

BOSQUE

CONTENIDO

EDITORIAL

- Gerding V. **Importancia de las revistas de investigación propias para una universidad.** 7

ARTÍCULOS

- Manzo-Delgado LL, J López-García. **Análisis espacial y temporal de áreas quemadas en 1998, 2003 y 2015 en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México.** 11

- Şenyurt M, İ Ercanlı, A Günlü, F Bolat, S Bulut. **Modelos de redes neuronales artificiales para predecir las relaciones entre el diámetro a la altura del pecho y el diámetro del tocón: pinos de Crimea en el bosque ÇAKÜ.** 25

- Pinto Paim L, ED Avrella, EM de Freitas, C Sidnei Fior. **Revegetación de suelo arenizado con *Butia lallemantii* en el suroeste del estado de Rio Grande do Sul, Brasil.** 35

- Poveda-Díaz N, C Ramos-Montaña, KL Pulido-Herrera. **¿La giberelina aumenta la aclimatación de plántulas de *Alnus acuminata* al arsénico?** 45

- Paredes D, JM Cellini, MV Lencinas, M Parodi, D Quiroz, J Ojeda, S Farina, YM Rosas, G Martínez Pastur. **Influencia del paisaje en las cortas de protección en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina: Cambios en la estructura forestal y respuesta de la regeneración.** 55

- Costa EA, CAG Finger, PR Schneider, AF Hess, V Liesenberg, CT Schons. **Modelado de índices de competencia para *Araucaria angustifolia* en dos sitios en el sur de Brasil.** 65

NOTAS

- Walter LS, M Moreno Gabira, M Almeida da Silva, AC Nogueira, D Kratz. **Adecuación metodológica de la prueba de tetrazolio para semillas de *Jatropha mollissima* (Euphorbiaceae).** 77

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 de 2003 tres números al año (abril, agosto y diciembre).

BOSQUE is published by the Faculty of Forest Sciences and Natural Resources, 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:

Bibliografía Latinoamericana	WoS Web of Science (ISI)	SCOPUS
Cabi Publishing	Plant Growth Regulator Abstracts	Seed Abstracts
Forestry Abstracts	Review of Agricultural Entomology	Journal Citation Report (JCR)
Forest Products Abstracts	Scientific Electronic Library Online (SciELO)	

COMITÉ CIENTÍFICO/SCIENTIFIC COMMITTEE

Miren Alberdi Universidad de La Frontera, Chile; **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; **Claudio Donoso** Universidad Austral de Chile, Chile; **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; **Anton Huber** Universidad Austral de Chile, Chile; **Andrés Iroumé** Universidad Austral de Chile, Chile; **Dougllass 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 de La Frontera, Chile; **Luis Silveira** Universidad de La República, Uruguay; **Tom Veblen** University of Colorado, USA; **Alejandra Zúñiga** Universidad Austral de Chile, Chile.

Editor:

Víctor Gerding S., Universidad Austral de Chile

Coeditores:

Cristian Echeverría L., Universidad de Concepción, Chile

Pablo Donoso H., Universidad Austral de Chile

Aníbal Pauchard C., Universidad de Concepción, Chile

Leonardo Gallo, INTA - Bariloche, Argentina

José María Rey Benayas, Universidad de Alcalá, España

Asistente del Comité Editor: **Isabel Vives G.**, Universidad Austral de Chile

Revisora de Redacción: **Cecilia Ilharreborde**

Revisora de Inglés: **Amapola López**

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://www.revistabosque.cl>

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.

Office of publication: **Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.**

Phone: 56 (63) 2221743, email: revistabosque@uach.cl

Web: <http://www.revistabosque.cl>

Correspondence dealing with publications must be sent to editor (revistabosque@uach.cl), Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.

BOSQUE es financiada por la Universidad Austral de Chile.

BOSQUE

CONTENTS

EDITORIAL

- Gerding V. **Importance of in-house research journals for a university.** 7

ARTICLES

- Manzo-Delgado LL, J López-García. **Spatial and temporal analyses of burned areas 1998, 2003 and 2015 in Montes Azules Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico.** 11
- Şenyurt M, İ Ercanlı, A Günlü, F Bolat, S Bulut. **Artificial neural network models for predicting relationships between diameter at breast height and stump diameter: Crimean pine stands at ÇAKÜ Forest.** 25
- Pinto Paim L, ED Avrella, EM de Freitas, C Sidnei Fior. **Revegetation of sandblasted soil with *Butia lallemantii* in the southwestern state of Rio Grande do Sul, Brazil.** 35
- Poveda-Díaz N, C Ramos-Montaño, KL Pulido-Herrera. **Does gibberellin increase the acclimation of seedlings of *Alnus acuminata* to arsenic?** 45
- Paredes D, JM Cellini, MV Lencinas, M Parodi, D Quiroz, J Ojeda, S Farina, YM Rosas, G Martínez Pastur. **Landscape influence in the shelterwood cuts of *Nothofagus pumilio* forests in Tierra del Fuego, Argentina: Changes in forest structure and regeneration performance.** 55
- Costa EA, CAG Finger, PR Schneider, AF Hess, V Liesenberg, CT Schons. **Modeling competition indices for *Araucaria angustifolia* at two sites in southern Brazil.** 65

NOTES

- Walter LS, M Moreno Gabira, M Almeida da Silva, AC Nogueira, D Kratz. **Adjustments in the tetrazolium test methodology for assessing the physiological quality of *Jatropha mollissima* (Euphorbiaceae)** 77

EDITORIAL

Importancia de las revistas de investigación propias para una universidad

Importance of in-house research journals for a university

Víctor Gerding

Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales,
 editor de Bosque, Valdivia, Chile, vgerding@uach.cl

Bosque, desde su fundación en 1975, ha seguido una trayectoria bastante clásica como revista de carácter universitario, transitando desde una selección de artículos mayoritariamente originados en Chile hasta su situación actual eminentemente internacional con minoría de artículos de autores nacionales. Así, *Bosque* publica aportes de la ciencia de muchos países de todos los continentes, aunque ha generado mayor atracción para investigadores de Latinoamérica, posiblemente porque publica artículos en español (y también en inglés) o porque la temática forestal de tal región sea más cercana y sensible para sus equipos editoriales. Para *Bosque* y una decena de otras revistas de investigación, la casa editora es la Universidad Austral de Chile, la cual posibilita que investigadores de otras latitudes tengan medios donde publicar su producción científica; es decir, esta Universidad actúa como una editorial de revistas científicas.

Muchas otras universidades también editan revistas científicas propias, haciéndose parte de las miles de revistas publicadas en el mundo donde dominan varias casas editoras especializadas de alto nivel. Sin embargo, las universidades son juzgadas en parte sustancial por su producción científica, representada en la cantidad y calidad de los artículos científicos que sus académicos publican periódicamente. Además, las mínimas normas éticas establecen que una revista científica de una universidad no esté destinada a ser el órgano de publicación de su propia investigación científica; es decir, salvo situaciones justificadas, las revistas de alto impacto no deben estar soportadas por la producción científica de la misma casa. En esto también contribuyen las políticas de financiamiento público a la investigación, que desincentivan o penalizan la publicación de artículos de un académico en una revista de su misma casa de estudios. Todo ello se traduce en que los académicos que cumplen funciones editoriales generalmente no sean evaluados por dicho quehacer y, muchas veces, su trabajo y responsabilidad sean francamente ignorados en los mecanismos de evaluación y promoción académica.

Entonces, si existen suficientes revistas no universitarias de alta calidad en el ámbito editorial científico, si los miembros de una universidad deben limitarse o abstenerse de publicar en sus propias revistas, y si los académicos y sus universidades no son evaluados por lo que editan sino por lo que producen como contenido científico, ¿por qué muchas universidades editan revistas científicas propias y por qué deberían seguir haciéndolo en este escenario de condiciones “adversas”? Existen razones para ello, unas más importantes que otras según cada universidad, además de otros factores, pero tienen relevancia para tales instituciones, porque las revistas de investigación propias de una universidad cooperan en funciones académicas consustanciales y en el desarrollo general del conocimiento científico (Ochoa 2014, Pire 2015, Repiso *et al.* 2019). Sobre las razones de tal importancia, para cualquier universidad se debe considerar que sus propias revistas:

- Promueven la identidad de sus miembros con la institución.
- Son un medio de vinculación de la universidad con el medio.
- Difunden conocimiento científico a todo el mundo, especialmente cuando adscriben a los principios de acceso abierto justo (FOAA 2020).
- Representan un reconocimiento de la calidad de los equipos académicos para editar conocimiento científico originado en cualquier parte del mundo.
- Demuestran confianza de los científicos de cualquier origen en los equipos académicos de la universidad para someter sus trabajos de investigación a la gestión editorial.
- Son una instancia de aprendizaje –especialmente en programas de posgrado– sobre importantes aspectos de la producción de conocimiento científico y, particularmente, de la evaluación y la difusión de sus contenidos.
- Ofrecen oportunidades para que autores noveles tengan sus primeras experiencias en la escritura científica, sobre la cual no se ofrece formación sistemática ni suficiente en la universidad, cuando tales revistas carecen indexación o presenta indexación menor.

- Representan todas o una parte relevante de las áreas del conocimiento de la universidad.
- Aportan elementos fácilmente valorables, por ejemplo, mediante sus indexaciones y volúmenes de trabajos editados, por lo que su calificación puede lograrse sencillamente por parte de la administración universitaria.
- Pueden tener mayor acercamiento hacia problemas y comunidades locales, facilitando el desarrollo de líneas de investigación que no tienen cabida en contextos internacionales, pero que son relevantes para el país o región donde se encuentra la universidad, favoreciendo además el contacto entre una universidad y su entorno.
- Si además son consideradas como referentes internacionales, proyectan investigación de alta calidad del país, consolidan el prestigio en un área y pueden contribuir a aumentar la obtención de recursos económicos y humanos.

Adicionalmente, las revistas propias de una universidad coadyuvan en aspectos generales del desarrollo del conocimiento científico. Por ejemplo:

- Son parte del repositorio de conocimiento científico de acceso abierto.
- Custodian el conocimiento científico que publican.
- Contribuyen en uno de los principales elementos de evaluación de la academia, mediante transferencia del conocimiento científico, otorgando acceso a la publicación de resultados científicos.
- Constituyen parte de la estrategia de soberanía o independencia del conocimiento científico con respecto al mercado de la ciencia.
- En el caso de las universidades de servicio público, permiten la participación de una institución de carácter público en el circuito de la creación de conocimiento científico.
- Aportan al beneficio social o económico de la industria, de la sociedad o de la misma universidad.

De este conjunto de aportes y atributos se colige que las revistas científicas propias de una universidad son importantes para dicha institución académica y, por lo tanto, es comprensible que muchas universidades con altos estándares de investigación científica sean, a su vez, casas editoras de revistas científicas. Y como ello debiese continuar siendo así, resulta paradójico que en casi todas las universidades la función de editor de tales revistas no tenga el reconocimiento académico y estatutario que merece para alcanzar o mantener los mejores estándares de calidad editorial. Esto último dificulta reclutar suficientes académicos dispuestos a realizar una labor que no se detiene ni en días feriados ni en vacaciones. Como consecuencia, la gestión editorial de las revistas científicas de las universidades enfrenta permanentes amenazas de inestabilidad, discontinuidad o desaparición.

Por lo tanto, para salvaguardar las importantes funciones de las revistas científicas propias de la universidad y asegurar su continuidad con creciente mejoría en la calidad, es imprescindible que las universidades establezcan reconocimientos que incentiven la participación de académicos, tanto de destacada trayectoria como de incipiente carrera, para asumir las diversas y abundantes funciones editoriales de sus revistas.

REFERENCIAS

- FOAA (Fair Open Access Alliance, NL). 2020. The Fair Open Access Principles. Consultado 10 ene. 2020. Disponible en <https://www.faiopenaccess.org/the-fair-open-access-principles/>
- Ochoa FL. 2014. De la importancia de las revistas institucionales. *CES Medicina* 28(2):163-164. <http://www.scielo.org.co/pdf/cesm/v28n2/v28n2a01.pdf>
- Pire R. 2015. La importancia de las revistas científicas universitarias y la necesidad de su financiamiento. *Compendium* 18(35): 2-3. <https://www.redalyc.org/pdf/880/88043199001.pdf>
- Repiso R, D Torres-Salinas, I Aguaded. 2019. La gestión de revistas: mérito de transferencia universal. Justo y necesario. *Anuario ThinkEPI* 13: e13e03. DOI: <https://doi.org/10.3145/thinkepi.2019.e13e03>

Since its foundation in 1975, *Bosque* has followed a fairly classical path as a university outset journal, transiting from a selection of articles mostly originating in Chile to its eminently international present situation with a minority of articles by national authors. Thus, *Bosque* publishes scientific contributions from many countries on all continents, although it has proven more attractive to researchers of Latin America, possibly because it publishes articles in Spanish (although also in English) or because the forestry issues of that region are more meaningful and more sensitive for its editorial teams. For *Bosque* and a dozen other research journals, the publishing house is the Universidad Austral de Chile, which provides room for researchers from other latitudes to publish their scientific production; in other words, this University acts as a publisher of scientific journals.

Many other universities also publish their own scientific journals, thus becoming part of the thousands of journals published in the world where several highly specialized publishing houses prevail. However, universities are by and large judged by their scientific production evidenced in the number and quality of scientific articles that their academics publish periodically. In addition, the existing minimum ethical standards state that a university's scientific journal is not intended to be the publishing body of its own scientific research; that is, high impact journals should not be supported, except in justified situations, by the scientific production of the same house. Public funding policies for research that discourage or penalize the publication of an academic's articles in a journal of their own university also contribute to this. In this way, academics who carry out editorial functions are seldom evaluated for the work they do and, many times, their job and responsibility are frankly ignored when it comes to facing evaluation and academic promotion.

Therefore, if there are enough high-quality, non-university journals in the scientific publishing field, if university members must abstain themselves or refrain from publishing in their own journals, and if academics and their universities are not evaluated by what they edit but by the scientific content they produce, why do many universities edit their own scientific journals and why should they continue to do so in this scenario of "adverse" conditions? There are reasons for this, some more important than others according to each university, and there are other factors, but they are relevant for those institutions because a university's own research journals cooperate in consubstantial academic functions and in the general development of scientific knowledge (Ochoa 2014, Pire 2015, Repiso *et al.* 2019). Regarding the reasons for such importance, any university should consider that its own journals:

- Promote the identity of their members with the institution.
- Are a means of linking the university with society.
- Disseminate scientific knowledge around the world, especially when they adhere to the principles of fair open access (FOAA 2020).
- Represent a recognition of the quality of the academic teams to edit scientific knowledge originated in any part of the world.
- Prove the trust of scientists of any origin in the university's academic teams to submit their research works to the editorial management.
- Are an instance of learning -especially in postgraduate programs- about important aspects of the production of scientific knowledge and, particularly, of the evaluation and dissemination of contents.
- Offer opportunities for new authors to have their first experiences in the writing of scientific papers, about which no systematic or sufficient training is offered at the university, when journals lack indexation or have a lower-impact index.
- Represent all or an important part of the university's areas of knowledge.
- Provide elements that can easily be assessed, for example, through their indexing and volumes of published works; so, their evaluation can simply be achieved by the university management.
- Can have a closer approach to local problems and communities, facilitating the development of research lines that have no place in international settings, but that are relevant to the country or region where the university is located, which also favors contact between the university and its surroundings.
- If they are additionally considered as international references, they represent a country's high quality research prospects, consolidate their prestige in an area and can contribute to increase the possibility of obtaining economic and human resources.

Additionally, a university's journals contribute to the improvement of general aspects of the development of scientific knowledge. For example:

- They are part of the open access scientific knowledge repository.
- They safeguard the scientific knowledge they publish.
- They contribute to one of the main elements of evaluation of the academy, through the transfer of scientific knowledge, granting access to the publication of scientific results.

- They constitute part of the strategy of sovereignty or independence of scientific knowledge from the science market.
- In the case of public universities, they allow the participation of a public institution in the circuit of scientific knowledge creation.
- They contribute to the social or economic benefit of industry, society or the university itself.

From this set of contributions and attributes, it is possible to assume that a university's scientific journals are important for that academic institution and, therefore, it is understandable that a large number of universities with high standards of scientific research are, at the same time, publishers of scientific journals. And since this should continue to be the case, it is paradoxical that in almost all universities the role of the editor of such journals does not have the academic and statutory recognition it deserves in order to achieve or maintain the highest editorial quality standards. The last-mentioned aspect makes it difficult to recruit enough academics who are willing to do a job that does not stop at holidays or on vacations. Consequently, the editorial management of scientific journals at universities is faced with permanent threats of instability, discontinuity or disappearance.

Therefore, in order to safeguard the important functions of the university's own scientific journals and ensure their continuity with increasing quality improvement, it is essential that universities establish recognition that encourages the participation of academics, both of outstanding and incipient careers, to assume the diverse and numerous editorial functions of their journals.

ARTÍCULOS

**Análisis espacial y temporal de áreas quemadas en 1998, 2003 y 2015
en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México**

Spatial and temporal analyses of burned areas 1998, 2003 and 2015
in Montes Azules Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico

Lilia L Manzo-Delgado ^{*,*}, José López-García ^b

*Autor de correspondencia: ^a Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Laboratorio de Análisis Geoespacial, Circuito Investigación Científica s/n, Colonia Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México, C.P. 04510. tel.: (52-55) 56224334 ext. 45501, llmanzo@igg.unam.mx

^b Universidad Nacional Autónoma de México, Departamento de Geografía Física, Instituto de Geografía, Ciudad de México, México.

SUMMARY

In southeastern Mexico, forest fires threaten the biodiversity in tropical rainforests. The aim of this work was to analyze the spatial and temporal distribution of burned areas in Montes Azules Biosphere Reserve and its area of influence over three years: 1998, 2003 and 2015. The Normalized Burn Ratio (NBR) and the Burnt Area Index for MODIS (BAIM) were extracted from near-infrared and shortwave-infrared Landsat imagery; their accuracy was validated with ASTER images. As a result, 1,628 polygons of burned areas larger than 10 ha were delimited, covering 86,500 ha and representing 11.2 % of the study area: 7.7 % in 1998, 3.2 % in 2003 and 0.4 % in 2015. Burned areas of under 50 ha are of common occurrence each year, whereas the largest polygons (1,000 – 3,000 ha) are considered exceptional and are present only under the severe influence of El Niño weather phenomenon. The highest proportion of burned areas (54.7 %) affected agricultural lands, followed by secondary vegetation (34 %), tropical forests (7.6 %), temperate forests (2.1 %), savannah (1 %) and tular marshlands (0.6 %). Regarding burned areas, 20 % occurred within the protected area. The decreasing tendency of burned areas confirms their relationship with the intensity of ENSO. Cartographic representation of burned areas is an effective means of evaluating the effects of fire management programs and biodiversity conservation of tropical rainforests in protected areas.

Key words: forest fires, burned areas, NBR index, BAIM, tropical rainforest.

RESUMEN

En el sureste de México, los incendios forestales constituyen una amenaza para la biodiversidad de las selvas tropicales húmedas. El objetivo de este trabajo fue analizar la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y su zona de influencia, en tres años: 1998, 2003 y 2015. El método se basó en los índices NBR (*Normalized Burn Ratio*) y BAIM (*Burnt Area Index for MODIS*) derivados del infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta de imágenes Landsat, proceso validado con imágenes ASTER. Como resultado se delimitaron 1.628 polígonos de áreas quemadas mayores a 10 ha, cubriendo 86.500 ha que representan 11,2 % del área estudiada: 7,7 % en 1998, 3,2 % en 2003 y 0,4 % en 2015. Los polígonos menores de 50 ha fueron comunes en los diferentes años; y los de mayor extensión (1.000 - 3.000 ha) fueron excepcionales y solamente ocurrieron bajo la influencia severa del fenómeno meteorológico de El Niño. La superficie agropecuaria concentró la mayor proporción (54,7 %), seguida por vegetación secundaria (34 %), selvas (7,6 %), bosques (2,1 %), sabana (1 %) y tular (0,6 %). El área protegida concentró 20 % de las afectaciones. La tendencia decreciente de las áreas quemadas confirma su relación con la intensidad del ENOS. La representación cartográfica de las áreas quemadas constituye una alternativa para evaluar los efectos de los programas de manejo del fuego y la conservación de la biodiversidad de las selvas tropicales húmedas en las áreas protegidas.

Palabras clave: incendios forestales, áreas quemadas, índice NBR, índice BAIM, selva tropical.

INTRODUCCIÓN

El fuego es un componente crítico en la dinámica de los ecosistemas terrestres y las condiciones atmosféricas (Flannigan *et al.* 2009). La información derivada de las imágenes de satélite ha evidenciado la distribución de los incendios forestales, quemas agropecuarias y superficie afectada por el fuego a escala global. A nivel mundial se estima que el área quemada anual varía entre 273 y 567 millones de hectáreas, con un promedio de 383 Mha (Schultz *et al.* 2008); el 86 % se presenta en pastizales y sabanas de África, Australia, Asia y América del Sur, el porcentaje restante ocurre en diversas coberturas forestales.

Las selvas tropicales húmedas son los ecosistemas terrestres con mayor diversidad de especies, cubren 10 % de la superficie continental y proporcionan importantes servicios ambientales, su régimen de incendios naturales es de baja frecuencia (cientos o miles de años); no obstante, cuando se presentan tienden a ser severos (Bowman *et al.* 2011). La gran mayoría de especies arbóreas de estos ecosistemas no poseen adaptaciones para tolerar los efectos del fuego; sin embargo, algunas de ellas pueden rebrotar después de los incendios (Rodríguez Trejo 2015). En las últimas décadas, los incendios forestales en las selvas tropicales han tenido un aumento considerable propiciado por una mayor intensidad del fenómeno de El Niño - Oscilación del Sur - ENOS (Rowel y Moore 2000), en combinación con la deforestación y el desarrollo agrícola (Cochrane 2003). En el planeta, cada día son destruidas 20.000 ha de selvas tropicales, muchas de ellas utilizando el fuego, provocando la extinción de numerosas especies (Estrada y Coates 2003). Debido a ello, los incendios forestales se consideran una amenaza para las selvas tropicales húmedas. Ante esta situación, las áreas protegidas juegan un papel relevante para conservar la gran biodiversidad de estos ecosistemas (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta 2006).

Para enfrentar los incendios forestales en las regiones tropicales, se han realizado diversas acciones de prevención, alerta y control. Recientemente se han incorporado programas de manejo integral del fuego que combinan la importancia ecológica, cultural y socioeconómica, manteniendo un régimen deseable de los incendios (Myers 2006). También se cuenta con sistemas de monitoreo de incendios activos y detección de áreas quemadas a escala global derivados de información satelital, siendo uno de ellos el *Fire information for Resource Management System* - FIRMS (Giglio *et al.* 2016).

En México, cada año se presentan numerosos incendios forestales cuyo origen se atribuye tanto al uso tradicional del fuego en las actividades agrícolas y pecuarias, en combinación con la ocurrencia de fenómenos meteorológicos como los huracanes, que generan gran cantidad de material vegetal combustible, en combinación con periodos prolongados de sequía e incrementos de temperatura, ocasionados por el ENOS (Rowel y Moore 2000, Román-Cuesta

y Martínez-Vilalta 2006). Los registros oficiales muestran una tendencia creciente a partir de la década de 1970, alcanzando un registro excepcional en la década de 1990, con 100.408 incendios y 2.676.000 ha afectadas, cuyo incremento se relacionó con el intenso ENOS 1997-1998, que ocasionó uno de los mayores desastres a nivel nacional en 1998, con 14.408 incendios que afectaron 849.632 ha. Entre 2010 y 2017 se han acumulado 62.000 incendios y 3.070.058 ha afectadas, identificando otro año catastrófico al 2011 con 12.040 incendios y 954.797 ha quemadas (CONAFOR 2017).

