaea viscosa* Afforestation on Soil Nutrients and Aggregate Stability in Karst Graben Basin. *Land*, 11(8), 1140. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11081140>
- Liu, J., & Noshiro, S. (2003). Lack of latitudinal trends in wood anatomy of *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae), a species with a worldwide distribution. *American Journal of Botany*, 90(4), 532–539. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.90.4.532>
- Michaletz, S. T., Kerkhoff, A. J., & Enquist, B. J. (2018). Drivers of terrestrial plant production across broad geographical gradients. *Global Ecology and Biogeography*, 27, 166–174. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12685>
- Muhammad, A., Tel-Cayan, G., Ozturk, M., Duru, M. E., Nadeem, S., Anis, I., & Shah, M. R. (2016). Phytochemicals from *Dodonaea viscosa* and their antioxidant and anticholinesterase activities with structure–activity relationships. *Pharmaceutical Biology*, 54(9), 1649–1655. DOI: <https://doi.org/10.3109/13880209.2015.1113992>
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Ke-ywan, R., Dale, S. R., van Ruijven, B. J., van Vuuren, D. P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., & Solecki, W. (2017). The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, 42, 169–180. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>
- Pérez-Mayorga, S., De la Cruz, L. L., Salcedo, P. E., Enríquez, V. J. N., & Ramírez, L. C. B. (2022). Extractos de hojas de *Dodonaea viscosa* de polaridad ascendente sobre estadios de *Spodoptera frugiperda*. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 13, 455–467. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v13i3.2841>
- Phillips, S. J. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Rodríguez-Craverro, J. F., Gutiérrez, D. G., & Katinas, L. (2017). Lectotypifications in Uruguayan *Stevia* (Asteraceae, Eupatoriaceae). *Phytotaxa*, 291, 116–122. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.291.2.2>
- Rubenstein, M. A., Weiskopf, S. R., & Bertrand, R. (2023). Climate change and the global redistribution of biodiversity: Substantial variation in empirical support for expected range shifts. *Environmental Evidence*, 12, 7. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00296-0>

- Vignali, S., Barras, A. G., Arlettaz, R., & Braunisch, V. (2020). SDMtune: An R package to tune and evaluate species distribution models. *Ecology and Evolution*, 10, 1–18. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.6786>
- Wang, G., Tang, G., Pang, D., Liu, Y., Wan, L., & Zhou, J. (2021). Plant interactions control the carbon distribution of *Dodonaea viscosa* in karst regions. *PLoS ONE*, 16(11), e0260337. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0260337>
- Wang, X., Yan, B., Fan, B., Shi, L., & Liu, G. (2018). Temperature and soil microorganisms interact to affect *Dodonaea viscosa* growth on mountainsides. *Plant Ecology*, 219(7), 759–774. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0832-4>
- Xu, G. Q., Farrell, C., & Arndt, S. K. (2022). Climate of origin does not influence drought-adaptive traits or drought responses of a widely distributed polymorphic shrub. *Tree Physiology*, 42(1), 86–98. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpab085>
- Yepes, A., & Silveira, M. (2011). Plant responses to meteorological events related to climate change: Review. *Colombia Forestal*, 14(2), 213–232. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2011.2.a06>
- Zahang, Q., Pan, X. B., & Ma, Z. G. (2009). *The Drought*. Meteorological Press.
- Zhao, Z., Ashraf, M. I., & Meng, F. R. (2013). Model prediction of soil drainage classes over a large area using a limited number of field samples: A case study in the province of Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 93(1), 73–83. DOI: <https://doi.org/10.4141/cjss2011-095>

Recibido: 07.12.2024

Aceptado: 28.06.2025



UNIVERSIDAD AUSTRAL
DE CHILE FACULTAD DE
CIENCIAS FORESTALES Y
RECURSOS NATURALES