En la región sureste de México, los factores meteorológicos y de uso del fuego se combinan para favorecer la presencia de grandes incendios forestales en las selvas tropicales húmedas asociados a la presencia de ENOS intensos. En 1998 y 2003, las áreas naturales protegidas del estado de Chiapas registraron más de 30.000 ha afectadas por el fuego, constituyendo una amenaza para más de 5.000 especies vegetales, equivalentes a 17 % de la flora de México (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta 2006, Rodríguez Trejo 2015). Tomando como base los registros oficiales de incendios, se considera que las afectaciones ocurridas en las áreas protegidas del sureste se atribuyen a la falta de atención de las dependencias gubernamentales para prevenir y atender estos eventos (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta 2006). Sin embargo, los registros oficiales proporcionan información muy general del número de eventos y superficie afectada. Debido a ello, se considera necesario conocer la ubicación espacial y temporal detallada de las áreas quemadas, constituyendo un apoyo excelente para estimar la probabilidad de ocurrencia de los incendios, evaluar la eficiencia de los programas de manejo y proporcionar un apoyo para la restauración de las áreas afectadas por el fuego.

Después de la severa temporada de incendios forestales de 1998 en México, se reforzaron numerosas acciones, entre las que destacan el programa nacional de protección contra incendios forestales (CONAFOR 2017); también se han desarrollado programas de alerta temprana para localizar los incendios con datos satelitales (Ressl *et al.* 2009); asimismo, se han incorporado programas de manejo integral del fuego en las áreas protegidas (CONANP 2011). De manera complementaria, se tiene un mapa nacional de incendios de gran relevancia a escala pequeña (1:8.000.000), para el periodo 2000-2014, elaborado con productos derivados de imágenes MODIS, que presenta la distribución y recurrencia de áreas quemadas de gran extensión (> 3.000 ha); en dicho mapa, la región sureste del país presenta escasas superficies quemadas porque los incendios son de menor extensión, siendo necesario utilizar imágenes de mayor resolución espacial como Landsat para analizar con mayor detalle la extensión y distribución de estos eventos (Manzo Delgado 2016).

Por más de dos décadas, las imágenes Landsat han sido utilizadas para detectar y cartografiar las áreas quemadas de manera detallada, utilizando la respuesta espectral de

los depósitos de ceniza y carbón que se generan en la combustión del material vegetal y diferentes daños ocasionados en el dosel forestal. El proceso de detección combina la identificación visual del área quemada en compuestos de falso color RGB (por sus siglas en inglés) y la generación de los índices NBR (*Normalized Burn Ratio*) y BAIM (*Burnt Area Index for MODIS*), generados con las bandas del infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta de las imágenes Landsat (Bastarrika *et al.* 2011).

La detección de áreas quemadas con imágenes Landsat ha sido desarrollado en otras áreas protegidas y sus alrededores, tanto de México como en otros países. Sin embargo, la mayoría solo considera un evento o temporada, muy pocos analizan la distribución espacial de áreas quemadas en áreas protegidas y mucho menos realizan un análisis comparativo con la zona de influencia. En México, Jiménez Escudero (2017) generó la cartografía de áreas quemadas en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, en el norte del país, periodo 2000-2015. Por otra parte, García Sampayo (2019) elaboró la cartografía de áreas quemadas para el Parque Nacional Iztaccihuatl-Popocatepetl y sus alrededores, en el centro del país, periodo 1998-2017.

En el ámbito internacional destacan los estudios realizados en la península Ibérica, África y América del sur. Díaz-Delgado *et al.* (2004) analizaron los patrones de incendios en Cataluña, España, durante 1975-1998, para mejorar el manejo forestal y los planes de conservación. Hudak y Brockett (2004) produjeron 22 mapas anuales de áreas quemadas, en el periodo 1972-2002, para la Reserva de Caza de Madikwe, entre Sudáfrica y Botswana. Liua *et al.* (2018) analizaron el periodo 2000-2016 para desarrollar un algoritmo para el monitoreo anual de áreas quemadas en Burkina Faso, África occidental, constituyendo un apoyo en la toma de decisiones en la gestión de la tierra. Antunes Daldegan *et al.* (2014) estudiaron el patrón espacial de áreas quemadas, periodo 2001-2010, dentro y fuera de la Reserva Natural Serra do Tombador, Brasil, cuya información reveló que los incendios más grandes ocurren en la zona de amortiguamiento alrededor del parque.

Los estudios nacionales e internacionales mencionados confirman el uso de imágenes Landsat para realizar análisis interanuales prolongados de áreas quemadas en regiones templadas, mediterránea y el trópico seco; sin embargo, es difícil encontrar trabajos realizados en las regiones tropicales.

La idea inicial del presente estudio era cubrir el periodo 1998 – 2015; sin embargo, la alta cobertura de nubes que caracteriza la región tropical del sureste del país generó serias limitaciones para contar con imágenes representativas de todo el periodo, específicamente en los meses de abril y mayor. Debido a ello, se decidió trabajar con dos años bajo influencia ENOS (1998 y 2003) y un año con ausencia de dicho fenómeno (2015).

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo realizar un análisis comparativo de las áreas quemadas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y una zona de influencia en 1998, 2003 y 2015, para evaluar la efectivi-

dad de las áreas protegidas en la ocurrencia de incendios forestales en presencia y ausencia del ENOS. El análisis comparativo se basa en la utilización de índices dNBR y BAIM generados con imágenes de satélite Landsat. Los objetivos particulares son: (a) conocer la frecuencia, extensión y vegetación afectada en las áreas quemadas y (b) determinar la dinámica del fuego dentro y fuera del área protegida. Como hipótesis principal se plantea que el incremento en la frecuencia y extensión de las áreas quemadas de la región tropical del sureste de México está relacionado con las condiciones meteorológicas asociadas al ENOS y al uso tradicional de roza, tumba y quema, el cual ha sustituido la selva tropical por vegetación secundaria y terrenos agropecuarios, propiciando el establecimiento de especies tolerantes al fuego. Por tanto, se espera que a mayor severidad del ENOS, mayor será la frecuencia y extensión de las áreas quemadas en la vegetación secundaria y los terrenos agropecuarios, siendo menor en la selva tropical.

MÉTODOS

Área en estudio. La Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA) fue establecida el 12 de enero de 1978, con la finalidad de proteger la diversidad biológica de la región tropical en México y América Septentrional, además de promover el uso sostenible de los recursos naturales de la Selva Lacandona; asimismo, forma parte de la Red Internacional de Reservas del Programa del Hombre y la Biosfera (MAB) de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (INE 2000).

La Reserva de la Biosfera Montes Azules se ubica al este del estado de Chiapas (90° 44' 4,80" y 91° 31' 15,07" Longitud Oeste y 16° 5' 56,42" y 16° 56' 38,38" Latitud Norte), con una superficie de 327.706 ha (figura 1), administrativamente forma parte de los municipios de Ocosingo y Maravilla Tenejapa, la porción sur está delimitada por los ríos Lacantún, Jataté y Lacanjá (INE 2000). El programa de manejo (INE 2000) divide la reserva en cuatro zonas de manejo con actividades específicas, incluyendo el uso del fuego: en las zonas de protección (7 %) y de uso restringido (71 %) no se permite el uso del fuego, ni actividades de aprovechamiento y explotación de los recursos naturales; en complemento, en las zonas de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (22 %) y de uso tradicional (1 %), se permite el uso del fuego en los terrenos agropecuarios (figura 1). La zona de influencia cubre una extensión de 442.635 ha, la cual está representada por una franja de 15 km de amplitud, con excepción de la porción sur, que cubre solo 1,5 km por estar en el borde con la frontera internacional con Guatemala; de forma específica, la zona de influencia no tiene restricciones en el uso del fuego. De esta manera, el área en estudio abarca un total de 770.341 ha, donde la REBIMA representa 42,6 %.

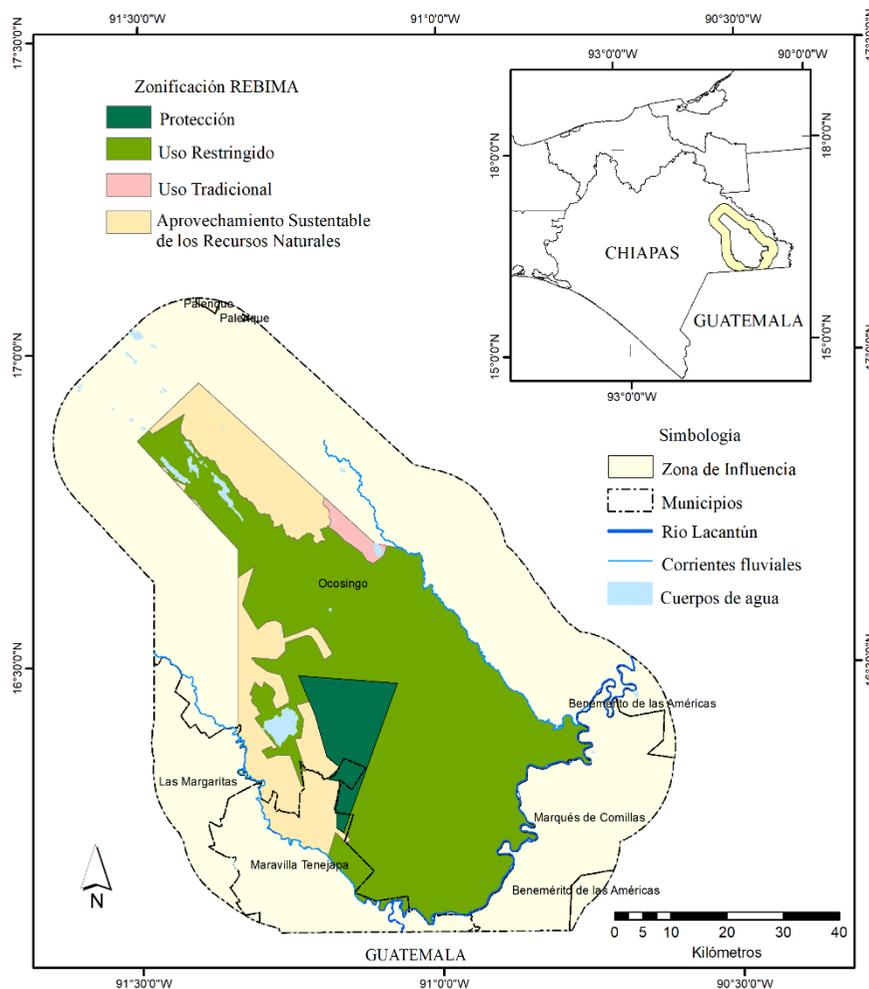


Figura 1. Reserva de las Biosfera Montes Azules (REBIMA) y su zona de influencia.

Montes Azules Biosphere Reserve (REBIMA) and its zone of influence.

Las variaciones topográficas en el área en estudio cubren un gradiente altitudinal entre 200 m y 1.500 m, con relieve de origen cárstico dominado por sierras, lomeríos, cañadas y valles. En la región prevalece un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, la temperatura media anual varía entre 24 y 26 °C, la precipitación anual entre 2.500 y 3.500 mm, representando una de las regiones más húmedas del país. Las condiciones topográficas y climáticas han favorecido el desarrollo de selva alta perennifolia y selva mediana subperennifolia, con algunas porciones de bosque de pino, bosque mesófilo de montaña, sabana y tular (INE 2000); asimismo, destaca la presencia de vegetación secundaria arbórea y arbustiva de selvas y bosques, entremezclados con pastizal inducido y agricultura (INEGI 2013).

La selva alta incluye árboles que alcanzan de 30 a 45 m de altura, cuyas especies típicas son *Terminalia amazonia* (J.F.Gmel.) Exell, *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Brosimum alicastrum* Sw, *Swietenia macrophylla* King, *Pouteria campechiana* (Kunth) Baehni, *Tabebuia guaya-*

can (Seem.) Hemsl., *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. et Planch., *Ficus glabrata* Kunth, *Manilkara zapota* (L.) P. Royen, *Ceiba pentrandra* (L.) Gaertn. y *Pithecellobium arboreum* (L.) Urb. La mayoría de las especies vegetales presentan cortezas delgadas que les impide sobrevivir al fuego; sin embargo, algunas especies arbóreas, arbustivas y herbáceas presentan adaptaciones al fuego logrando recuperarse después de un incendio, ya sea por rebrote o recolonización, tal es el caso de *Metopium brownei* (Jacq.) Urb., *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth, *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. y *M. zapota* También se encuentran algunas palmeras como *Astrocaryum mexicanum* Liebm. ex Mart., *Geonoma oxycarpa* Mart. y *Sabal mexicana* Mart., al igual que el carrizo *Equisetum hyemale* var. *affine* (Engelm.) A.A. Eaton. Por otra parte, el helecho invasor *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn es un poderoso rebrotador, pues cuenta con una amplia red de rizomas. Asimismo, se ha observado que las áreas perturbadas por el fuego pueden ser colonizadas por *Cecropia obtusifolia* Bertol., *Ochroma*

lagopus Sw., Cedrela odorata L. y Swietenia macrophylla King (Rodríguez Trejo 2015).

La vegetación de la reserva, al igual que el resto de la Selva Lacandona, desde la época precolombina hasta la actualidad, ha estado sometida a diversas formas de aprovechamiento y explotación forestal. En la segunda mitad del siglo XX se impulsó la producción agropecuaria y forestal, promovida por la inmigración de población estatal y nacional, lo que ha favorecido el crecimiento de la población y la fragmentación forestal (Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000). En el año 2000, había 64.152 habitantes y 251 localidades, en 2010 se registraron 81.553 habitantes y 271 localidades. En el mismo periodo la REBIMA triplicó la población, pasando de 6.496 habitantes en 2000 a 19.921 en 2010 y las localidades pasaron de 38 a 51 (INEGI 2010).

En las últimas décadas, el fenómeno ENOS ha sido más frecuente e intenso: muy fuerte en 1998, moderado en 2002-2003 y 2009-2010, débil en 2004-2007 (NOAA 2018). La intensidad del ENOS ha sido un factor importante en la ocurrencia de incendios relevantes. Durante 1998, en la REBIMA, los grandes incendios forestales afectaron 10.000 ha (INE 2000); en 2003, se registró otra temporada excepcional con 3.166 ha quemadas (López Portillo 2005).

Recopilación de información. Para conocer la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas se reunieron los registros oficiales de incendios elaborados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la CONAFOR del estado de Chiapas. También fueron descargados los puntos de calor (incendios activos) detectados en imágenes de satélite; la información de 1998 se obtuvo de las imágenes nocturnas AVHRR-NOAA, con resolución espacial de 1,1 km, la correspondiente a 2003 y 2015 fueron descargados del sistema FIRMS (EARTH-DATA 2018a), los cuales se generan a partir de imágenes MODIS Terra/Aqua, con resolución de 1.000 m. De esta manera, se reunieron 1.769 puntos de calor, los cuales fueron organizados en formato vectorial con apoyo de un sistema de información geográfica.

Las imágenes Landsat TM/ETM+/OLI (*Path/Row* 21/48; 21/49 y 20/49) se descargaron con apoyo del Visualizador Global del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS 2018). Se utilizaron 32 imágenes, preferentemente del primer semestre de cada año, en formato Geotiff, corregidas geométrica y radiométricamente (Level-1G), en proyección UTM (*Universal Transverse Mercator*). Las imágenes se calibraron radiométricamente para obtener los valores de reflectancia en la parte superior de la atmósfera (TOA) de las bandas ópticas; así mismo, se construyó una máscara de nubes y cuerpos de agua.

La distribución de la vegetación y uso del suelo, para cada año, se determinó mediante interpretación visual retrospectiva y prospectiva utilizando las imágenes Landsat descargadas previamente, tomando como base la cartografía nacional de vegetación y usos del suelo (serie V),

escala 1:250.000 del año 2013 (INEGI 2013). Las categorías fueron agrupadas en las siguientes clases: bosques, incluyen bosque de pino y bosque mesófilo de montaña; selvas, agrupan selva alta perennifolia y selva mediana subperennifolia; vegetación secundaria, incluye la vegetación arbórea y arbustiva de bosques y selvas; sabana; tular (vegetación ubicada en las orillas de zonas lacustres) y uso agropecuario, que representa los terrenos de cultivo y pastizal inducido.

Detección y delimitación de las áreas quemadas. El análisis de las bandas espectrales sensibles para la detección de áreas quemadas ha resultado útil para el desarrollo de diversos índices, facilitando la delimitación del perímetro, estimación de los niveles de daño, caracterización de la vegetación afectada y análisis del patrón espacial y temporal. Los índices más utilizados para estos fines son el NBR y BAIM (Bastarrika *et al.* 2011), los cuales fueron seleccionados para este estudio, en combinación con interpretación visual comparativa.

Antes de generar los índices de área quemada se realizó una detección visual preliminar con apoyo de compuestos RGB 5 (15,5-17,5 μm); 4 (7,50-9,00 μm); 3 (6,30-6,90 μm) y RGB 7 (20,90-23,50 μm); 4 (7,50-9,00 μm); 3 (6,30-6,90 μm) y sobreponiendo los puntos de calor AVHRR/MODIS en las fechas pre-incendio (enero – febrero), durante la temporada de incendio (marzo – junio) y post-incendio (julio – septiembre). Las áreas quemadas presentarán un color rojo oscuro o morado (figura 2), el cual está asociado a los residuos de carbón y ceniza depositados después de la combustión vegetal (Roy *et al.* 2005). Este proceso fue de gran utilidad para discriminar visualmente la respuesta espectral de las áreas quemadas en los compuestos RGB. La delimitación de algunos polígonos de área quemadas también se realizó para determinar, confirmar y ajustar los umbrales de los índices dNBR y BAIM.

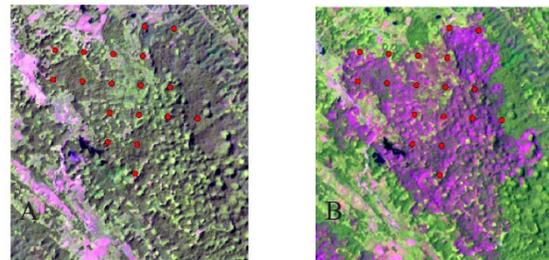


Figura 2. Compuestos de falso color RGB 543 en Landsat TM5: A) pre-incendio 17 de febrero 1998 B) pos-incendio 13 de septiembre de 1998, los círculos en color rojo son puntos de calor identificados en las imágenes AVHRR en mayo del mismo año.

Landsat TM 5 true-color image RGB 543: A) pre-fire 17 February 1998; B) post fire 13 September 1998; red circles represent hot spots extracted from AVHRR, May 1998.

Una primera delimitación de área quemada se realizó con el índice $NBR = \rho_{NIR} - \rho_{SWIR} / \rho_{NIR} + \rho_{SWIR}$, donde ρ = reflectancia, NIR = infrarrojo cercano, SWIR = infrarrojo medio de onda corta. El NBR queda comprendido entre -1 y +1; las áreas quemadas presentan valores negativos dependiendo de la severidad del fuego. Un marcado decremento entre el NBR anterior y posterior a la presencia de incendios facilitó la ubicación y delimitación de áreas quemadas. Tomando esto como referencia, se calculó el $dNBR = (b1 - b2)$, donde: $b1 = NBR$ pre-incendio y $b2 = NBR$ pos-incendio (figura 3). El dNBR cubre un intervalo entre -2 y 2; los valores positivos ($> 0,1$) sugieren una mayor afectación que pueden ser clasificada según la severidad; los valores negativos ($< 0,1$) sugieren que la vegetación ha vuelto a crecer después del incendio; los valores cercanos a cero (-0,1 a 0,1) son considerados no quemados (Key y Benson 2006).

La selección de umbrales dNBR para el área en estudio se realizó sobreponiendo los polígonos de área quemada

delimitados previamente por interpretación visual. El $dNBR > 0,33$ fue considerada un umbral mínimo para delimitar el área quemada. Los productos dNBR se calcularon entre las imágenes disponibles pre-incendio y post-incendio. En situaciones especiales, relacionadas con nubosidad y varios meses después del incendio, el umbral dNBR se incrementó a 0,58 o disminuyó a -0,4. Dependiendo de las escenas disponibles en cada uno de los tres *path/row*, cada año podía contar con dos o más dNBR. Los píxeles detectados como áreas quemadas fueron transformados en polígonos (capas vectoriales) para facilitar la creación de la cartografía anual.

Una segunda delimitación de área quemada se realizó con el índice el $BAIM = 1 / (\rho_{c\ SWIR} - \rho_{SWIR})^2 + (\rho_{c\ NIR} + \rho_{NIR})^2$ donde: $\rho_{c\ SWIR}$ = reflectividad de un punto de convergencia de área quemada (0.5), $\rho_{c\ NIR}$ = reflectividad de un punto de convergencia de área quemada (0.2), ρ = reflectividad en las mismas bandas, NIR = infrarrojo cercano, SWIR = infrarrojo medio de onda corta (Basta-

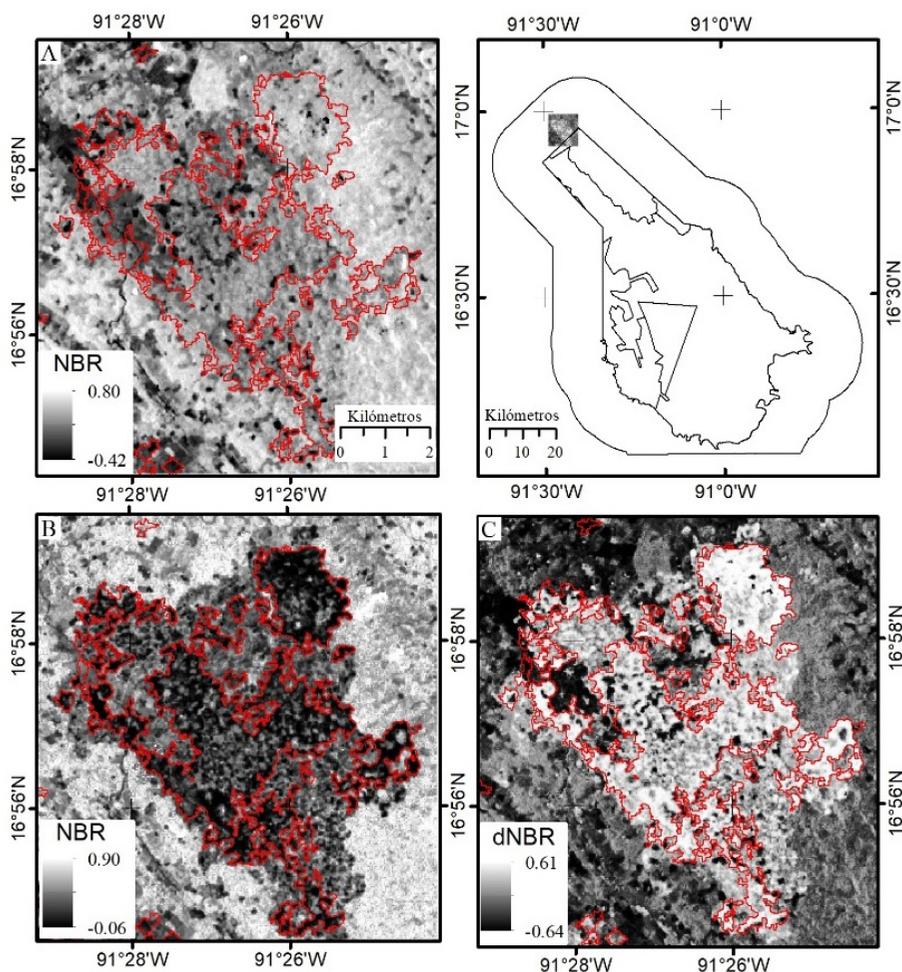


Figura 3. Índices NBR generados con Landsat TM5: A) 24 de mayo de 1998, B) post-incendio 13 de septiembre de 1998, C) índice dNBR calculado con las fechas anteriores. Las líneas en color rojo representan el límite final de área quemada.

NBR indices extracted from Landsat TM5: A) 24 May 1998; B) post-fires 13 September 1998; C) dNBR index calculated with the above-mentioned dates. The red lines represent the final burned area limit.

rika *et al.* 2011). El producto BAIM presentan valores > 1 , cuyos umbrales para detectar las áreas quemadas varían según el tipo de vegetación y las condiciones ambientales; en el área en estudio los umbrales BAIM se ubicaron entre 30 y 60 (figura 4).

El BAIM se generó para todas las imágenes disponibles pre-incendio y pos-incendio de cada año (abril – septiembre). En el periodo en estudio, cada uno de los tres *path/row* incluyó con al menos tres imágenes BAIM. Los píxeles detectados como área quemada fueron transformados en polígonos (capas vectoriales) para facilitar la creación de la cartografía anual.

Cartografía anual de área quemada. La representación espacial de área quemada se generó con las capas vectoriales dNBR y BAIM. Para el año 1998, como primera etapa se unieron todos los vectores disponibles dNBR para las escenas del *path/row* 20/49; lo mismo se hizo para los *path/row* 21/48 y 21/49, después se unieron los resultados dNBR de los tres *path/row*, posteriormente se realizó un recorte de la REBIMA y la zona de influencia. Un proceso similar se siguió para unir todos los vectores BAIM disponibles para los tres *path/row* del mismo año. Al final se unieron las capas vectoriales dNBR y BAIM de 1998, eliminando las superficies < 10 ha. La cartografía correspondiente para 2003 y 2015 siguió el mismo procedimiento. Las áreas quemadas fueron caracterizadas como selva, bosque, sabana, tular, vegetación secundaria y uso agropecuario. Considerando el tamaño de los polígonos, se clasificaron en cuatro clases: 10 – 50 ha, 50 – 100 ha, 100 – 1.000 ha y 1.000 – 3.000 ha.

Validación. Para estimar el grado de confianza de los polígonos de área quemada se eligió el año 2003, el cual se

consideró representativo del periodo en estudio. Para ello, se emplearon imágenes ASTER que han sido utilizadas en este tipo de evaluaciones (Anaya y Chuvieco 2012), cuya resolución espacial (píxeles de 15 m) es mayor que la correspondiente a Landsat (píxeles de 30 m). La adquisición de las imágenes ASTER se realizó por medio del Visualizador EARTHDATA (2018b). Se descargaron tres imágenes, con nubosidad < 70 %, en formato HDF, corregidas geoméricamente (Level L1T), en proyección UTM. Las fechas corresponden al periodo final de la temporada de incendios, dos imágenes del 14 de mayo y una del 15 de junio del 2003, constituyendo materiales excelentes para validar las áreas quemadas detectadas en las imágenes Landsat.

Los polígonos de área quemada en las imágenes ASTER se delimitaron por interpretación visual en compuestos RGB: bandas 1 (5,56 μm), 2 (6,61 μm) y 3 (8,07 μm), donde las áreas afectadas se identificaron en tonos de color morado. La validación se basó en la comparación de los polígonos delimitados en ASTER y Landsat. Para ello, se eligieron 15 áreas de muestreo al azar en las imágenes ASTER, de forma rectangular, superficie variable, con una o más áreas quemada > 10 ha. En cada área de muestreo se registró el número y tamaño de áreas quemadas Landsat, el tipo de vegetación y el número de puntos de calor MODIS. Los polígonos de área quemada delimitados en Landsat se superpusieron en el área de muestreo como un apoyo para delimitar los polígonos correspondientes en la imagen ASTER. Con ayuda de un SIG, se calculó la superficie total de los polígonos Landsat y ASTER, al igual que la superficie coincidente en ambos productos. La información obtenida en las áreas de muestreo se organizó en 15 matrices de confusión para estimar los errores de omisión, los errores de comisión, el coeficiente Kappa.

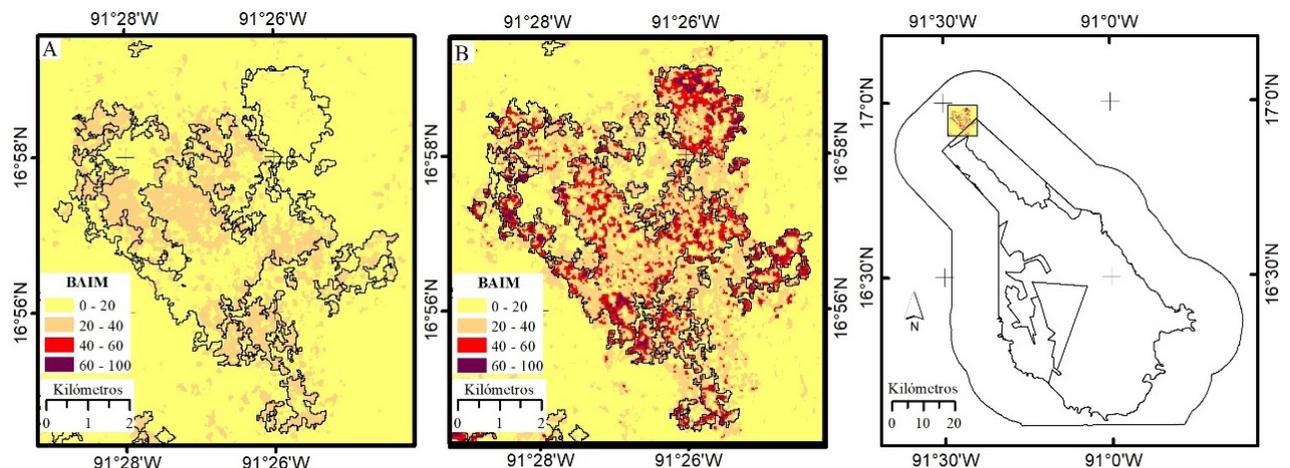


Figura 4. Índices BAIM generados con Landsat TM5: A) 24 de mayo de 1998, B) post-incendios 13 de septiembre de 1998. Las líneas en color negro representan el límite final de área quemada.

BAIMs extracted from Landsat TM5: A) 24 May 1998; B) post-fires 13 September 1998. The black lines represent the final burned area limit.

RESULTADOS

Frecuencia y extensión de las áreas quemadas. Se delimitaron 1.628 polígonos de área quemada que cubren 86.500 hectáreas y representan 11,2 % del área en estudio. El promedio anual de los polígonos fue 543 ± 380 ha, para el caso del área quemada fue de 28.833 ± 28.378 ha. En el año 1998, ambas cifras se ubicaron por arriba del promedio anual; en tanto que, en 2003 y 2015 se situaron por debajo de estos. Asimismo, el año 1998 reunió 7,7 % del total de área quemada, seguido por 2003 con 3,2 % y 2015 con 0,4 %. Considerando la clasificación de los polígonos de área quemada agrupadas según la superficie de afectación, en la clase 10 - 50 ha estuvo presente en los tres años; las clases 50 - 100 ha y 100 - 1.000 ha predominaron en 1998 y 2003; en tanto que, la de mayor extensión 1.000 - 3.000 ha solo estuvo presente en 1998 (figura 5).

Distribución de las áreas quemadas. En los tres años analizados, la REBIMA acumuló 18.023 ha que representan 21 % de la superficie total de área quemada, con un promedio anual de 6.008 ± 6.240 ha; la zona de influencia reunió 68.477 ha (79 %) y promedio anual de 22.826 ± 22.152 ha. En 1998, dentro y fuera de la reserva estuvieron presentes todas las clases de área quemada; en 2003, estuvieron ausentes las áreas mayores de 1.000 ha; en 2015, la zona de influencia incluyó las mismas clases del año anterior, la REBIMA solo exhibió áreas quemadas menores de 50 ha (figuras 6 y 7).

En el periodo en estudio, la distribución anual de las áreas quemadas en las zonas de manejo de la REBIMA fue

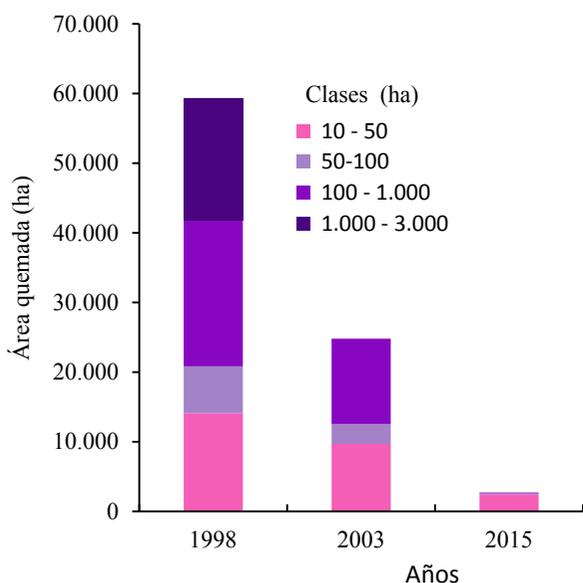


Figura 5. Área quemada anual clasificada por tamaño.

Annual burned area classified by size.

diferente. La zona de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales acumuló 12.086 ha en el periodo en estudio (7.578 ha, 4.074 ha y 435 ha en 1998, 2003 y 2015, respectivamente); la zona de uso restringido concentró 5.555 ha (4.842 ha, 630 ha y 83 ha en cada año), la zona de protección reunió 381 ha (374 ha, 6 ha y 1 ha en cada año), la zona de uso tradicional registró 8 ha quemadas en 1998, ubicándose por debajo de la superficie mínima considerada (10 ha), motivo por el cual no tiene representación cartográfica.

Caracterización de las áreas quemada. En el área en estudio, los terrenos agropecuarios concentraron la mayor superficie de área quemada (47.342 ha), seguidos por la vegetación secundaria (29.401 ha), las selvas (6.617 ha) y los bosques (1.812 ha), cuyos promedios anuales fueron 15.781 ± 13.430 , 9.800 ± 11.402 ha, 2.206 ± 2.510 ha, 604 ± 953 , respectivamente; la sabana y el tular presentaron las menores afectaciones con 850 ha y 478 ha, con promedios anuales de 283 ± 288 y 159 ± 181 , respectivamente. La proporción de área quemada anual, en los diferentes usos de suelo y vegetación, fue menor dentro de la REBIMA que en la zona de influencia (figura 8).

Validación de la detección de las áreas quemadas. Las 15 áreas de muestreo cubrieron una superficie total de 13.997 ha, con superficie promedio de 933 ± 1.035 ha, mismas que incluyeron 46 áreas quemadas en tres clases de tamaño: 38 en la clase 1 (10 - 50 ha), cinco de la clase 2 (50 - 100 ha) y tres de la clase 3 (100 - 1000 ha), las cuales se distribuyeron en diferentes tipos de vegetación: selva (s), vegetación secundaria (vs) y uso agropecuario (agp); además, 11 áreas de muestreo incluyeron entre 1 y 14 puntos de calor MODIS (cuadro 1).

Considerando las 15 matrices de confusión, se estimó que las áreas quemadas detectadas en las imágenes Landsat tienen un coeficiente Kappa promedio de $0,72 \pm 0,1$ con error de omisión promedio de $19,62 \pm 8,64$ y error de comisión promedio de $23,82 \pm 16,72$. El mayor valor Kappa fue 0,86 y el menor 0,55. Los menores errores de omisión (2,66 %) y comisión (1,79 %) se presentaron en selva y vegetación secundaria. El mayor error de omisión (37,96 %) se presentó en terrenos agropecuarios, en tanto que el mayor error de comisión (54,98 %) se presentó en vegetación y selva (cuadro 1).

DISCUSIÓN

En las últimas décadas, las selvas tropicales húmedas del sureste de México han registrado incendios forestales de gran extensión considerándose una amenaza para la conservación de la biodiversidad de las áreas protegidas (Rodríguez Trejo 2015, Román-Cuesta *et al.* 2006). Sus causas se atribuyen a la presencia de fenómenos meteorológicos como el ENOS y la falta de atención de las dependencias gubernamentales (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta 2006). Sin embargo, la delimitación de las áreas

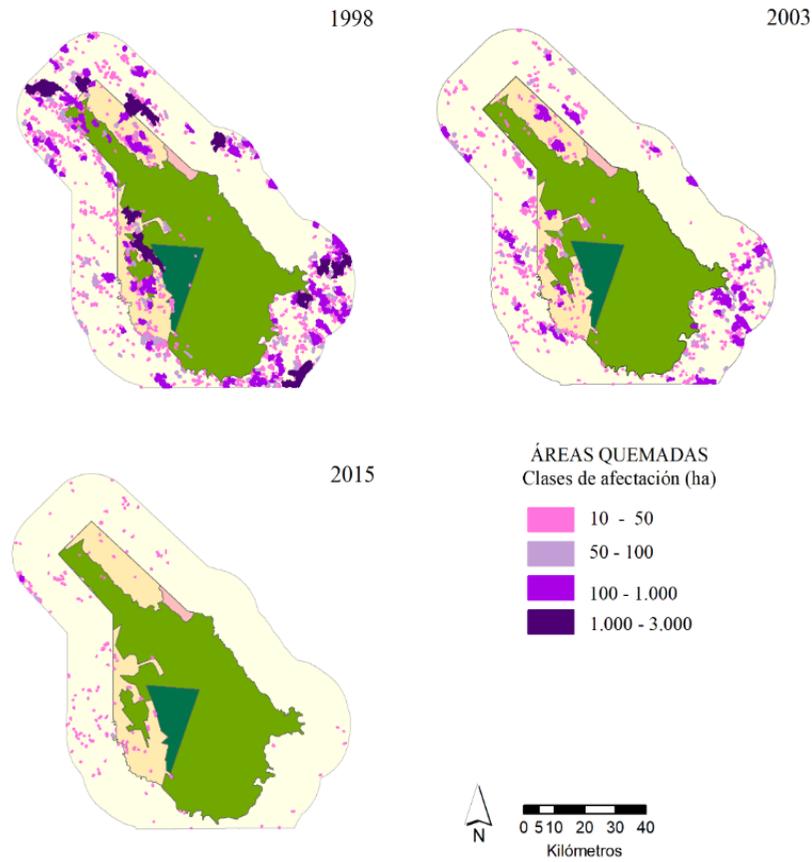


Figura 6. Distribución espacial y temporal de área quemada en la REBIMA y su zona de influencia, clasificada por tamaño.
 Spatial and temporal distribution of burned areas in Montes Azules Biosphere Reserve and its zone of influence, classified by size.

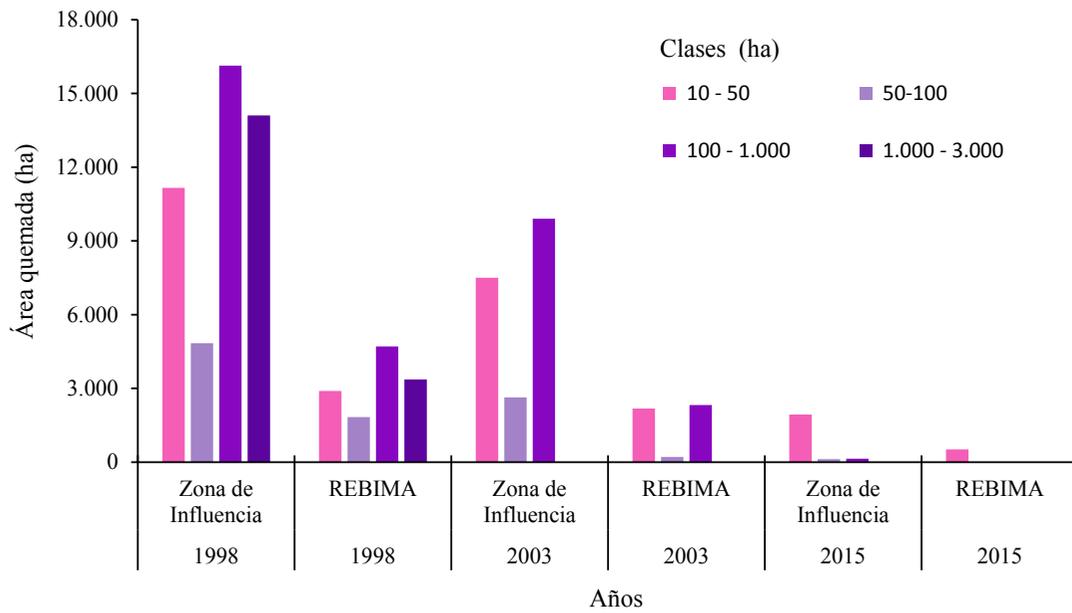


Figura 7. Área quemada anual clasificada por tamaño.
 Annual burned area classified by size.

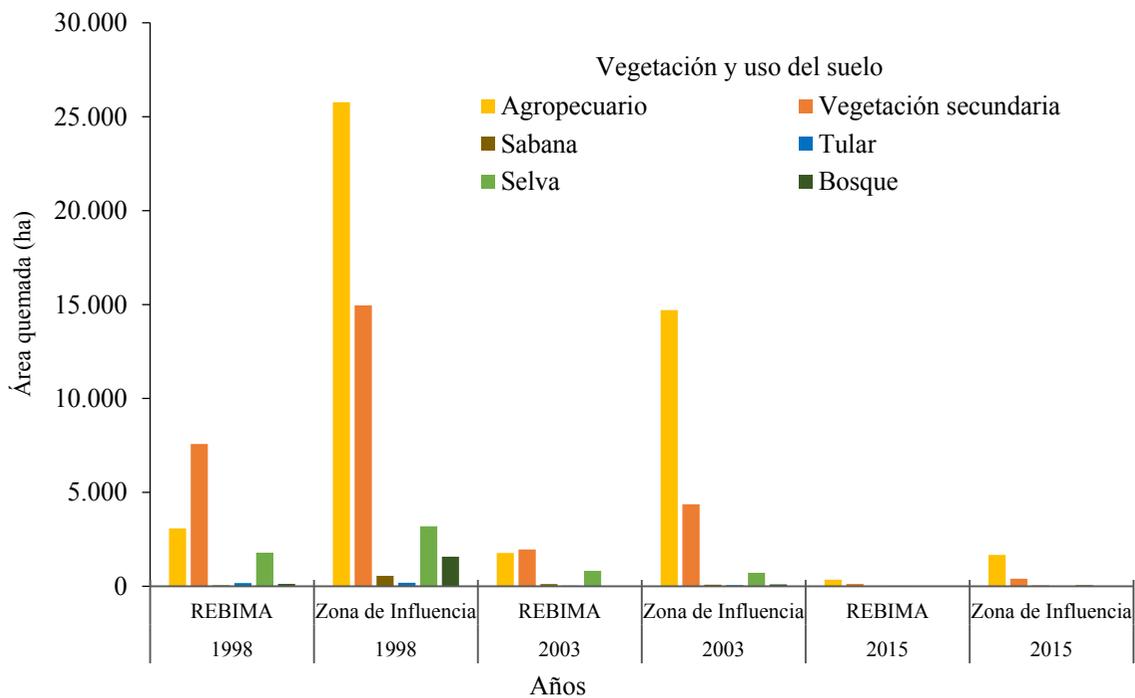


Figura 8. Área quemada anual clasificada por vegetación y uso del suelo.
 Annual burned area classified by vegetation and land cover.

Cuadro 1. Resultados de las áreas de validación seleccionadas en las imágenes ASTER.
 Results of the selected validation areas in the ASTER images.

Superficie (ha)	Imagen Aster (2003)	Número de áreas quemadas ¹			Vegetación y uso del suelo ²	PC ³	Error de omisión %	Error de comisión %	Índice Kappa
		1	2	3					
991	14-may	7			agp	2	19,89	40,55	0,63
816	14-may	3			agp	3	7,40	17,78	0,86
583	14-may	6			agp	0	21,53	24,89	0,75
1.081	14-may	4	1		vs, agp	5	19,99	41,73	0,63
748	14-may	1			vs, s	1	17,53	54,98	0,55
941	14-may	3			agp	0	28,82	16,31	0,75
394	14-may	1	1		agp	0	23,89	6,97	0,78
4.531	14-may	4		2	agp, vs	14	26,58	11,18	0,76
761	14-may	1			s	2	2,66	45,89	0,69
406	14-may	2			agp	2	37,96	36,19	0,56
231	15-jun			1	vs	9	10,91	1,79	0,61
213	15-jun	1			s	0	18,38	7,07	0,86
991	15-jun	2	1		vs	11	20,63	4,07	0,85
879	15-jun	3	1		s, agp	14	23,12	24,64	0,71
433	15-jun		1		vs	3	15,06	23,27	0,76

¹ Áreas quemadas clasificadas por tamaño (ha): 1 (10 - 50), 2 (50 - 100), 3 (100 - 1000).

² s = selva, vs = vegetación secundaria, agp= agropecuario.

³ PC = puntos de calor MODIS.

quemadas utilizando imágenes de satélite y la generación de índices dNBR y BAIM ha puesto en evidencia que, en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y la zona de influencia, durante los años 1998, 2003 y 2015, las áreas quemadas han seguido una tendencia decreciente que se atribuye no solo a la disminución de la intensidad del ENOS, sino también, al efecto positivo de los programas de manejo del fuego, los cuales han sido impulsados por organizaciones internacionales, federales, estatales y ONG (INE 2000, CONANP 2011), propiciado con ello la disminución de las quemas agropecuarias y con ello también los incendios forestales.

La respuesta espectral de la vegetación previa y posterior al incendio pone en evidencia el efecto del fuego en hojas, ramas y troncos quemados, en combinación con la acumulación de ceniza y carbón ocasionados por la combustión de materia orgánica, siendo responsables de la disminución en las longitudes de onda en el infrarrojo medio y el aumento en infrarrojo cercano, cuya variabilidad es registrada en los índices dNBR y BAIM, agilizando la detección y delimitación de áreas quemada (Key y Benson 2006, Bastarrika *et al.* 2011), condición que se confirma en este estudio. EL índice dNBR requiere de dos imágenes, una de pre-incendio y otra de pos-incendio; en tanto que el índice BAIM solo necesita una imagen pos-incendio. La utilización de ambos índices es altamente eficiente en las regiones tropicales húmedas con alta nubosidad, logrando utilizar solo uno ellos. En este contexto, cabe resaltar que la utilización de los puntos de calor FIRMS, derivados de MODIS (Giglio *et al.* 2016), son un apoyo importante durante la detección y la validación de las áreas quemadas. De esta manera, la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas en el área en estudio, utilizando los índices dNBR y BAIM generados con imágenes Landsat, en combinación con los puntos de calor AVHRR y MODIS, confirma que son una alternativa confiable para conocer y analizar la dinámica de los incendios forestales.

Tomando como base los resultados del análisis de validación con imágenes ASTER, la confiabilidad es aceptable, semejante a la reportada por otros usuarios (Anaya y Chuvieco 2012), donde el promedio del valor Kappa presenta una desviación baja (0,10). La variabilidad de los errores de omisión y comisión se atribuyen principalmente a las diferencias entre las fechas de las imágenes Landsat (28 de abril y 7 de mayo de 2003) y ASTER (14 de mayo y 15 de junio de 2003), en combinación con la presencia de nubes en ASTER, donde numerosas áreas quemadas quedaron cubiertas total o parcialmente con nubes.

La diferencia temporal entre las imágenes, con más de 15 días sin información, pone en evidencia que Landsat cubre gran parte de temporada de incendios; sin embargo, la falta de imágenes en mayo impide la delimitación de los incendios y quemas agropecuarias que ocurren al final de dicha temporada. También es importante considerar que en la señal post-incendio en la selva tropical desaparecer en pocas semanas. Debido a ello, los diferentes errores de

omisión y comisión que registran las matrices de confusión guardan una estrecha relación con la señal efímera del fuego. Una alternativa para mejorar la confiabilidad de es utilizar imágenes satelitales con fecha más próxima a las imágenes Landsat.

Como se esperaba, la distribución espacial de la zona quemada es diferente en la REBIMA y la zona de influencia; donde la primera concentra solo una quinta parte de la superficie de afectación en terrenos agropecuarios y vegetación secundaria, siendo mínimas las afectaciones en selvas y bosques. Tales diferencias confirman la eficiencia del programa de manejo en esta área protegida (INE 2000), donde las quemas agropecuarias solo se permiten en la zona de aprovechamiento y uso tradicional, quedando prohibidas en la zona de uso restringido y la zona de protección. El cumplimiento de las normas de manejo se aprecia claramente en la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas (figuras 6, 7 y 8). Con base en esto, se considera que tal situación ha favorecido una mejor conservación de las selvas tropicales en el área protegida; en tanto que, en la zona de influencia prevalece un mayor uso del fuego agropecuario, promovido a mediados del siglo pasado (Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000). La disminución de las áreas quemadas en la REBIMA también se atribuye a las acciones realizadas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales a partir de 2004 para impedir nuevas invasiones de asentamientos irregulares y resolver la reubicación de las existentes fuera del área protegida (De la Maza 2010). Por otra parte, el reciente impulso de los programas de manejo del fuego en las áreas naturales protegidas del sureste constituye un elemento importante para conservar la biodiversidad de las selvas tropicales (CONANP 2011).

Es interesante corroborar que la extensión de las áreas quemadas está relacionada con la severidad del ENOS (NOAA 2018). De esta manera, bajo la influencia del ENOS intenso de 1998, las áreas quemadas en las selvas tropicales húmedas pueden alcanzar extensiones entre 1.000 y 3.000 ha; un ENOS moderado lograr afectaciones entre 100 y 1.000 ha; en tanto que, en ausencia de estos fenómenos, las áreas quemadas no rebasan las 50 ha.

La caracterización de las áreas quemadas en el área en estudio pone en evidencia que las superficies de mayor extensión ocurren preferentemente en vegetación secundaria arbórea y arbustiva derivada de las selvas tropicales húmedas, próximas a los terrenos agropecuarios, dentro y fuera de la reserva. Tal situación sugiere que este tipo de vegetación guarda una estrecha relación con las actividades de roza, tumba y quema, las cuales han propiciado la presencia de especies tolerantes al fuego como *A. mexicanum*, *G. oxycarpa*, *S. mexicana*, *C. obtusifolia*, *O. lagopus* y *P. aquilinum* (Rodríguez Trejo 2015) que son consideradas como indicadores de incendios pasados.

De manera especial cabe resaltar la escasa presencia de áreas quemadas en la selva de la REBIMA, específicamente en las zonas de protección y uso restringido, lo cual con-

firma la baja frecuencia de incendios forestales que caracteriza a esta comunidad vegetal (Cochrane 2003, Bowman *et al.* 2011). Esta situación también sugiere que la selva en esta área protegida presenta buen estado de conservación, con mínima presencia de especies tolerantes al fuego. Así mismo, es evidente que el amplio cauce del río Lacantún (> 60 m) que recorre la reserva en el extremo sur, cumple una función excelente como barrera natural contra fuego, impidiendo que las intensas quemadas agropecuarias de la zona de influencia se propaguen hacia la REBIMA (INE 2000).

Los resultados de este análisis evidencian que la extensión de las áreas quemadas en las regiones tropicales de México es menor a las que ocurren en los bosques templados en el centro y norte del país, cuya superficie varía entre 7.000 y 230.000 ha (Manzo Delgado 2016). Debido a ello, es necesario utilizar y adecuar técnicas de percepción remota e imágenes de satélite acorde a las características ambientales de cada región. Una alternativa para minimizar el problema de las nubes en las regiones tropicales es el uso de datos de radar Sentinel 1 disponibles a partir de 2014 y datos de Sentinel 2 que proporciona imágenes de alta resolución espectral (13 bandas: 10 m, 30 m y 60 m) y temporal (5 días), disponibles a partir 2015 (Donezar-Hoyos *et al.* 2017).

El manejo integral de fuego ha jugado un papel importante en la reducción de incendios forestales constituyendo un apoyo para conservar la biodiversidad de la selva tropical, especialmente en la REBIMA, donde participan dependencias de gobierno y ONG (CONANP 2011). Así mismo, los habitantes de las comunidades locales han incorporado el manejo del fuego en el contexto del desarrollo sustentable (Myers 2006). En la actualidad, las áreas protegidas cuentan con mayor atención para enfrentar los incendios, muy diferente a lo sucedido a finales del siglo pasado, cuando el estado de Chiapas registró la mayor superficie afectada por incendios (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta 2006).

Las cifras estimadas en este estudio se consideran diferentes a los registros oficiales (INE 2000, López Portillo 2005). En 1998, la superficie oficial considera 10.000 ha quemadas de cobertura forestal, en tanto que, las imágenes de satélite estiman 30.183 ha de bosque, selva, vegetación secundaria, sabana y tular; en el 2003, las cifras oficiales reportan 3.166 ha frente a 8.275 ha. Tales diferencias se atribuyen al tipo de vegetación considerada en cada estudio, siendo evidente que CONAFOR se enfoca principalmente en la cobertura de bosque y selva. Estas discrepancias enfatizan la necesidad de combinar ambas técnicas para agilizar y mejorar la representación y caracterización espaciotemporal de las áreas quemadas.

El método y los resultados del presente estudio se consideran semejantes a los realizados en otras áreas protegidas y sus alrededores, tanto de México como en otros países, constituyendo un aporte interesante para impulsar los estudios multitemporal de áreas quemadas con imágenes

Landsat en las regiones tropicales. En México, el estudio elaborado por Jiménez Escudero (2017) en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, Chihuahua. Por otra parte, el estudio realizado por García Sampayo (2019) en el Parque Nacional Iztaccihuatl-Popocatepetl y Zoquiapan y sus alrededores, evaluó el efecto de los incendios en la densidad de la cobertura forestal. Los resultados del presente estudio destacan la importancia de incluir la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas dentro y fuera de las áreas protegidas para evaluar la efectividad de las áreas protegidas en la ocurrencia de incendios.

CONCLUSIONES

Las imágenes Landsat son una alternativa eficiente para analizar la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y una zona de influencia.

La delimitación de las áreas quemadas utilizando los índices NBR y BAIM, permite conocer su frecuencia, extensión, vegetación afectada por el fuego y comprender su dinámica en presencia de fenómenos meteorológicos asociados al ENOS.

Las áreas quemadas menores de 50 ha, son comunes en los diferentes años; mientras que las mayores de 1.000 ha solo ocurren en presencia de ENOS severo. La presencia de extensas áreas quemadas en vegetación secundaria arbórea y arbustiva de la selva tropical húmeda, es una respuesta de las quemadas agropecuarias. La tendencia decreciente de las áreas quemadas entre 1998-2015 confirma su relación con la presencia del ENOS y los programas de manejo del fuego.

La distribución espacial y temporal de las áreas quemadas es diferente en la REBIMA y la zona de influencia; donde la primera concentra solo una quinta parte de la superficie afectada. Tales diferencias confirman que, en la REBIMA el uso restringido del fuego es una estrategia eficiente para disminuir la ocurrencia de incendios forestales severos, constituyendo un papel relevante para la conservación de la biodiversidad de la selva tropical húmeda dentro de las zonas de protección y uso restringido.

Debido a ello, el análisis de la distribución espacial y temporal de las áreas quemadas debe ser un elemento imprescindible en los programas de manejo de las áreas naturales protegidas.

REFERENCIAS

- Anaya JA, E Chuvieco. 2012. Accuracy assessment of burned area products in the Orinoco basin. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 78(1): 53-60. DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.78.1.53>
- Antunes Daldegan G, OA de Carvalho, R Fontes Guimarães, RA Trancoso Gomes, F de Figueiredo Ribeiro, C McManus. 2014. Spatial Patterns of Fire Recurrence Using Remote Sensing and GIS in the Brazilian Savanna: Serra do Tombador Nature Reserve, Brazil. *Remote Sensing* 6 (2014):

- 9873-9894. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs6109873>
- Bastarrica A, E Chuvieco y MP Martín. 2011. Mapping burned area from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment* 115(2011): 1003-1012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.12.005>
- Bowman DMJS, J Balch, P Artaxo, WJ Bond, M Cochrane, CM D'Antonio, R Defries, FH Johnston, JE Keeley, M Krawchuk, C Kull, M Mack, M Morit, S Pyne, CI Roos, AC Scott, NS Sodhi, TW Swetnam, R Whittaker. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography* 38(12): 2223-2236. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
- Cochrane MA. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421(6926): 913-919. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature01437>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal, MX). 2017. Reportes de incendios. Comisión Nacional Forestal. Consultado 22 sep. 2018 Disponible en <http://www.cnf.gob.mx:8090/snf/portal/las-demas/reportes-de-incendios-forestales>
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, MX). 2011. Estrategia y lineamientos de manejo del fuego en áreas naturales protegidas. México D.F. México. CONANP. 36 p. Consultado 22 sep. 2018 Disponible en http://www.camafu.org.mx/wp-content/uploads/2017/12/estrategia_de_manejo_del_fuego_ANP.pdf
- De la Maza J. 2010. Reserva de la Biosfera Montes Azules. In Carabias J, J Sarukhán, J de la Maza, C Galindo eds. Patrimonio natural de México. Cien casos de éxito. México, D.F., México. Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. p. 30-31.
- Díaz-Delgado R, F Lloret, X Pons. 2004. Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain. *Landscape Ecology* 19: 731-745. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0183-1>
- Donezar-Hoyos U, A Larrañaga-Urien, A Tamés-Noriega, C Sánchez-Gil, L Albizua-Huarte, R Ciriza-Labiano, F del Barrio-Arellano. 2017. Applicability of Sentinel-1 and Sentinel-2 images for the detection and delineation of crisis information in the scope of Copernicus EMS services. *Revista de Teledetección* (50): 49-57. DOI: <https://doi.org/10.4995/raet.2017.8896>
- EARTHDATA. 2018a. Fire Information for Resource Management System (FIRMS). Consultado 6 abr. 2018. Disponible en <https://earthdata.nasa.gov/data/near-real-time-data/firms>
- EARTHDATA. 2018b. Earthdata Search. Consultado 6 abr. 2018. Disponible en <http://search.earthdata.nasa.gov>
- Estrada A, R Coates-Estrada. 2003. Las selvas tropicales húmedas de México. Recurso poderoso, pero vulnerable. La ciencia para todos 132. México, D.F., México. Fondo de Cultura Económica. 194 p.
- Flannigan MD, MA Krawchuk, WJ de Groot, BM Wotton, LM Gowman. 2009. Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire* 18: 483-507. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF08187>
- García Sampayo JC. 2019. Teledetección de áreas quemadas asociadas a incendios forestales en la Sierra Nevada, México (1998-2017). Ciudad de México, México. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México. 87 p.
- Giglio L, W Schroeder, CO Justice. 2016. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. *Remote Sensing of Environment* 178(2016): 31-41. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>
- Hudak AT, BH Brockett. 2004. Mapping fire scars in a southern African savanna using Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing* 25(16): 3231-3243. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160310001632666>
- INE (Instituto Nacional de Ecología, MX). 2000. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F., México. 256p. Consultado 22 sep. 2018. Disponible en <http://www.paot.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN29.pdf>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, MX). 2013. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V (capa unión), escala: 1:250000. Edición: 2a. Consultado 22 sep. 2018. Disponible en <http://www.beta.inegi.org.mx/temas/mapas/usosuelo/>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, MX). 2000 y 2010. Censo de población y vivienda. Consultado 22 sep. 2018. Disponible en <http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/ccpv/2010/>
- Jiménez Escudero VM. 2017. Teledetección de superficies quemadas asociadas a incendios forestales entre 2000-2015 en el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca, Chihuahua. Tesis Maestría en Geografía. Ciudad de México, México. Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México. 98 p.
- Key CH, NC Benson. 2006. Landscape assessment: Sampling and analysis methods. In FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Lutes DC, RE Keane, JF Caratti, CH Key, NC Benson, S Sutherland, LH Gangi eds. USDA Rocky Mountain Research Station, General Technical Report 164. (Fort Collins, CO), p. LA1-LA51.
- Liua J, J Heiskanena, EE Maedab, PKE Pellikkaa. 2018. Burned area detection based on Landsat time series in savannas of southern Burkina Faso. *International Journal of Applied Earth Observation Geoinformation* 64 (2018):210-220. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.09.011>
- López Portillo A. 2005. Detección, prevención y manejo del fuego mediante la gestión local y regional de las ANP's de la Región Frontera Sur de la CONANP. Ecobiosfera El Triunfo S.C., Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DQ012. México D. F. Consultado 22 sep. 2018 Disponible en <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfDQ012.pdf>
- Manzo Delgado LL. 2016. Incendios forestales de gran relevancia en México: algoritmos y sensor MODIS para su detección y monitoreo In Moncada Maya JO, A López López eds. Geografía de México. Una reflexión espacial contemporánea. México, D.F. México. Instituto de Geografía-UNAM. p. 310-322.
- Myers RL. 2006. Iniciativa global para el manejo del fuego. Tallahassee, Florida. U.S.A. The Nature Conservancy. 28 p. Consultado 22 sep. 2018 Disponible en https://www.conservationgateway.org/Documents/el_manejo_integral_del_fuego.pdf
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration and National Weather Service, US) 2018. Historical El Niño/ La Niña episodes (1959-presente). Consultado 22 sep. 2018 Disponible en <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/MJO/enso.shtml#history>

- Ochoa Gaona S, M González Espinosa. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20(2000): 17-42. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(99\)00017](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(99)00017)
- Ressl R, G López, I Cruz, RR Colditz, M Schmidt, S Ressler, R Jiménez. 2009. Operational active fire mapping and burnt area identification applicable to Mexican nature protection areas using Modis and NOAA-AVHRR direct readout data. *Remote Sensing of Environment* 113(2009): 1113-1122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.016>
- Rodríguez Trejo DA. 2015. Incendios de vegetación: su ecología, manejo e historia Volúmenes 1 y 2. Guadalajara, Jalisco, México. Printing Arts México. 1705 p.
- Román-Cuesta RM, J Martínez-Vilalta. 2006. Effectiveness of Protected Areas in Mitigating Fire within Their Boundaries: Case Study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 20(4): 1074-1086. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00478.x>
- Rowell A, PF Moore. 2000. Global Review of Forest Fires. Gland, Switzerland. WWF/IUCN. 66p. Consultado 22 sep. 2018. Disponible en <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-047.pdf>
- Roy DP, PGH Frost, CO Justice, T Landmann, JL Le Roux, K Gumbo, S Makungwa, K Dunham, R Du Toit, K. Mhwan-dagara, A. Zacarias, B Tacheba, OP Dube, JMC Pereira, P Mushove, JT Morisette, SK Santana Vannan, D Davies. 2005. The Southern Africa Fire Network (SAFNet) Regional Burned-Area Product-Validation Protocol. *International Journal of Remote Sensing* 26 (19): 4265-4292. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160500113096>
- Schultz MG, A Heil, JJ Hoelzemann, A Spessa, K Thon-icke, JG Goldammer, AC Held, JMC Pereira, M van het Bolscher. 2008. Global wildland fire emissions from 1960 to 2000. *Global Biogeochem* 22: 1-17. DOI: <https://doi.org/10.1029/2007GB003031>
- USGS (United States Geological Survey, US). 2018. Global Visualization Viewer. Consultado 9 feb. 2018. Disponible en <http://glovis.usgs.gov>

Recibido: 12/11/18
Aceptado: 10/01/20

Artificial neural network models for predicting relationships between diameter at breast height and stump diameter: Crimean pine stands at ÇAKÜ Forest

Modelos de redes neuronales artificiales para predecir las relaciones entre el diámetro a la altura del pecho y el diámetro del tocón: pinos de Crimea en el bosque ÇAKÜ

Muammer Şenyurt **, İlker Ercanlı ^a, Alkan Günlü ^a, Ferhat Bolat ^a, Sinan Bulut ^a

* Corresponding author: ^a Çankırı Karatekin University, Faculty of Forestry, Department of Forest Engineering, Çankırı, Turkey, phone +90 3762122757, msenyurt@karatekin.edu.tr, muammer1907@gmail.com, ilkerercanlı@karatekin.edu.tr, alkangunlu18@gmail.com, fbolat@karatekin.edu.tr, sbulut@karatekin.edu.tr

SUMMARY

This study introduces the artificial neural networks (ANN) function to model relationship between diameter at breast height (dbh) and stump diameter and investigates the potential of ANN model to obtain the prediction of dbh. In total, 583 diameters at breast height-stump diameter pairs were measured in 61 plots sampled from Crimean pine [*Pinus nigra* subsp. *pallasiana*] stands in ÇAKÜ Research Forest, Çankırı, Turkey. The network models, including the activation functions of function between input layer and hidden layer and pure-lin function between hidden layer and output layer (A6 alternative) with 12 # neurons, were found to be better predictive with lower error values including SSE (2585.3869), AIC (821.5731), BIC (825.7817), RMSE (2.2831), MSE (5.2125) and higher fitting value, such as R^2_{adj} (0.9372), than those of other prediction methods. The best predictive ANN model resulted in the reductions of SSE, AIC, BIC, RMSE and MSE by 9.8486 %, 5.9018 %, 5.8735 %, 5.0519 % and 9.8486 %, and R^2_{adj} in the increase of 0.7377 % as compared to those by the regression model. This present study has underlined the capability of the ANN model for predicting the relationship between dbh and stump diameter. This novel artificial intelligence technique provides a modeling alternative for forest managers to predict dbh required information for the management of forests.

Key words: stump diameter, diameter at breast height, Artificial Neural Network, Crimean pine.

RESUMEN

Este estudio presenta la función de redes neuronales artificiales (ANN) para modelar la relación entre el diámetro a la altura del pecho (dap) y el diámetro del tocón e investigar el potencial del modelo ANN para obtener la predicción de dap. Se midieron 583 diámetros totales en pares de altura del pecho-diámetro de tocón en 61 parcelas muestreadas de pino de Crimea [*Pinus nigra* subsp. *pallasiana*] del bosque experimental de ÇAKÜ, Çankırı, Turquía. Se encontró que el modelo de red que incluye las funciones de activación de la función entre la capa de entrada y la capa oculta y la función de -lin entre la capa oculta y la capa de salida (alternativa A6) con 12 neuronas # fue mejor predictivo, con valores de error más bajos, incluyendo SSE (2585.3869), AIC (821.5731), BIC (825.7817), RMSE (2.2831), MSE (5.2125) y valores de ajuste más altos, como R^2_{adj} (0.9372), que los de otros métodos de predicción. El mejor modelo predictivo de ANN resultó en la reducción de SSE, AIC, BIC, RMSE y MSE en 9.8486 %, 5.9018 %, 5.8735 %, 5.0519 % y 9.8486 %, y R^2_{adj} con aumento de 0.7377 %, en comparación con los modelos de regresión. Este estudio subraya la capacidad del modelo ANN para predecir la relación entre dap y el diámetro del tocón. Esta novedosa técnica de inteligencia artificial proporciona una alternativa de modelado para que los administradores forestales predigan la información requerida sobre dap para el manejo de los bosques.

Palabras clave: diámetro del muñón, diámetro a la altura del pecho, Red Neural Artificial, pino de Crimea.

INTRODUCTION

The individual diameter at breast height (dbh) is important to forest managers and biometricians for forest inventory, because dbh can be used for obtaining total and merchantable volume, biomass and carbon estimations and developing growth and yield models (Soares and Tomé 2002). The measurements of dbh have lower cost, are less

difficult and more precise than other tree attributes, tree height and crown diameter in forest inventory applications (Avery and Burkhart 2001). In some forest operations such as timber cuttings or unrecorded data from harvested stands, dbh of harvested trees cannot be measured at breast height, 1.3 meter. In these circumstances, the stump diameter, measured at 0.3 m, remains as an indicator of the volume of individual harvested trees (Corral-Rivas *et al.* 2007).

The stump diameter can be merely measured in these forest areas, and the tree volume and other dendrometric tree attributes can be estimated using the stump diameter measurements (Curtis and Arney 1977). Thus, the relationship between dbh and stump diameter can be assessed as an alternative solution to this difficult situation. It is common practice that dbh is first predicted by using the stump diameter, which is directly measured at some trees, and afterwards the tree volume and other tree attributes can be calculated by using this estimated dbh (Parresol 1998).

As a result of the importance of these relations in the forest inventory, many studies with the graphical analysis date back to the 1940s (Rapraeger 1941). From 1960s, the linear regression analysis, based on the ordinary least squares parameter method, was used to model these relationships between dbh and stump diameter (Myers 1963). These linear regression models require some statistical assumptions: independent, normally distributed and homoscedastic residuals and no multicollinearity among variables or no spatial and longitudinal autocorrelations in data. In the relationship between the stump diameter and dbh, it is possible to achieve a nested stochastic data structure (stand and plot), which can cause a lack of independence among diameter measurements with highly correlated data obtained from different sample plots (West *et al.* 1984, Gregoire 1987). It is due to this fact that these relationships between the dbh and the stump diameter measured significantly depend on stand structures, where these stand conditions can be differentiated with site quality, stand density and stand ages. The violation of this assumption including a deficiency of independence among diameter measurements resulted in the correlated errors in model estimations, and the biased estimations of the confidence intervals of these model parameters (Searle *et al.* 1992), and therefore the hypothesis tests and statistical inferences for the developed models, may be invalid (Gregoire 1987).

As an alternative method to solve the autocorrelation problem in these data, Artificial Neural Networks (ANNs), a subset of artificial intelligence, may be a prevailing and operative tool for fitting the relationship between the stump diameter and diameter at breast height without the restrictive assumptions of a particular statistical models. ANNs are a type of artificial intelligence applications inspired from human brain. Thus, ANNs have fitting capability to model compound and nonlinear networks of natural systems without these statistical functions (Atkinson and Tatnall 1997). ANN models have been effectively used in different areas and many circumstances for modeling complex nonlinear relationship. In forestry, some prediction models based on ANNs have been developed to predict tree volume (Özçelik *et al.* 2010), tree taper (Diamantopoulou 2005b), total tree height (Özçelik *et al.* 2013), bark volume (Diamantopoulou 2005a), Biomass prediction (Özçelik *et al.* 2017), basal area and volume increment growth model (Ashraf *et al.* 2013) and diameter distribution (Diamantopoulou *et al.* 2015). Besides all these stu-

dies predicting various tree and stand attributes, there are no studies using ANN models to predict the relationship between the stump diameter and diameter at breast height and comparing this new prediction method with classical linear and nonlinear regression. Thus, the objective of this study is to develop and evaluate ANN models to predict diameter at breast height from stump diameter for Crimean pine [*Pinus nigra* Arnold. subsp. *pallasiana* (Lamb.) Holmboe] stands located in ÇAKÜ Research Forest.

METHODS

Material. The data for this study were obtained from Çankırı Karatekin University (ÇAKÜ) Forest Faculty Research and Application Forest located at the Çankırı Planning Unit, Çankırı Forest Enterprise, Ankara Regional Directorate of Forestry, Turkey (figure 1). The total area is 367 ha (363.5 ha are forest and 3.5 ha are openings in forests). According to the management plan, it consists of Çka-Çkc2-Çkc3-Çkcd1-Çkab3-Çkcb3-ÇkÇsbc3-ÇkÇsab3-ÇkÇsa-BÇk stands [Çk: *Pinus nigra* Çs: *Pinus sylvestris* L, a (0-7,9 cm), b (8-19,9 cm), c (20-35,9 cm), d (36-51,9 cm) Development stages, 1(11-40%), 2(41-70%), 3(71-100%): Crown closure, B: Degraded forest, Çkc3: Crimean pine stand, nature development stage (20-35.9 cm), full coverage. (71-100 %)].

In these Crimean pine stands, 61 sample plots were subjectively selected to represent various stand conditions such as site quality, age and stand density. The size of circular plots ranged from 0.04 to 0.08 ha, depending on stand density to achieve a minimum of 30-40 trees in a sample plot. In each sample plot, individual diameter at breast height (dbh) and stump diameter at 0.3 m stump height were measured to the nearest 0.1 cm with calipers for every living tree with dbh > 4.0 cm. The measurements from living trees without forked and defective broken tops with no obvious evidence of any damages were carried out, and these measurements were included in the statistical analysis in later stages of the study. Thus, 583 dbh-stump diameter pairs were used to develop statistical models. These data were randomly split into two data sets, the model fitting and the validation data set. Of those, about 85 % (497 trees) were used to fit regression model and to train these ANNs models. The remaining 86 trees were reserved for the validations to evaluate these network models. The minimum, maximum, mean and standard deviations for training and validation data were calculated (table 1). Figure 2 presented the relationship between diameter at breast height and stump diameter for training data (A) and validation data (B)

Regression analysis models. To determine the relationship between dbh and stump diameters, the following regression equations are fitted by using dbh /stump diameter pairs:

$$\text{Linear: } d_{1,3} = b_0 + b_1 d_{0,3} \quad [1]$$

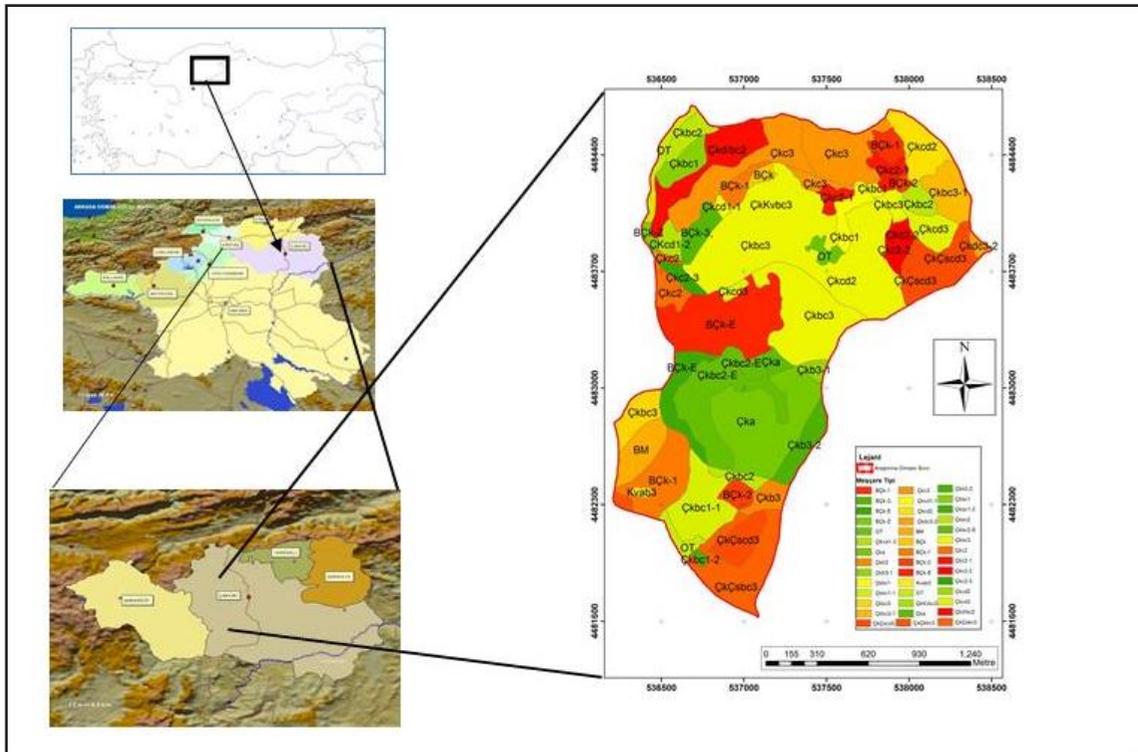


Figure 1. Location of study area.

Ubicación del área de estudio.

Table 1. Summary statistics for sample trees originated from fitting and validation data.

Resumen de estadísticas para los árboles de muestra originadas a partir de datos de ajuste y validación.

	Variables	Min.	Max.	Mean	Std. deviation
Training data	dbh (cm)	9.20	67.00	27.15	9.11
	Stump diameter (cm)	12.30	74.00	33.33	10.10
Validation data	dbh (cm)	9.40	53.50	29.75	11.41
	Stump diameter (cm)	13.00	64.00	36.15	12.78

Quadratic: $d_{1,3} = b_0 + b_1 d_{0,3} + b_2 d_{0,3}^2$ [2]

Logarithmic: $d_{1,3} = b_0 + b_1 \ln d_{0,3}$ [3]

Power: $d_{1,3} = b_0 \cdot b_1^d$ [4]

S: $d_{1,3} = e^{(b_0 + \frac{b_1}{d})}$ [5]

Compound: $d_{1,3} = b_0 \cdot b_1^{d_{0,3}}$ [6]

Inverse: $d_{1,3} = b_0 \cdot (\frac{b_1}{d_{0,3}})$ [7]

Exponential: $d_{1,3} = b_0 \cdot e^{b_1 \cdot d_{0,3}}$ [8]

Growth: $d_{1,3} = e^{(b_0 + b_1 d_{0,3})}$ [9]

Where, $d_{1,3}$: diameter at breast height, $d_{0,3}$: stump diameter, b_0 , b_1 and b_2 are the regression model parameters. Curve Estimation Regression Procedure, available in SPSS version 12.0 (SPSS Institute Inc. 2010), was used to model the relationship between the stump diameter and the diameter at breast height and obtain the parameter predictions of these functions. The estimate of each parameter for variables of these regression models should be statistically significant at 95 % probability level.

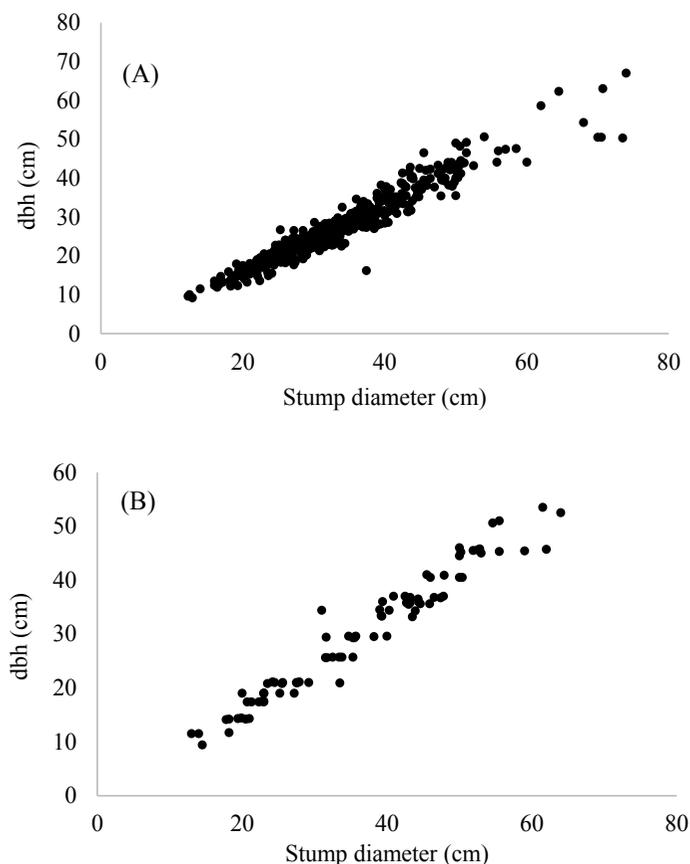


Figure 2. Relationship between diameter at breast height and stump diameter for training data (A) and validation data (B).
 Relación entre el diámetro a la altura del pecho y el diámetro del tocón para los datos de entrenamiento (A) y de validación (B).

Artificial neural network models. As another alternative prediction technique, Artificial Neural Network (ANN), based on the feed forward backprop training algorithm with training function of Levenberg-Marquardt, was used to model the relationship between the stump diameter and the diameter at breast height. In ANN training process, the input variable was the tree stump diameters and the target variable was the tree diameter at breast height, which were measured at sample trees. This network structure can include three layers such as input layer, hidden layer and output layer. Correspondingly, some activation functions with hyperbolic tangent sigmoid (*tan-sig*), logistic sigmoid function (*log-sig*) and linear function (*Pure-lin*) connect the network layers. These network structure parameters have significant effects on fitting performance of neural network. In this study, alternatives including some activation functions in the connection between input, hidden and output layers were compared to decide the best predictive one: (A1) *tan-sig* function between input layer and hidden layer and *tan-sig* function between hidden layer and output layer, (A2) *tan-sig* function between input layer and hidden layer and *log-sig* function between hidden layer and output layer, (A3) *tan-sig* function between input la-

yer and hidden layer and *pure-lin* function between hidden layer and output layer, (A4) *log-sig* function between input layer and hidden layer and *log-sig* function between hidden layer and output layer, (A5) *log-sig* function between input layer and hidden layer and *tan-sig* function between hidden layer and output layer, (A6) *log-sig* function between input layer and hidden layer and *pure-lin* function between hidden layer and output layer, (A7) *pure-lin* function between input layer and hidden layer and *pure-lin* function between hidden layer and output layer, (A8) *pure-lin* function between input layer and hidden layer and *log-sig* function between hidden layer and output layer and (A9) *pure-lin* function between input layer and hidden layer and *tan-sig* function between hidden layer and output layer. In some preliminary analyses for these alternatives, A2, A4 and A8 including *log-sig* function between hidden layer and output layer resulted in non-convergence of ANN models, thus these three alternatives were excluded from the comparisons and evaluations in this study. Another important parameter of the network structure is the number of neurons in hidden layers. Thus, some alternatives for the number of neurons which ranged from 1 to 20; 1, 2, 3,16, 17, 18, 19 and 20 neuron number

were compared to determine the best predictive one in this study. As a result, a total of 120 network alternatives including 20 neuron number and 6 transfer function alternatives (20 X 6 = 120 alternatives) based on the feed forward backprop training algorithm were trained and used to obtain the stump diameter predictions. All these alternatives for training ANN models were carried out using MATLAB-mntool module (MATLAB 2014).

Comparisons of prediction models. These prediction models including the regression models and ANN models were compared based on goodness-of-fit statistics of Sum of Squared Errors (SSE), Akaike's Information Criterion (AIC), Bayesian Information Criterion (BIC), Root Mean Square Error (RMSE), Mean Squared Error (MSE) and Adjusted Coefficient of Determination (R^2_{adj}). Values of SSE, MSE, RMSE, AIC and BIC are desired to be close to 0, while the R^2_{adj} close to 1. The formulas for these statistical values are provided below:

$$MSE = \sum_{i=1}^n \frac{(d_i - \hat{d}_i)^2}{n-p} \quad [10]$$

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(d_i - \hat{d}_i)^2}{n-p}} \quad [11]$$

$$SSE = \sum_{i=1}^n (d_i - \hat{d}_i)^2 \quad [12]$$

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (d_i - \hat{d}_i)^2 (n-1)}{\sum_{i=1}^n (d_i - \bar{d}_i)^2 (n-p)} \quad [13]$$

$$AIC = -2\text{Log}(L) + 2p \quad [14]$$

$$BIC = -2\text{Log}(L) + p\log(n) \quad [15]$$

In the formulae listed above: d_i = calculated dbh; \hat{d}_i = estimated dbh; \bar{d}_i = mean dbh; n = number of data; L = maximum value of the log likelihood function; p = number of parameters within the model.

RESULTS

The values of goodness-of-fit statistics with SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE and R^2_{adj} for the best predictive six Artificial Neural Network models selected from various number of neurons and nine regression equations were given in table 2. For the prediction methods, SSE varied from 2585.3869 to 9415.1578, AIC from 821.5731 to 1463.9186, BIC from 825.7817 to 1468.1272, RMSE from 2.2831 to 4.3569, MSE from 5.2125 to 18.9822, R^2_{adj}

from 0.7712 to 0.9372. Comparing these goodness-of-fit statistics for all prediction methods, the network model --including the activation functions of log-sig function between input layer and hidden layer and pure-lin function between hidden layer and output layer (A6 alternative) with 12 # neurons-- was found to be the best predictive model with lower error values including SSE (2585.3869), AIC (821.5731), BIC (825.7817), RMSE (2.2831), MSE (5.2125) and higher fitting value such as R^2_{adj} (0.9372) than those of other prediction methods. Based on these fit statistics, the ANN models commonly presented better statistics including the lower error statistics (SSE, AIC, BIC, RMSE and MSE) with higher R^2_{adj} than those by these regression models (table 2).

In tables 3 and 4, mean values of these goodness-of-fit statistics for alternatives including different activation functions and the numbers of neurons were presented to evaluate the effect of the type of activation functions and the number of neurons on stump diameter prediction errors from 120 various alternatives. On the basis of these goodness-of-fit statistics, the activation function alternative including pure-lin function between input layer and hidden layer and pure-lin function between hidden layer and output layer, assigned as A7 alternative, has better mean predictive ability with SSE (2888.7948), R^2_{adj} (0.9298), MSE (5.8242), RMSE (2.4133), AIC (876.7145), BIC (880.9231) than with the other ANN alternatives based on different activation functions. For the alternatives including the number of neurons, better error and fitting statistics were obtained by 12 neurons with SSE (2804.5983), R^2_{adj} (0.9318), MSE (5.6544), RMSE (2.3770), AIC (861.2462), BIC (865.4548) than with the other ANN models based on the numbers of neurons.

Figure 3 including the RMSE values visually explicated these evaluations based on the comparisons of various network model alternatives including different activation functions of the numbers of neuron in network architecture. As seen in figure 3, the activation function alternatives including A7 (pure-lin and pure-lin) and A9 (pure-lin and tan-sig) presented monotonous trend according to the change of number of neurons from 1 to 20, however other activation function alternatives including A1, A3, A5 and A6 showed unstable and inconsistent change in accordance with the number of neurons.

Figure 4 presented the plot of residuals against 1-lagged residuals by the quadratic nonlinear regression model (A) and the best predictive network model including the activation functions of log-sig function between input layer and hidden layer and pure-lin function between hidden layer and output layer (A6 alternative) with 12 # neurons (B). This plot verified the improvement on the autocorrelation problem by this best predictive ANN model; thus, the ANN model gave no trends in this lag-1 residuals as a function of diameter-lag-1 residuals and this visual finding emphasized the no-autocorrelation problems for the height predictions by this network model (4B).

In addition to evaluations including fitting abilities of the best predictive ANN model, this ANN model was further evaluated based on the equivalence test procedure (Robinson and Froese 2004, Robinson *et al.* 2005) including validation dataset, 86 trees. This dataset, as independent data, was not used in training this ANN model. The results of the equivalence test including predicted bootstrap b_0 and b_1 limits for simulation data are presented in table 5.

In these ANN models, the null hypotheses of dissimilarity for intercept (b_0) and slope (b_1) parameters were rejected by equivalence tests. The bootstrap intercept (b_0) and slope (b_1) parameters were contained within the equivalent regions, $\bar{y} \pm 10\%$ and $1 \pm 10\%$. Thus, the equivalence tests validated the best ANN models including the alternatives for the activation functions and numbers of neurons to the simulation data set.

Table 2. Fit statistics including SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE and R^2_{adj} for the best predictive ANNs models of the number of neuron alternatives regarding the numbers of transfer functions and regression models.

Ajuste de las estadísticas que incluyen: SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE y R^2_{adj} para los mejores modelos predictivos de ANN del número de alternativas neuronales con respecto al número de funciones de transferencia y modelos de regresión.

Alternatives for the activation function and regression equations	Alternatives for the number of neuron	SSE	AIC	BIC	RMSE	MSE	R^2_{adj}
A1	17	2616.5215	827.5225	831.7311	2.2968	5.2752	0.9364
A3	8	2606.3625	825.5890	829.7976	2.2923	5.2548	0.9367
A5	11	2602.0358	824.7633	828.9719	2.2904	5.2460	0.9368
A6	12	2585.3869	821.5731	825.7817	2.2831	5.2125	0.9372
A7	5	2878.8979	875.0167	879.2253	2.4092	5.8042	0.9300
A9	10	3089.5997	910.1218	914.3304	2.4958	6.2290	0.9249
Linear		2878.6920	874.9811	879.1897	2.4091	5.8038	0.9300
Quadratic		2867.8271	873.1018	877.3104	2.4046	5.7819	0.9303
Logarithmic		4523.2163	1099.5691	1103.7777	3.0198	9.1194	0.8901
Power		2904.3364	879.3890	883.5976	2.4198	5.8555	0.9294
S		5235.4443	1172.2446	1176.4532	3.2489	10.5553	0.8728
Compound		7982.2711	1381.8649	1386.0735	4.0116	16.0933	0.8060
Inverse		9415.1578	1463.9186	1468.1272	4.3569	18.9822	0.7712
Exponential		7982.2711	1381.8649	1386.0735	4.0116	16.0933	0.8060
Growth		7982.2711	1381.8649	1386.0735	4.0116	16.0933	0.8060

Table 3. Average values of the fit statistics, including SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE and R^2_{adj} , for transfer function alternatives.

Valores medios de las estadísticas de ajuste, incluidos SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE y R^2_{adj} , para las alternativas de las funciones de transferencia.

Alternatives of the activation functions	SSE	AIC	BIC	RMSE	MSE	R^2_{adj}
A1	2894.7243	875.8878	880.0964	2.4135	5.8361	0.9297
A3	3016.9312	896.3101	900.5187	2.4638	6.0825	0.9267
A5	3016.7059	894.7089	898.9175	2.4617	6.0821	0.9267
A6	3028.8102	896.3041	900.5127	2.4662	6.1065	0.9264
A7	2888.7948	876.7145	880.9231	2.4133	5.8242	0.9298
A9	3097.0908	911.3240	915.5326	2.4988	6.2441	0.9247

Table 4. Mean values of fit statistics, including SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE and R^2_{adj} , for the alternatives of number of neuron.

Valores medios de las estadísticas de ajuste, incluidos SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE y R^2_{adj} , para las alternativas de número de neuronas.

Alternatives of the number of neurons	SSE	AIC	BIC	RMSE	MSE	R^2_{adj}
1	2900.4352	878.4690	882.6776	2.4179	5.8477	0.9295
2	2902.6738	878.4685	882.6771	2.4183	5.8522	0.9295
3	2971.7293	889.7738	893.9824	2.4465	5.9914	0.9278
4	2885.4616	875.7165	879.9251	2.4114	5.8175	0.9299
5	2885.7076	875.8581	880.0666	2.4116	5.8180	0.9299
6	2903.5711	877.3380	881.5466	2.4171	5.8540	0.9294
7	2987.4870	892.0632	896.2718	2.4525	6.0232	0.9274
8	3018.9227	896.4391	900.6477	2.4644	6.0865	0.9266
9	3030.8153	899.2048	903.4133	2.4702	6.1105	0.9264
10	2839.2825	867.1790	871.3875	2.3914	5.7244	0.9310
11	3029.1835	895.8786	900.0872	2.4657	6.1072	0.9264
12	2804.5983	861.2462	865.4548	2.3770	5.6544	0.9318
13	3072.5311	906.1796	910.3882	2.4874	6.1946	0.9253
14	3199.4652	925.1315	929.3400	2.5368	6.4505	0.9223
15	3283.1450	936.4101	940.6187	2.5676	6.6192	0.9202
16	3119.8375	913.8112	918.0197	2.5065	6.2900	0.9242
17	2881.2027	874.2714	878.4800	2.4088	5.8089	0.9300
18	3014.2092	896.2491	900.4577	2.4632	6.0770	0.9268
19	3158.3249	920.5215	924.7300	2.5227	6.3676	0.9233
20	3130.8565	913.2117	917.4203	2.5080	6.3122	0.9239

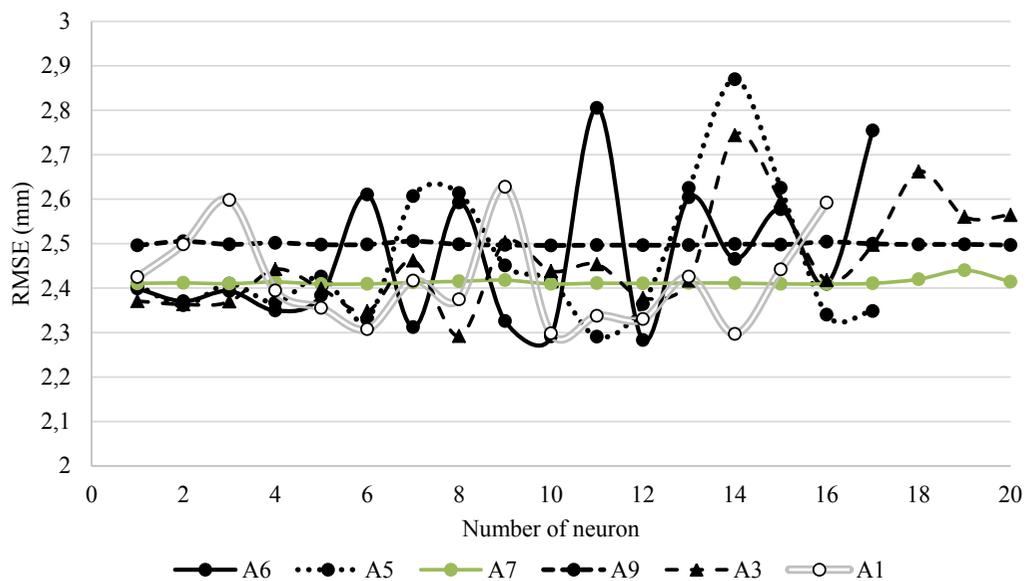


Figure 3. Variation of RMSE of a total of 120 trained ANN models, including transfer functions and number of neurons.

Variación de RMSE de un total de 120 modelos ANN entrenados, que incluyen varias funciones de transferencia y número de neuronas.

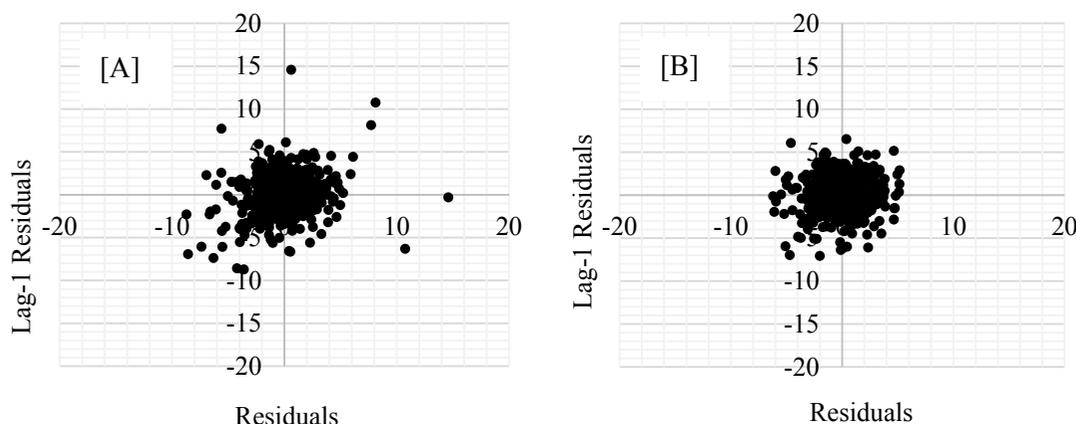


Figure 4. The plot of residuals against 1-lagged residuals obtained from the quadratic nonlinear regression (A) and the best predictive network model (B).

Gráfica de los residuos frente a los residuos rezagados obtenidos de la regresión no lineal cuadrática (A) y el mejor modelo predictivo de red (B).

Table 5. The results of equivalence tests for the ANNs including some alternatives such as the activation functions and the number of neuron.

Resultados de las pruebas de equivalencia para los ANN que incluyen algunas alternativas como las funciones de activación y el número de neuronas.

Alternatives for the activation function	Alternatives for the number of neuron	b_0 limits		Bootstrap b_0 limits			b_1 limits		Bootstrap b_1 limits		
		Lower	Upper	Lower	Upper	H_0 : not Equivalent	Lower	Upper	Lower	Upper	H_0 : not Equivalent
A1	3	25.2835	34.2072	29.2248	30.2895	Rejected	0.8500	1.1500	0.9062	1.0189	Rejected
A3	4	25.2835	34.2072	29.1788	30.3246	Rejected	0.8500	1.1500	0.8634	1.0070	Rejected
A5	5	25.2835	34.2072	29.2060	30.3036	Rejected	0.8500	1.1500	0.9106	1.0239	Rejected
A6	12	25.2835	34.2072	29.1342	30.3032	Rejected	0.8500	1.1500	0.8534	1.0175	Rejected
A7	7	25.2835	34.2072	29.2646	30.3136	Rejected	0.8500	1.1500	0.9522	1.0559	Rejected
A9	8	25.2835	34.2072	29.2117	30.3250	Rejected	0.8500	1.1500	0.9322	1.0477	Rejected

DISCUSSION

In this study, artificial neural network (ANN) modelling technique has been applied based on its ability to discover relationships between diameter at breast height and stump diameter from data without the requirement of statistical assumptions including a deficiency of independence among diameter measurements, also called as autocorrelation problem in these data. To choose the best predictive architecture of ANN models, different alternatives for the numbers of neurons from 1 to 20 and six transfer functions, a total of 120 ANNs models, were trained and evaluated by comparing some fit statistics with SSE, AIC, BIC, RMSE, MSE and R^2_{adj} . Based on these all fit statistics, the ANN models gave better predictive results

with lower values for SSE, AIC, BIC, RMSE and MSE and higher value for R^2_{adj} than those given by nonlinear regression techniques. Especially, the best predictive ANN model based on the network architecture with the activation functions of log-sig function between input layer and hidden layer and pure-lin function between hidden layer and output layer (A6 alternative) with 12 # neurons resulted in the reductions of SSE, AIC, BIC, RMSE and MSE by 9.8486 %, 5.9018 %, 5.8735 %, 5.0519 % and 9.8486 %, and R^2_{adj} in the increase by 0.7377 % as compared to those by the quadratic regression model. Considering these fit statistics by the best predictive ANN model, the improvement in these scores was obtained in limited values ranging from 1 % to 10 %. However, the best predictive results for the best predictive ANN model were confir-

med by the lag-graphics with non-trends in residuals as a function of age-lag residuals, in which indicates better solution to the autocorrelation problem in height predictions than those by nonlinear regression technique. These fitting enhancements with non-autocorrelation problems in dbh predictions offered that the ANNs models should be taken into account and given significance since they are alternatives and novel prediction techniques according to the nonlinear regression techniques. Prominently, these fitting improvements in height predictions suggested that the ANN models can be an alternative to the nonlinear regression techniques, such as NLA and NLME. The results of this study are consistent with those from Hasenauer *et al.* (2001), Diamantopoulou (2005ab), Özçelik *et al.* (2010, 2017), Leite *et al.* (2011), Soares *et al.* (2011), Ashraf *et al.* (2013), Diamantopoulou *et al.* (2015), especially height predictions by Özçelik *et al.* (2013).

The results of ANN models can be further evaluated to decide optimum network architecture from some alternatives of the numbers of different transfer functions and numbers of neuron alternatives. From different transfer functions and numbers of neuron alternatives, the transfer functions have significant effect at the fit statistics for dbh; however, the important trend according to the numbers of neurons was not obtained in fitting ability. Generally, increase in the numbers of neurons resulted in higher error values and lower R^2_{adj} and 15 # neurons gave worst error values for dbh predictions. It may be due to the fact that an increase in the numbers of neurons has negative effect over ability of convergence for the ANN models and it is considered that more simple network models with a small number of neurons can produce better predictive results for dbh. For this relationship between dbh and stump diameter, the log-sig transfer function between input layer and hidden layer and the pure-lin function between hidden layer and output layer (A6 alternative) provide better information for predicting these relations and consequently gave superior predictions for dbh than those of other network structure. For other transfer function alternatives, the network models including various transfer functions should be evaluated by training various tree and forest attributes. It will be an important assessment for choosing the best predictive ANN model from numerous network alternatives.

When literature regarding the modeling of stump diameter-dbh is evaluated, regression models can successfully predict the individual dbh. This study examined whether ANN models, as a new technique, can be considered as an alternative approach to classical regression models to predict dbh. When the results obtained from this study are evaluated, ANN models are relatively more successful than the regression models. While previous studies on ANN models provide results for estimating many single tree and stand characteristics, this study innovatively examined the possibilities of using ANN models for estimating dbh from stump diameter.

This ANN developed in this study is appropriate to forest managers for predicting unmeasured tree diameter at breast height in certain circumstances, *e.g.* illegal timber activities or unrecorded data from harvested stands, and then the volume or biomass estimation of these cut trees can be carried out by using the predicted dbh for these studied stands. Thus, the volume or biomass for these lost trees can be calculated by using their predicted dbh. These ANN models may be an important tool to calculate lost biomass by illegal forest cutting in forest management planning and forest inventory studies. This present study has emphasized the ability of ANN models for predicting the relationship between dbh and stump diameter. These ANN models may represent an important tool in forest management planning and biomass evaluations of these studied stands located in Turkey.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the Çankırı Karatekin University Project Department (CAKU-BAP), Project No: OF090316B05.

REFERENCES

- Ashraf M I, Z Zhao, C P-A Bourque, DA MacLean, F-R Meng. 2013. Integrating biophysical controls in forest growth and yield predictions with artificial intelligence technology. *Canadian Journal of Forest Research* 43(12): 1162-1171. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0090>
- Atkinson PM, AR Tatnall. 1997. Introduction: neural networks in remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 18(4): 699-709. DOI: <https://doi.org/10.1080/014311697218700>
- Avery T E, H E Burkhart. 2001. Forest measurements. 5th ed. Boston, USA. McGraw Hill. 456 p.
- Corral-Rivas JJ, M Barrio-Anta, AA Aguirre-Calderón, U Diéguez-Aranda. 2007. Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pine species in El Salto Durango (Mexico). *Forestry* 80(1):29-40. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/cpl048>
- Curtis RO, JD Arney. 1977. Estimating D.B.H. from stump diameters in second- growth Douglas-fir. Portland, USA. USDA-Forest Service Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Note PNW-29730-33. 7 p.
- Diamantopoulou M J. 2005a. Artificial neural networks as an alternative tool in pine bark volume estimation. *Computers and Electronics in Agriculture* 48(3): 235-244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2005.04.002>
- Diamantopoulou MJ, 2005b. Predicting fir trees stem diameters using artificial neural network models. *Southern African Forestry Journal* 205(1): 39-44. DOI: <https://doi.org/10.2989/10295920509505236>
- Diamantopoulou MJ, R Özçelik, F Crecente-Campo, Ü Eler. 2015. Estimation of Weibull function parameters for modelling tree diameter distribution using least squares and artificial neural networks methods. *Biosystems Engineering* 133:33-45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2015.02.013>

- Gregoire TG. 1987. Generalized error structure for forestry yield models. *Forest Science* 33:423-444. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/33.2.423>
- Hasenauer H, D Merkl, M Weingartner. 2001. Estimating tree mortality of Norway spruce stands with neural networks. *Advances in Environmental Research* 5(4): 405-414. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(01\)00092-2](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(01)00092-2)
- Leite HG, MLM da Silva, DHB Binoti, L Fardin, FH Takizawa. 2011. Estimation of inside-bark diameter and heartwood diameter for *Tectona grandis* Linn. trees using artificial neural networks. *European Journal of Forest Research* 130:263-269. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0427-7>
- Matlab and Statistics Toolbox Release. 2014. The MathWorks, Inc. Natick, Massachusetts, United States.
- Myers CA. 1963. Estimating volumes and diameters at breast height from stump diameters, Southwestern Ponderosa pine. USDA Forest Service Research Note RM-9 Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 2 p.
- Özçelik R, MJ Diamantopoulou, JR Brooks, HVWiant. 2010. Estimating tree bole volume using artificial neural network models for four species in Turkey. *Journal of Environmental Management* 91(3): 742-753. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.10.002>
- Özçelik R, MJ Diamantopoulou, F Crecente-Campo, U Eler. 2013. Estimating Crimean juniper tree height using nonlinear regression and artificial neural network models. *Forest Ecology and Management* 306: 52-60. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.009>
- Özçelik R, MJ Diamantopoulou, M Eker, N Gürlevik. 2017. Artificial Neural Network Models: An Alternative Approach for Reliable Aboveground Pine Tree Biomass Prediction. *Forest Science* 63(3): 291-302. DOI: <https://doi.org/10.5849/FS-16-006>
- Parresol BR. 1998. Prediction and error of baldcypress stem volume from stump diameter. *Southern Journal of Applied Forestry* 22(2): 69-73. DOI: <https://doi.org/10.1093/sjaf/22.2.69>
- Rapraeger EF. 1941. Determining tree dbh from stump measurements. USDA Forest Service Northern Rocky Forest and Range Experiment Station, Research Note No. 18. 8 p.
- Robinson AP, RE Froese. 2004. Model validation using equivalence tests. *Ecological Modelling* 176(3-4): 349-358. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.013>
- Robinson AP, RA Duursma, JDA Marshall. 2005. A Regression-based equivalence test for model validation: shifting the burden of proof. *Tree Physiology* 25: 903-913. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/25.7.903>
- Searle SR, G Casella, CE Mc Culloch. 1992. Variance components. USA. John Wiley. 1992.
- Soares P, MA Tome. 2002. A tree crown ratio prediction equation for eucalypt plantations. *Annals of Forest Science* 58(2): 193-202. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:2001118>
- Soares FAA, EL Flôres, CD Cabacinha, GA Carrijo, ACP Veiga. 2011. Recursive diameter prediction and volume calculation of eucalyptus trees using Multilayer Perceptron Networks. *Computers and Electronics in Agriculture* 78(1): 19-27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2011.05.008>
- SPSS Institute Inc. 2010. SPSS Base 12.0 user's guide. Chicago, USA.SPSS.
- West PW, DA Ratkowsky, AW Davis. 1984. Problems of hypothesis testing of regressions with multiple measurements from individual sampling units. *Forest Ecology and Management* 7(3): 207-224. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(84\)90068-9](https://doi.org/10.1016/0378-1127(84)90068-9)

Recibido: 25/09/19
Aceptado: 20/01/20

Revegetación de suelo arenizado con *Butia lallemantii* en el suroeste del estado de Rio Grande do Sul, Brasil

Revegetation of sandblasted soil with *Butia lallemantii* in the southwestern state of Rio Grande do Sul, Brazil

Luciana Pinto Paim ^{a*}, Eduarda Demari Avrella ^a, Elisete Maria de Freitas ^b, Claudimar Sidnei Fior ^a

*Autor de correspondencia: ^a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Departamento de Horticultura e Silvicultura, Avenida Bento Gonçalves, 7712, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil, tel.: +55 051 996885515, lucianappaim@bol.com.br

^b Universidade do Vale do Taquari, Programa de Pós-graduação em Sistemas Ambientais Sustentáveis, Programa de Pós-graduação em Biotecnologia, Lajeado, Rio Grande do Sul, Brasil.

SUMMARY

Butia lallemantii is endemic from sandy soils in the state of Rio Grande do Sul (RS). Sandblasted soils stand out for fragile characteristics of low fertility, water availability and intense sand displacement. However, studies on planting techniques, use of fertilizers and alternative products that may favor the establishment of plants in these soils are lacking. Therefore, the objective of the study was to evaluate the survival and leaf appearance of the *B. lallemantii* plants established by the revegetation method in sandy soil, with the increase of mineral fertilizer and hydroretentor polymer, as well as monitoring the movement of sand particles. The plants were collected in Alegrete / RS, classified in stipe diameter and kept in substrate (soil, animal waste and rice husk, 1:1:1) for eight months. In field plantation, the doses of NPK and hydrogel were randomly placed between five graded rules in the soil, for periodic sand displacement readings. Survival, appearance of live leaves and sand displacement were evaluated monthly, with a randomized block design (100 seedlings/block). Results showed higher survival and presence of living leaves in the plants of block one, and average displacement of sand in the spring period. Therefore, plants of larger stipe diameter class show higher potential for survival and larger number of live leaves, in addition, sand displacement mainly happens during spring.

Key words: Pampa biome, sand displacement, recovery, fragile soils.

RESUMEN

Butia lallemantii es endémica proveniente de suelos arenosos y arenizados en el estado de Rio Grande do Sul (RS). Los suelos arenizados se destacan por características frágiles de baja fertilidad, disponibilidad de agua y por intenso desplazamiento de arena. Sin embargo, faltan estudios acerca de técnicas de plantación, uso de fertilizantes y productos alternativos que pueden favorecer el establecimiento de plantas en estos suelos. Por lo tanto, el objetivo del estudio fue evaluar la supervivencia y el aspecto foliar de las plantas de *B. lallemantii* establecidas por el método de revegetación en el suelo arenizado, con el incremento de fertilizante mineral y polímero hidrorretentor, así como monitorear el desplazamiento de partículas de arena. Las plantas fueron recolectadas en Alegrete/RS, clasificadas de diámetro del estípide y se mantuvieron en sustrato (suelo, residuos animales y cáscara de arroz, 1:1:1), durante ocho meses. En plantación de campo, las dosis de NPK e hidrogel fueron colocadas aleatoriamente entre cinco reglas graduadas en el suelo, para lecturas periódicas de desplazamiento de arena. La supervivencia, la apariencia de hojas vivas y el desplazamiento de la arena se evaluaron mensualmente, con diseño en bloques al azar (100 plántulas/bloque). Los resultados mostraron una mayor supervivencia y presencia de hojas vivas en las plantas de bloque uno, y un desplazamiento promedio de arena en el período de primavera. Por lo tanto, las plantas de mayor clase de diámetro del estípide pose en alto potencial de supervivencia y de hojas vivas, además, la temporada de primavera mayor desplazamiento de arena.

Palabras clave: bioma Pampa, desplazamiento de arena, recuperación, suelos frágiles.

INTRODUCCIÓN

En Rio Grande do Sul (RS), el bioma Pampa engloba más de la mitad del estado del Sur (Boldrini *et al.* 2010), abarcando el 63 % del territorio e innumerables áreas para

el desarrollo de ganadería extensiva (Pillar *et al.* 2009). Al suroeste del estado del RS, se evidencia un paisaje con suelos de textura arenosa, derivados de formaciones areníticas denominadas Formaciones Guará y Botucatu, siendo locales caracterizados como fenómeno de arenización

(Trindade *et al.* 2008, Vieira y Verdum 2015). Estas áreas son intensificadas por acciones antrópicas (como superpastoreo) y prácticas agrícolas, bien como por sus factores edafoclimáticos de la región, como suelo arenizado, lluvias y vientos acentuados, los cuales actúan de forma erosiva en el transporte de sedimentos sobre la superficie vulnerable del suelo arenizado (Binda y Verdum 2015, Rovedder y Eltz 2008a).

Estos lugares son conocidos regionalmente como arenales, presentando pérdida de la cobertura vegetal por la intensa acción de procesos erosivos hídricos y eólicos, sobretodo el eólico, cuyo desplazamiento de partículas de arena ocasiona efecto abrasivo y soterramiento de las plantas, consecuentemente, exposición del suelo arenoso (Rovedder y Eltz 2008b, Rovedder *et al.* 2010). Estos suelos recientes (Entisol: Quartzipsamments) pocos profundos golpeados por el proceso de arenización presentan pH ácido, con exceso de aluminio y escasez de fósforo y potasio, siendo que la precariedad del fósforo en esos suelos resultará en disminución de procesos energéticos del metabolismo vegetal, limitando el crecimiento vegetativo, la floración y la formación de las plantas (Suertegaray 2011, Suertegaray y Oliveira 2014).

En la recuperación de áreas degradadas, el método de revegetación del suelo es una importante técnica cuyo objetivo promueve el retorno de las condiciones deseables al ambiente, mediante el uso de especies con características de acelerado y eficiente desarrollo en áreas fragilizadas (Rovedder *et al.* 2010, Schneider *et al.* 2014). En este contexto, la especie de *Butia lallemantii* Deble *et* Marchiori presenta características relevantes para la recuperación de esas áreas dañadas, debido su ocurrencia natural y exclusiva en campos de suelos arenosos y en las elevaciones areníticas de diversos municipios del suroeste del RS (Soares *et al.* 2014). Además, la fructificación de esta especie ocurre por todo el año y citan como características morfológicas de esos individuos, el porte bajo, las pinas estrechas, además de la presencia de estípites cespitosos (Soares *et al.* 2014). El hábito cespitoso de esa palmera, formando un grupo, permite la separación de plantas como forma de propagación, cuando presentan condiciones vigorosas (Paim y Paim 2016).

Algunos recursos utilizados en plantíos comerciales de especies hortícolas y forestales han ayudado en el establecimiento de plantas, principalmente en regiones donde el estrés hídrico ocurre en la época de plantación. En el caso de los hidroretentor, es necesario tener en cuenta que el uso de polímeros sintéticos derivados del petróleo, con propiedades físico-químicas de absorber agua y nutrientes solubles, los cuales se liberan conforme la disminución del potencial hídrico del ambiente, así como del hidrogel (Bernardi *et al.* 2012). En la mayoría de los casos, el hidrogel actúa como un polímero hidrofílico superabsorbente, aumentando el volumen de retención de agua, tanto en suelos y en sustratos (Vieira y Pauletto 2009). De este modo, la aplicación de polímeros hidroretentores en la plantación

de plantas puede favorecer el estado nutricional de las plantas, con períodos prolongados de disponibilidad de solución de nutrientes, reducción del proceso de lixiviación en el suelo, capacidad de cambio de cationes del polímero y de taponamiento del suelo pH (Bernardi *et al.* 2012).

Otro factor importante es el empleo de la fertilización, el cual está directamente asociado a la calidad de las plantas, pues ejerce una influencia notable en el sistema radicular y en el estado nutricional de las plantas, principalmente en el caso de especies nativas que aún es poco conocido (Tucci *et al.* 2009, Rodrigues *et al.* 2010). La restricción de nutrientes ha sido uno de los aspectos responsables por la pérdida de plantas y altas mortalidades de las plantas en el momento de la plantación a campo, ya que los niveles nutricionales tienen gran interferencia en la calidad de las plantas y en el desarrollo del campo, especialmente los elementos esenciales como nitrógeno, fósforo y potasio (Tucci *et al.* 2009).

A base de esto, en el suroeste de RS, los suelos afectados por el fenómeno de arenización presentan áreas improductivas para el cultivo agrícola y la expansión del ganado, siendo prácticas características del desarrollo económico de esta región. Por lo tanto, es imprescindible realizar estudios centrados en el manejo de técnicas eficientes para la revegetación de estos suelos arenizados, a fin de reducir los efectos negativos de su baja fertilidad y retención de agua, así como los procesos de erosión hídrica y eólica, para beneficiar la supervivencia de las especies en estos lugares. De ese modo, este estudio tiene como hipótesis que la incorporación de las técnicas que utilizan fertilizantes minerales y el polímero hidroretentor pueden favorecer el establecimiento y la supervivencia de las plantas de *B. lallemantii* en suelos arenizados desprovistos de esta especie. El objetivo principal de este trabajo es estudiar la supervivencia y el aspecto foliar de las plantas de *B. lallemantii*, que fueran establecidas por el método de revegetación en un suelo arenizado desprovisto de esta especie, mediante el uso de fertilizantes minerales NPK (5-30-15) y polímero de hidroretentor (hidrogel), así como monitorear el desplazamiento de partículas de arena en áreas adyacentes a individuos de *B. lallemantii*.

MÉTODOS

Caracterización del área de estudio. El presente estudio fue realizado en la propiedad rural Duas Guias, la cual está situada en el municipio de Alegrete/RS (29°47'48" S, 55°24'20" W), con aproximadamente 94 ha, presentando actualmente, aproximadamente a 19 ha alcanzados por el proceso de arenización. El área experimental fue instalada en el área arenizada, con tamaño de 0,5 ha y declive en torno al 3 %, siendo aislada con valla electrificada para impedir el acceso de animales herbívoros de la propiedad. El clima de la región se caracteriza como subtropical medianamente húmedo a húmedo, con lluvias anuales de 1.500 a 1.800 mm, bien distribuidas durante el período de

90 a 120 días lluviosos, durante todo el año. La temperatura media anual evidencia variación entre 17 a 20 °C, siendo que la temperatura media del mes más frío oscila entre 11 a 14 °C y la del mes más caliente varía entre 23 a 26 °C (Rossato 2011).

Establecimiento de las plantas de B. lallemantii en el área de estudio. Las plantas de *B. lallemantii* (figura 1) fueron recolectadas en ambiente de campo nativo bajo intensa disponibilidad de luz, en el periodo de mayo de 2015, en la Hacienda Tres Nascentes, ubicada en Alegrete/RS (29°53'16" S, 55°22'54" W) a unos 10 kilómetros del área de estudio. Las plantas se obtuvieron agrupando seis grupos de plantas con un diámetro medio de 1,0 m cada uno, contabilizando, en promedio, 65 plantas de raíces desnudas en cada grupo de plantas, las cuales estaban situadas en una población con densidad media de 40 grupos por hectárea. El procedimiento de recolección fue conforme al método de Paim y Paim (2016), el cual se realizó la remoción del suelo cuidadosamente a una distancia de 30 a 50 cm alrededor de los grupos de plantas, con uso de utensilios adecuados (palas de corte y azadas), con el fin de evitar daños a las plantas. Las raíces y hojas de todas las plantas fueron podadas, dejando cerca de 5 cm de longitud de las raíces y 25 cm de longitud de la parte aérea desde el estípite. Después de la separación y recuento de los individuos obtenidos en cada grupo de plantas y de acuerdo con el número total de plantas, las mismas fueron clasificadas en tres clases de diámetro del estípite - CDE (pequeñas - CDE 1: menores de 4,2 cm; medianas - CDE 2: 4,21 a 6,4 cm, grandes - CDE 3: 6,41 a más de 9 cm).

Después del procedimiento de poda y clasificación, las plantas de *B. lallemantii* se mantuvieron durante ocho meses en macetas de polietileno negro con capacidad de dos litros, llenadas con sustrato compuesto por la mezcla

de suelo arenizado (Neossolo Quartzarênico definido taxonómicamente como Entisol: Quartzipsamments), estiércol bovino, cáscara arroz *in natura* y gris de cáscara de arroz (1:1:1:1, v/v). Las plantas se mantuvieron en la propiedad cercana al área experimental, bajo la condición de sombreado de otros árboles en el periodo de la mañana e insolaración directa por la tarde, con dos irrigaciones semanales.

En el momento de la plantación, en diciembre de 2015, se aplicaron cinco dosis de abono granulado (formulación NPK 5-30-15) en cantidades de 0, 30, 60, 90 y 120 g por plantín. De este modo, 20 plantas de cada clase de diámetro del estípite fueron abonadas con una de las cinco dosis de NPK. En todas las plantas se realizó aplicación de 40 g de calcáreo dolomítico (PRNT 65 %), en superficie acerca de 10 cm de las plantas. Se aplicó calcáreo para ser una fuente de corrección de pH, ya que se consideran suelos ácidos. Además, se eligió una distancia de 10 cm, porque las plantas fueron podadas, es decir, su proyección de dosel era menor o igual a 10 cm. El espaciamiento utilizado fue de 2 x 1 m, por cuenta de la ausencia de informaciones sobre el espaciamiento correcto para la especie en estudio.

En el área experimental, las plantas fueron organizadas en tres bloques con 200 m² cada uno, en los cuales se trasplantaron 100 plantas en cada bloque, totalizando 300 plantas. En el bloque tres fueron trasplantadas las mayores plantas - CDE 3, en el bloque dos las medianas - CDE 2 y en el bloque uno las pequeñas - CDE 1. Las plantas se sistematizaron de acuerdo con la incidencia de vientos en el área, es decir, las plantas con el mayor diámetro del estípite se organizaron en el lugar con mayor acción del viento y las plantas con el menor diámetro del estípite, en el lugar con la menor acción del viento. Así, el tamaño de las plantas (circunferencia del diámetro del estípite) fue el factor de bloqueo.

En el proceso de plantación de las plantas, se realizó la apertura de cuevas de 50 x 30 cm, siendo el plantín cubier-



Figura 1. Población de plantas de *Butia lallemantii* a campo (A) y plantas individuales después de la recolección (B).

Population of *Butia lallemantii* plants in the field (A) and individual molts after harvesting (B).

ta con suelo hasta la altura del cuello (figura 2A). La disposición del hidrogel se dio por la mezcla del mismo al suelo utilizado en contacto con las raíces, mediante las dosis de 0 y 5 g por plantín (figura 2B). La aplicación del abono y del calcáreo se hizo en dos pequeñas cuevas, a unos 10 cm de distancia de cada plantín, siendo el calcáreo de un lado y el abono de otro (figura 2C). Después de la plantación, cada plantín fue irrigada con un litro de agua (figura 2D). En el curso del experimento, la irrigación de las plantas se sucedió de acuerdo con el régimen pluviométrico de la región, con mayor periodicidad en las estaciones de primavera-verano, ocurriendo en la primavera, especialmente los meses de febrero a marzo, con un promedio de 152 mm, y en el verano, los meses de octubre a noviembre, con un promedio de 188,5 mm de lluvia, de acuerdo con Estación Meteorológica Cooperativa CAAL ubicada en el municipio de Alegrete-RS (CAAL 2015 y 2016).

Monitoreo del desplazamiento de arena en el área del estudio. La actividad intensiva de procesos erosivos en el área de estudio arenizada, principalmente, la constante movilidad de partículas de arena por la erosión eólica, justificó el monitoreo del movimiento de arena entre las plantas *B. lallemantii* y en entorno de los bloques. De esta forma, se sistematizaron cinco reglas de 110 cm de altura cada, en sus bloques, las cuales fueron introducidas en el

suelo arenizado hasta los 60 cm, para que sean realizadas las lecturas periódicas del nivel del suelo en relación al inicio del experimento (figura 3).

Las variables analizadas fueron: la supervivencia, el aspecto foliar (número de hojas vivas por plantín) y alteración del nivel del suelo en función del desplazamiento de partículas de arena. Se consideraron sobrevivientes aquellas en las que el proceso de erosión eólica no ocasionó su completa remoción del suelo, ya que las plantas fuera del hoyo se consideraron muertas. El aspecto foliar fue evaluado visualmente, según la fisonomía de las plantas, siendo que las plantas con hojas verdes fueron consideradas con presencia de hojas vivas (PHV) y las plantas sin ninguna hoja verde fueron aquellas con ausencia de hojas vivas (AHV).

Análisis estadístico. El diseño experimental utilizado fue el de bloques aleatorizados, en los cuales el primer factor correspondió a las cinco dosis del abono mineral (0, 30, 60, 90 y 120 g por plantín) y el segundo factor las dosis del producto, hidrogel (0 y 5 g por plantín). Las plantas fueron sistematizadas en tres bloques, admitidos como factor de bloqueo el tamaño de las plantas (circunferencia del diámetro del estípite).

En el presente estudio, los resultados obtenidos se sometieron a la prueba de normalidad de Bartlett y, después



Figura 2. Plantación de las plantas de *Butia lallemantii* en área arenizada de estudio, por medio de los procedimientos de apertura de cuevas (A), aplicación de hidrogel (B), plantación (C), colocación de abono mineral (D), irrigación con un litro de agua (E).

Plantation of the wheels of *Butia lallemantii* in the sandstone area under study, through the procedures of opening caves (A), application of hydrogel (B), planting (C), placement of mineral fertilizer (D), irrigation with one liter of water (E).

de cumplir con los supuestos del análisis de varianza, se sometieron a ANOVA y la comparación de medias por la prueba DMS (diferencia mínima significativa) al nivel de probabilidad del 5 % de error, con la ayuda del *software* Costat 6.4.

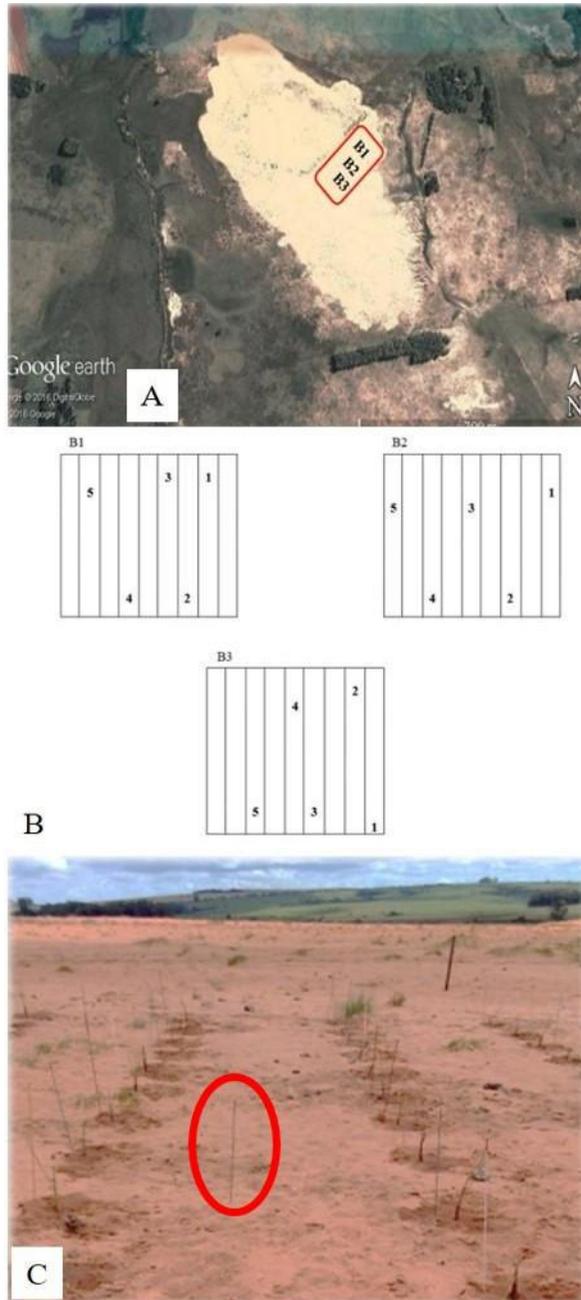


Figura 3. Posicionamiento de los bloques en el área experimental arenizada (A), distribución de las reglas en cada bloque (B) y demostración de reglas entre las plantas de *Butia lallemantii* a campo (C).

Positioning of the blocks in the experimental sandblasting area (A), distribution of the rules in each block (B) and the demonstration of the rules between the molts of *Butia lallemantii* on field (C).

RESULTADOS

El análisis estadístico no mostró diferencia significativa entre los niveles de cada factor (dosis de fertilización y de hidrogel), tampoco interacción entre ellos, sin embargo, hubo significancia entre los bloques para las variables presencia de hojas vivas y supervivencia de las plantas (cuadro 1). Las medias de estas variables fueron superiores en el bloque uno, con 39 y 97 %, respectivamente, siendo ese bloque el que presentaba las plantas más vigorosas y con mayor diámetro del estípite (cuadro 2).

Cuadro 1. Análisis de varianza para las variables presencia de hojas vivas (PHV), ausencia de hojas vivas (AHV) y supervivencia (SUP) de plantas de *Butia lallemantii* al final de 300 días, de acuerdo con tres bloques de diámetros de estípite (BDE), el uso del hidrogel y cinco dosis de fertilización química.

Analysis of variance for the variables presence of living leaves (PLL), absence of living leaves (ALL) and survival (SUR) of *Butia lallemantii* molts at the end of 300 days, according to the three blocks of diameters of stipe (BDS), the use of hydrogel and five doses of chemical fertilization.

Factor	Valor P		
	PHV (%)	AHV (%)	SUP (%)
Hidrogel	0,101 ^{ns}	0,518 ^{ns}	0,052 ^{ns}
Fertilización	0,813 ^{ns}	0,215 ^{ns}	0,641 ^{ns}
Interacción	0,693 ^{ns}	0,555 ^{ns}	0,841 ^{ns}
BDE	< 0,001	0,123 ^{ns}	< 0,001
CV (%)	89	34	26

^{ns} no significativo para el 5 % de probabilidad de error; CV = coeficiente de variación.

Cuadro 2. Porcentaje promedio de presencia de hojas vivas (PHV) y de supervivencia (SUP) de plantas de *Butia lallemantii* al final de 300 días, de acuerdo con los tres bloques de diámetros de estípite (BDE 1: menores de 4,2 cm; BDE 2: 4,21 a 6,4 cm e BDE 3: 6,41 a más de 9 cm).

Average data of the percentage of presence of living leaves (PLL) and survival (SUR) of the molts of *Butia lallemantii* at the end of 300 days, according to the three blocks of diameter of stipe (BDS 1: under 4.2 cm; BDS 2: 4.21 to 6.4 cm and BDS 3: 6.41 to less than 9 cm).

BDE	PHV (%)	SUP (%)
1	39 a	97 a
2	10 b	76 b
3	3 b	56 c
CV (%)	89,01	25,5

CV = coeficiente de variación. En la columna, las medias seguidas por las mismas letras no difieren entre sí, por la prueba del DMS (5 %).

La intensidad del desplazamiento de partículas de arena fue en promedio de dos a cuatro centímetros en el área de estudio, alcanzando especialmente el bloque uno. Además, no hubo diferencia significativa para el desplazamiento medio de arena en las cuatro estaciones del año, evidenciando apenas el desplazamiento alto ocurrió en el periodo de primavera (figura 4). En el primer bloque se observó un mayor desplazamiento de partículas de arena, especialmente en los meses que cubren la estación de primavera, con una media de aproximadamente cuatro centímetros de cambio de la capa de arena (figura 4).

En el bloque dos también sufrió desplazamiento de partículas de arena durante el periodo de la estación de primavera, en comparación con los demás, alcanzando un valor máximo de 2,5 cm de altura. En comparación con los bloques uno y dos, en el bloque tres se observaron resultados similares en el área a lo largo de las cuatro estaciones (figura 4). En ese bloque, el desplazamiento de arena fue subiendo al inicio del otoño.

DISCUSIÓN

Establecimiento de las plantas de Butia lallemantii en el área de estudio. El tallo de las palmeras, denominado estípite, puede presentar en su composición fibras, proteínas y polisacáridos (celulosa), los cuales propiciarán su forma y la presencia de material nutritivo. De esta forma, la acumulación de reservas en la base del estípite es de extrema importancia, pues actuaría en la conducción de agua y nutrientes para toda la planta, además, conforme Nair (2010) tiene la función de permitir mayor estabilidad contra la acción de vientos fuerte. En las palmeras con hábito de estípite cespitoso, como *B. lallemantii*, se forman plantas por la emisión de perfiles, con los cuales garantizan

una mayor sostenibilidad y reserva de nutrientes para el desarrollo de las plantas (Nair 2010, Soares *et al.* 2014). En ese sentido, palmeras compuestas por estructuras de estípite cespitoso y de mayor diámetro demuestran alta relevancia para el buen desarrollo de las plantas, y consecuentemente supervivencia. Así como Paim y Paim (2016) verificaron elevada supervivencia de plantas de *B. lallemantii* trasplantadas a local en proceso de arenización, cuando utilizaron plantas con mayor tamaño de diámetro del estípite.

La restauración ecológica tiene como objetivo restaurar los procesos ecológicos perdidos de los ambientes degradados, y puede ser a través de la reintroducción de especies nativas, combinadas con técnicas de manejo, para permitir condiciones adecuadas de adaptación y perpetuación futura de las plantas. El uso del hidrogel en proyectos de restauración es de gran relevancia, pues de acuerdo con Cámara *et al.* (2011) son productos que presentan propiedades de retener y poner a disposición agua y nutrientes para las plantas por periodos prolongados. Los polímeros hidroretentores se incorporan en los sustratos en producción de plantas por disponer de agua y nutrientes lentamente para las plantas y minimizan los efectos de periodos caracterizados por alto calor en la fase de implantación de las plantas, favoreciendo el desarrollo en lugares más áridos (Cámara *et al.* 2011, Bernardi *et al.* 2012). Sin embargo, en el presente estudio, el análisis de varianza no evidenció resultados significativos del hidrogel para las variables de supervivencia y presencia de hojas vivas.

Posiblemente, la no influencia del hidrogel se explique por ser una especie nativa que se encuentra conspicuamente en campos arenosos y en las elevaciones areníticas de algunos municipios de la región oeste y suroeste del RS (Soares *et al.* 2014). En ese sentido, *B. lallemantii* presen-

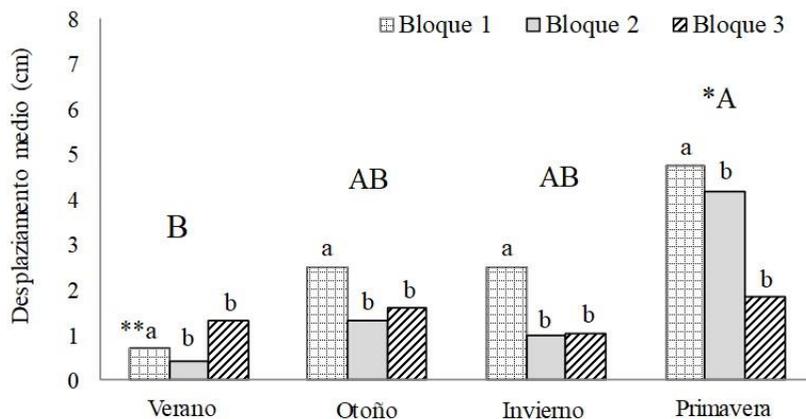


Figura 4. Cambio en el nivel del suelo debido al desplazamiento medio de arena (cm) en área arenizada en los bloques uno, dos y tres, de acuerdo con las estaciones del año (* medias de las estaciones del año seguidas de letras iguales mayúsculas y ** las medias seguidas de letras minúsculas entre los bloques dentro de cada estación, no difieren entre sí por la prueba Duncan 5 %).

Change in soil level due to average displacement of sand (cm) in a sandstone area in blocks one, two and three, according to the seasons of the year (*averages of the seasons of the year followed by equal capital letters and **the means followed by lowercase letters between the blocks within each station, do not differ from each other by the Duncan 5 % test).

ta características singulares de adaptabilidad y rusticidad que son favorables en el restablecimiento de la cobertura vegetal de locales arenizados. Según Suertegaray (2011) y König *et al.* (2014), los arenales se caracterizan como áreas de suelo expuesto, con baja disponibilidad hídrica y escasez de nutrientes, así como un reducido grado de agregación de partículas, en el que su constante movilidad dificulta la fijación de especies vegetales.

Las plantas de *B. lallemantii* transplantadas para los bloques dos y tres demostraron comportamiento análogo entre ellas, en función del reducido porte de diámetro del estípite de las plantas, las cuales presentaban baja fuente de reservas nutricionales y capacidad para tolerar la acción de procesos erosivos (eólicos y agua). Además, la acción del agente erosivo hídrico puede haber sido perjudicial para la conservación de las hojas vivas en estas plantas, ya que hubo restricción de los efectos de las dosis de fertilización química y del hidrogel. Este resultado puede estar relacionado con la ubicación del área de estudio y la mínima cobertura vegetal, las cuales propicien negativamente la elevada incidencia de vientos y lluvia (impactos de las gotas).

La introducción de plantas en suelos de textura arenosa presenta obstáculos, pues de acuerdo con König *et al.* (2014) en estas situaciones hay baja capacidad de retención de agua y restricción de la cantidad de nutrientes (materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico), especialmente en gran parte de los locales arenosos del bioma Pampa. En cuanto a los locales arenizados estos aspectos se vuelven alarmantes, pues conforme Freitas *et al.* (2009) son suelos con bajísimo contenido de materia orgánica (0,1 a 0,7 %) y arcilla (6 a 12 %), dando mínima resistencia a los agentes erosivos y, principalmente, baja capacidad de retención de nutrientes y almacenamiento de agua. Los mismos autores rectifican la fragilidad del sustrato de esas áreas y sus sedimentos poco consolidados, como verificados en el municipio de São Francisco de Assis/RS, cuyas características de menor saturación de bases, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica y contenido de nutrientes dificultaron el desarrollo de especies, resultando en plantas con mayor sensibilidad a los efectos de lixiviación.

Las dosis de fertilizante mineral utilizadas en este estudio no favorecieron la calidad visual de las palmas de *B. lallemantii*, lo que puede haber ocurrido debido al corto período de evaluación, asociado con el lento desarrollo de la especie. En la mayoría de los casos, el uso de fertilizantes químicos en el cultivo de palmeras no ha mostrado respuestas significativas en su desarrollo, como se puede ver en estudios con las especies de *Rhapis excelsa* (Thunb.) A. Henry ex Rehder] (Luz *et al.* 2011) y *Phoenix roebelenii* O'Brien (Wanderley *et al.* 2012).

La práctica de fertilización asociada a técnicas de manejo puede posibilitar condiciones de cultivo más adecuadas, de acuerdo con Bernardi *et al.* (2012), que favorecen el desarrollo de las plantas, acelerando el crecimiento y las exigencias nutricionales. En este contexto, se destaca

la importancia de trabajos que involucran conocimientos técnicos y fisiológicos sobre la eficacia del hidrogel asociado a la fertilización en la producción de especies nativas (Mews *et al.* 2015), especialmente aquellas con potencial para el restablecimiento de áreas degradadas.

Monitoreo del desplazamiento de arena en el área del estudio. La elevada intensidad en el desplazamiento de partículas de arena durante el período de primavera, puede haber sido en función de la declividad en torno del 3 %, lo que evidencia un relieve plano a suave ondulado, con predominio de los vientos de noreste a suroeste, alcanzando principalmente el bloque 1, el cual se sitúa cerca del borde del arenal al inicio del área de estudio. Rovedder y Eltz (2008b) todavía resaltan que, el mayor desplazamiento sobre las áreas arenizadas ocurre sobre los meses de primavera-verano, que corresponden a los meses de mayor velocidad de los vientos en la región.

El bloque 1 se localiza en la región inicial del campo de arena y del área de estudio, siendo propenso la mayor incidencia de erosión eólica, de esa forma, en ese bloque se establecieron las plantas de *B. lallemantii* con mayor diámetro de estípite. El hecho de que la mayor supervivencia de las plantas haya sido observada en ese bloque, aun habiendo ocurrido la erosión eólica más intensa entre ellos, permite inferir que estas plantas presentan porte y condición de desarrollo más indicada para esa práctica. Soares *et al.* (2014) mencionan que el *B. lallemantii* presenta adaptabilidad a ambientes del tipo campestre y de áreas abiertas soleadas, las cuales están compuestas por suelos arenosos pobres en nutrientes y disponibilidad de agua.

En las áreas afectadas por el fenómeno de arenización ocurren procesos de retrabajo de los sedimentos areníticos debido a la elevada intensidad de los eventos erosivos hídrico y eólico, los cuales exponen esos suelos y perjudican la permanencia de especies vegetales (Rovedder *et al.* 2010, Suertegaray 2011). La erosión eólica dificulta el crecimiento y puede propiciar incluso la muerte de plantas, especialmente de porte herbáceo, pues ocasiona un efecto abrasivo de las partículas de arena en desplazamiento sobre las plantas, exponen las raíces por la supresión del suelo y ocurre el soterramiento en la fase de la deposición de las partículas (Rovedder y Eltz 2008b).

Rovedder y Eltz (2008a) observaron en área experimental compuesta por suelo arenizado que en los meses de primavera-verano hubo elevada intensidad de vientos, a pesar del empleo de plantas de cobertura como la *Avena strigosa* Schreb. y *Lupinus albescens* Hook. et Arn. El aumento de la dinámica y evolución de los arenales ocurre por el proceso de desplazamiento de partículas de arena en las capas superficiales del suelo por las erosiones eólica e hídrica, las cuales perjudican el establecimiento de especie vegetales sobre los Neosolos Quartzarénicos Órticos y manchas arenosas (Suertegaray y Oliveira 2014).

En este contexto, la especie de *B. lallemantii* solo se describió en 2006 como una planta endémica del bioma de

Pampa en el estado de RS (Deble y Marchiori 2006). Merece destacarse por su potencial, desde la reconstitución de las áreas afectadas por el proceso de arenización hasta la explotación de sus frutos y hojas (alimentos y productos artesanales). Por lo tanto, el uso de especies nativas del sitio a recuperar se convierte en una buena alternativa para acelerar el proceso de restauración de áreas degradadas y el mantenimiento de la biodiversidad ambiental. De acuerdo con Schneider *et al.* (2014), este tipo de planta presenta una gran rusticidad y agresividad para competir con otras especies y proteger el suelo rápidamente.

Por lo tanto, es extremadamente importante alentar estudios científicos que aborden el uso de tecnologías asociadas con el régimen de prácticas fitotécnicas (fertilización mineral y/u orgánica, alternativas de riego, manejo de plantas, materiales biodegradables, entre otros), con el objetivo de favorecer el establecimiento y la longevidad de las especies de palmeras nativas en áreas afectadas por el fenómeno de arenización en el suroeste de RS.

CONCLUSIONES

El establecimiento de plantas de *Butia lallemantii* por el método de revegetación en suelo arenizado no requiere el uso de fertilizantes minerales y polímeros hidroretentores, de acuerdo con las condiciones del estudio.

Sin embargo, las plantas de *B. lallemantii* con un diámetro del estípite mayor a 6,4 cm deben usarse para favorecer la supervivencia y la presencia de hojas vivas en las plantas de campo.

Además, el desplazamiento de partículas de arena en áreas adyacentes a individuos de *B. lallemantii* es mayor los meses de primavera.

AGRADECIMIENTOS

Capes (Coordinación de Perfeccionamiento de Personal de Nivel Superior), CNPq (Consejo de Desarrollo Científico y Tecnológico) y la FAPERGS (Fundación de Amparo a la Investigación del Estado de Rio Grande do Sul) que contribuyeron al desarrollo del trabajo.

REFERENCIAS

Bernardi MR, M Sperotto Junior, O Daniel, ACT Vitorino. 2012. Crescimento de mudas de *Corymbia citriodora* em função do uso de hidrogel e adubação. *Revista Cerne* 18(1): 67-74. DOI: [10.1590/S0104-77602012000100009](https://doi.org/10.1590/S0104-77602012000100009)

Binda ALB, R Verdum. 2015. Reflexões interpretativas sobre as manchas de areia do sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil: da desertificação à arenização. *Boletim Goiano de Geografia* 35 (2): 273-288. DOI: <https://doi.org/10.5216/bgg.v35i2.37431>

Boldrini II, PMA Ferreira, BO Andrade, AA Schneider, RB Setubal, R Trevisan, EM Freitas. 2010. Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica. Brasil, Porto Alegre. Editora Pallotti. 64 p.

Cámara GR, EF Reis, GL Araujo, MM Cazotti, JD Junior. 2011. Avaliação do desenvolvimento do cafeeiro conilon robusta tropical mediante uso de polímeros hidroretentores e diferentes turnos de rega. *Enciclopédia Biosfera* 7 (13): 135-146.

Deble LP, JNC Marchiori. 2006. *Butia lallemantii* uma nova Arecaceae do Brasil. *Balduinia* (9): 1- 3.

CAAL (Cooperativa Agroindustrial Alegrete, BR). 2015-2016. Registro de precipitação, da Estação Meteorológica Cooperativa Agroindustrial Alegrete Ltda., BR 290 – Km 587, 2014. Disponible: <http://www.caal.com.br/previsao-tempo/registro-de-chuvas>

Freitas EM, II Boldrini, SC Müller, R Verdum. 2009. Florística e fitossociologia da vegetação de um campo sujeito à arenização no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botânica Brasileira* 23(2): 414-426. DOI: [10.1590/S0102-33062009000200013](https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000200013)

König F, CEP Gonçalves, AR Aguiar, AC Silva. 2014. Bioma Pampa: Interações entre micro-organismos e espécies vegetais nativas. *Revista de Ciências Agrárias* 37(1): 3-9.

Luz PB, PDO Paiva, AR Tavares, S Kanashiro, FFA Aguiar. 2011. Efeito de diferentes substratos e adubação fosfatada no crescimento de mudas de *Rhapis excelsa* (Thunb.) A. Henry ex Rehder (Palmeira-ráfia). *Revista Brasileira de Horticultura Ornamental* 17 (1): 37-42. DOI: <https://doi.org/10.14295/rbho.v17i1.715>

Mews CL, JRL Sousa, GTOS Azevedo, AM Souza. 2015. Efeito do Hidrogel e Ureia na produção de mudas de *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos. *Floresta e Ambiente* 22(1): 107-116. DOI: [10.1590/2179-8087.080814](https://doi.org/10.1590/2179-8087.080814)

Nair KPP. 2010. The agronomy and economy of important three crops of the developing world. Estados Unidos, San Diego. Elsevier Science & Technology Books. 351 p.

Paim LP, MP Paim. 2016. Uso de mudas de *Butia lallemantii* (Deble & Marchiori) para recuperar áreas degradadas por arenização no município de Alegrete-RS. *Revista Congrega* 13: 984-994.

Pillar VDP, SC Muller, ZMS Castilhos, AV Jacques. 2009. Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasil, Brasília. Ministério do Meio Ambiente. 403 p.

Rodrigues ET, PAM Leal, E Costa, TS Paula, VA Gomes. 2010. Produção de mudas de tomateiro em diferentes substratos e recipientes em ambiente protegido. *Horticultura Brasileira* 28: 483-488. DOI: [10.1590/S0102-05362010000400018](https://doi.org/10.1590/S0102-05362010000400018)

Rossato MS. 2011. Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia. Tesis Geógrafo. Porto Alegre, Brasil. Faculdade de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 253 p.

Rovedder AP, FLF Eltz. 2008a. Desenvolvimento do *Pinus elliottii* e do *Eucalyptus tereticornis* consorciado com plantas de cobertura, em solos degradados por arenização. *Ciência Rural* 8 (1): 84-89. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000100014>

Rovedder AP, FLF Eltz. 2008b. Revegetação com plantas de cobertura em solos arenizados sob erosão eólica no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32 (1): 315-321. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000100029>

Rovedder APM, Eltz FLF, Drescher MS, Dorneles FO, Schenato RB. 2010. Espaçamento entre linhas e densidade de semeadura em revegetação com espécie de tremoço visando à recuperação de solo degradado. *Ciência Rural*

- 40(9): 1955-1960. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782010005000135>
- Schneider PR, LEG Elesbão, PSP Schneider, RV Longhi. 2014. Crescimento em volume de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda* em áreas arenizadas e degradadas no oeste do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural* 44(9): 1561-1567. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20130744>
- Soares KP, SJ Longhi, LW Neto, LC Assis. 2014. Palmeiras (Arecaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Rodriguésia* 65: 113-139. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2175-78602014000100009>
- Suertegaray DMA. 2011. Erosão nos campos sulinos: arenização no sudoeste do Rio grande do Sul. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 12(3): 61-74.
- Suertegaray DMA, Oliveira MG. 2014. Uma análise comparativa do processo de arenização no Brasil: sudoeste do Rio Grande do Sul e sudoeste de Goiás. *Investigaciones Geográficas* 47: 19-34.
- Trindade JPP, Quadros FLF, Pillar VDP. 2008. Vegetação campestre de areais do Sudoeste do Rio Grande do Sul sob pastejo e com exclusão de pastejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43(6): 771-779. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2008000600014>
- Tucci CAF, Lima HN, Lessa JF. 2009. Adubação nitrogenada na produção de mudas de mogno (*Swietenia macrophylla* King). *Acta Amazônica* 39(2): 289-294. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672009000200007>
- Vieira CL, Verdum R. 2015. Arenização e erosão hídrica no Sudoeste do Rio Grande do Sul: análise dos agentes condicionantes e considerações básicas para intervenções mecânico-vegetativas. *Revista de Geografia* 32(1): 41-65.
- Vieira MA, Pauletto EA. 2009. Avaliação de atributos físicos do substrato de casca de arroz (*Oryza sativa* L.) carbonizada e tratada com polímeros hidrofílicos sintéticos. *Bioscience Journal* 25 (1): 1-6.
- Wanderley CS, RT Faria, MU Ventura. 2012. Adubação química, adubação orgânica e extrato pirolenhoso no desenvolvimento de mudas de palmeiras fênix (*Phoenix roebelenii*). *Semina* 33(6): 2233-2240. DOI: [10.5433/1679-0359.2012v33n6p2233](https://doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n6p2233)

Recibido: 08/10/19
Aceptado: 26/02/20

¿La giberelina aumenta la aclimatación de plántulas de *Alnus acuminata* al arsénico?

Does gibberellin increase the acclimation of seedlings of *Alnus acuminata* to arsenic?

Nataly Poveda-Díaz^a, Carolina Ramos-Montaña^{b*}, Karen L. Pulido-Herrera^a

^aUniversidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Avenida central del norte 39-115, Tunja-Colombia.

*Autor de correspondencia: ^bUniversidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Laboratorio de Ecología de Organismos (GEO-UPTC), Avenida central del Norte 39-115, Tunja-Colombia, carolina.ramos@uptc.edu.co

SUMMARY

Arsenic is a metalloid naturally distributed in the lithosphere. However, anthropogenic factors, such as mining, increase pollution in soils. The objective of this research was to evaluate the effect of different concentrations of gibberellins (GA₃) on the early development of *Alnus acuminata*, and determine if this treatment offers pre-acclimation under arsenic concentrations similar to those of coal mining soils of Boyacá (Colombia). Certified seeds of *A. acuminata* were pre-embedded in water at 4 °C for 24 hours and planted in boxes with 16 combined treatments of gibberellins (0, 80, 160 and 240 mg L⁻¹) and arsenic (0, 3, 6 and 9 mg L⁻¹). Germination, morphometry of germinants, early development and final seedling biomass were evaluated 30 days after sowing. The germination kinetics of *A. acuminata* was affected by GA₃ and arsenic. GA₃ increased germination by 44 %, nonetheless arsenic increased the average germination time by 10 %. Arsenic concentrations of 3 mg L⁻¹ and 6 mg L⁻¹ had negative effects on germination and root length; however, these effects were not observed at 9 mg L⁻¹ of arsenic. In fact, the arsenic in this concentration combined with gibberellin increased the biomass and vigor of *A. acuminata*. The combined treatment of 9As + 160GA₃ is recommended to produce pre-acclimatized seedlings that could be tested in planning of post-mining recovery.

Key words: arsenic, germination, coal mining, seedlings, tolerance.

RESUMEN

El arsénico es un metaloide que se distribuye naturalmente en la litosfera, sin embargo; factores antropogénicos como la minería aumentan la contaminación en los suelos. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de diferentes concentraciones de giberelinas (GA₃) en el desarrollo temprano de *Alnus acuminata* y determinar si este tratamiento ofrece una pre-aclimatación bajo concentraciones de arsénico similares a las de los suelos de la minería del carbón. Semillas certificadas de *A. acuminata* fueron pre-embecidas en agua a 4 °C durante 24 horas y se sembraron en cajas con 16 tratamientos combinados de giberelinas (0, 80, 160 y 240 mg L⁻¹) y arsénico (0, 3, 6 y 9 mg L⁻¹). Se evaluó la germinación, la morfometría de los germinados, el desarrollo temprano y la biomasa final de plántulas a los 30 días posteriores a la siembra. La cinética de germinación de *A. acuminata* se vio afectada por GA₃ y arsénico. El GA₃ aumentó en un 44 % la germinación, pero el arsénico aumentó el tiempo medio de germinación en un 10 %. Las concentraciones de 3 mg L⁻¹ y 6 mg L⁻¹ de arsénico tuvieron efectos negativos en la germinación y la longitud de la raíz, pero estos efectos no se observaron a 9 mg L⁻¹ de arsénico. De hecho, el arsénico en esta concentración combinado con giberelina, aumentó la biomasa y el vigor de *A. acuminata*. Se recomienda el tratamiento combinado de 9As+160GA₃ para producir plántulas pre-aclimatadas que se podrían evaluar en planes de recuperación de suelos de minería del carbón.

Palabras clave: arsénico, germinación, minería de carbón, plántulas, tolerancia.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un metaloide que se distribuye ampliamente en el medio ambiente debido a procesos naturales como la meteorización de rocas y emisión volcánica, y a factores antropogénicos entre los cuales se cuentan la minería, la combustión y el uso de plaguicidas que aumentan la contaminación de suelos y aguas (Alonso *et al.* 2014). Este elemento es muy tóxico incluso a bajas concentraciones en todos los organismos vivos (Senior *et al.* 2016).

Los humanos pueden estar expuestos a la toxicidad del arsénico a través del consumo de vegetales, agua y algunos productos de origen animal como carne, leche y huevos (Öztürk *et al.* 2017, Ma 2018). A nivel mundial se encuentran altas concentraciones de arsénico en países como Argentina, Bangladesh, Chile, China, Colombia, Hungría, México, Nepal, Pakistán, Tailandia, Estados Unidos y Vietnam (Bundschuh *et al.* 2012). El nivel límite de arsénico establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para agua de consumo es de 10 µg L⁻¹ (Ma 2018).

Las concentraciones de arsénico en suelos contaminados suelen ser superiores a 10 mg kg^{-1} , provocando síntomas de toxicidad y la inhibición del crecimiento de la mayoría de las plantas (Hall 2002, Abbas *et al.* 2018). Cuando este metaloide está presente en las plantas, se dan fuertes interferencias con los procesos metabólicos y daño en los ácidos nucleicos, causando disminución en la germinación de las semillas (Smith *et al.* 2010, Abbas *et al.* 2018, Begum y Mondal 2019). Consecuentemente, en los siguientes estados del desarrollo se afecta la fotosíntesis, la concentración de clorofila y la conductancia estomática (Monni *et al.* 2001, Smith *et al.* 2010).

En décadas recientes se han popularizado un conjunto de tecnologías que reducen la concentración de sustancias tóxicas en suelos y aguas a partir de procesos biológicos realizados por las plantas, conocidos como fitorremediación (Ali *et al.* 2013, Tiwari y Sarangi 2019). Las especies tolerantes a metales y metaloides, en general, pueden ser de gran importancia para inmovilizar esos elementos en lugares donde aún no se han excedido sustancialmente los niveles críticos. A nivel celular, las estrategias de tolerancia involucran la reacción de enzimas antioxidativas, el uso de moléculas secuestrantes como las fitoquelatinas y la presencia de transportadores específicos en membrana plasmática y vacuola (Yadav 2010, Pandey *et al.* 2019). Las especies arbóreas son especialmente atractivas para uso en fitorremediación ya que presentan gran biomasa, sistema de raíces expandidas y un largo ciclo de vida que garantiza el secuestro a largo plazo de metales pesados y metaloides. Uno de los grupos taxonómicos que ha presentado atributos de tolerancia es el género *Alnus* (Jing *et al.* 2014, Escobar y Dussán 2016) con resultados exitosos en la recuperación de suelos afectados por minería.

El aliso (*Alnus acuminata* Kunt) es un árbol nativo de América Central y América del Sur que se distribuye desde los 900 hasta los 3500m de altitud (Araya *et al.* 2000). Esta especie tiene la capacidad de formar nódulos para la fijación de nitrógeno atmosférico y micorrizas que facilitan la captura de nutrientes del suelo (Russo *et al.* 1993). Es una especie maderable y además por su rápido crecimiento tiene un importante potencial en la recuperación de los suelos (Tovar y Cogua 1990). Estudios como el de Ramos-Montaña 2018, demuestran que las semillas de *A. acuminata* presentan tolerancia germinativa al arsénico, en concentraciones hasta de 10 mg L^{-1} ; sin embargo, una de las limitaciones que presenta la especie para optimizar la producción masiva de plántulas es su relativo bajo porcentaje de germinación y alta susceptibilidad de los germinados durante las primeras semanas del desarrollo (Ramos-Montaña 2018).

Las giberelinas son hormonas que se sintetizan especialmente en sitios de crecimiento activo como los embriones o tejidos meristemáticos y estimulan tanto el rompimiento de la dormancia como la movilización de reservas durante la germinación (Pimenta-Lange y Lange 2006). Aunque el uso de giberelinas para aumentar la germina-

ción y crecimiento vegetal es una técnica ampliamente conocida, poco se ha estudiado la acción de la hormona sobre el desarrollo de plantas sometidas a condiciones de estrés. En el caso del estrés por metales pesados o metaloides, una hipótesis a probar es si su uso aumenta la tolerancia de germinados y plántulas, funcionando como un tratamiento de pre-aclimatación.

En Colombia, una de las principales actividades en la región Andina es la minería de carbón. Los suelos de entorno de las minas abandonadas en el departamento de Boyacá presentan concentraciones de arsénico que llegan a 12 mg kg^{-1} y *A. acuminata* es una especie que se distribuye comúnmente en la región (Ramos-Montaña 2018). El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes concentraciones de giberelinas en semillas de *A. acuminata* y determinar si este tratamiento da lugar a un mayor número de plántulas pre-aclimatadas al arsénico, lo que se vería evidenciado en mayores índices de vigor y una mejor sobrevivencia de los germinados hasta el estado de plántula.

MÉTODOS

En total se realizaron tres experimentos a partir de semillas de *A. acuminata* adquiridas a través de la empresa colombiana el Semillero Forestal S.A cosechadas en diciembre de 2017. La pureza promedio estimada de las semillas fue del 35 %, y el pretratamiento recomendado por Ramos-Montaña (2018) es de mínimo 24 horas de imbibición a temperaturas frías ($3 \text{ a } 4 \text{ }^{\circ}\text{C}$).

Los tratamientos de arsénico se prepararon con solución de arseniato de sodio heptahidratado ($\text{NaHAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) a concentraciones específicas de 0, 3, 6 y 9 mg L^{-1} , que corresponden a un rango de concentraciones similares a las encontradas en suelos de minería de carbón de Samacá-Colombia (Ramos-Montaña 2018), este fue disuelto para la preparación de una solución stock de alta concentración. Los tratamientos de giberelina consistieron en soluciones con ácido giberélico (GA_3) a concentraciones de 0, 80, 160 y 240 mg L^{-1} . Las concentraciones de arsénico y GA_3 se combinaron dando lugar a un total de 16 tratamientos.

Experimento 1, germinación. Las semillas pre-embecidas se separaron en grupos de 0,5 gramos (unidad experimental, aproximadamente 500 semillas y cinco repeticiones por tratamiento) de peso y se colocaron sobre papel filtro en bandejas de plástico de $13 \times 11 \text{ cm}$; Se adicionaron los 16 tratamientos combinados de arsénico y giberelina. Las bandejas se mantuvieron en condiciones de luz y temperatura controlada de 12 horas en oscuridad a $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y 12 horas con luz a $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$, en la cámara germinadora del laboratorio de biotecnología del SENA CEDEAGRO Duitama; cada tres días se hizo conteo de semillas sin extracción (germinación acumulada) y el total de germinados se contó al final de 13 días. Al final de este tiempo se estimaron métricas de cinética germinativa como el coeficiente

de velocidad de germinación (CVG) y el tiempo medio de germinación (MGT), además del índice de vigor de semilla (SVI), de acuerdo a Ranal y Santana (2007) e Imran *et al.* (2015).

Experimento 2, desarrollo temprano. Todos los germinados al día 13 desde la siembra fueron clasificados en los siguientes estados de desarrollo: Emergencia radicular (aparición de radícula), emergencia cotiledonar (los cotiledones cerrados expulsando la testa), expansión cotiledonar (cotiledones totalmente expandidos y pigmentados) y fototropismo positivo (germinado orientado hacia la luz con cotiledones expandidos en un ángulo de 90°). Se evaluó la frecuencia relativa (%) de cada uno de los estados de desarrollo para los 16 tratamientos combinados de arsénico y GA₃.

Experimento 3, crecimiento. Los germinados fueron trasplantados a semilleros con turba y arena 2:1. Se colocaron en condiciones de vivero. Se dejaron crecer por 17 días (hasta el día 30 desde la siembra) al final de los cuales las plántulas se retiraron para medición de longitud total (desde la punta de la raíz principal hasta el meristemo apical), diámetro cotiledonar, longitud radicular, presencia de hojas verdaderas; se determinó la biomasa de la parte aérea y de la raíz y se evaluó la interacción entre los tratamientos combinados de arsénico y GA₃.

Análisis estadístico. Los datos de germinación fueron corregidos por la pureza y expresados en porcentaje. Se ve-

rificó la distribución normal y homogeneidad de los datos. Los resultados de germinación y vigor fueron sometidos a análisis de varianza (ANOVA) a dos vías, y el efecto de los tratamientos sobre el conjunto de variables morfométricas de los germinados fue evaluado con un análisis multivariado de varianzas (MANOVA). Todos los análisis fueron hechos mediante el programa STATISTICA 10 (StatSoft Inc. 1984-2011).

RESULTADOS

En los primeros días el arsénico limitó la capacidad germinativa. En el día 6 la germinación del control duplicaba a la de los tratamientos de arsénico, pero al final del tiempo de seguimiento no hubo diferencias estadísticas en la germinación. En el caso del tratamiento de giberelinas se presentaron diferencias en la germinación que comenzaron en el día 3 y terminaron al final del seguimiento con un efecto positivo de los tratamientos con concentraciones de 160 y 240 mg L⁻¹ GA₃, que incrementaban en un 44 % la germinación con relación al control (figura 1).

El tiempo promedio de germinación en el tratamiento control fue de 6-9 días. La cinética germinativa de *A. acuminata* fue afectada por los tratamientos de arsénico y giberelina. La aplicación de giberelina redujo en un 19 % los tiempos medios de germinación y la aplicación de arsénico los aumentó en un 10 %. Sin embargo, el tratamiento combinado de arsénico de 9 mg L⁻¹ y 160 mg L⁻¹ de GA₃ tuvo efectos negativos para la germinación aumentando el tiempo medio de germinación hasta en un 24 %. Los coe-

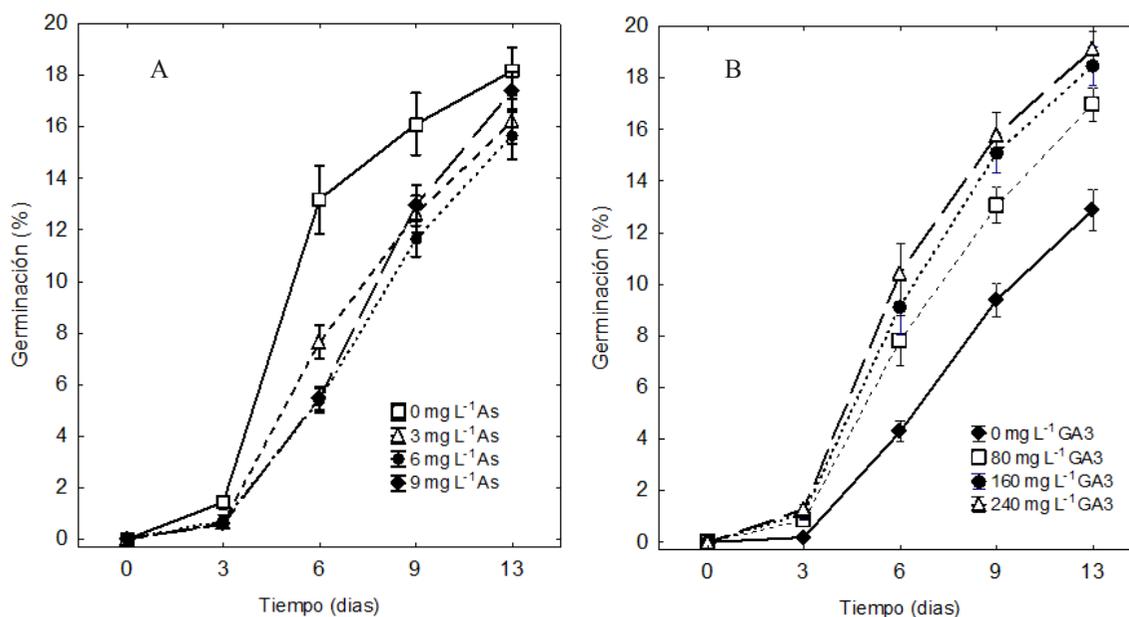


Figura 1. (A) Efecto de la concentración de arsénico en la germinación de *A. acuminata* (B) Efecto de las giberelinas en la germinación de *A. acuminata*.

(A) Effect of arsenic concentration on germination of *A. acuminata* (B) Effect of gibberellins on germination of *A. acuminata*.

ficientes medios de germinación coincidieron en su patrón de respuesta con el tiempo medio de germinación. Con relación al índice de vigor, la aplicación de giberelinas tuvo un efecto altamente positivo incrementando en un 75 % el índice de vigor de semilla cuando se aplicaron 240 mg L⁻¹ de giberelina en comparación con el control. Estos efectos positivos se reducen cuando combinados con el efecto del arsénico, especialmente en concentraciones intermedias de arsénico (3 y 6 mg L⁻¹). En presencia de giberelinas el arsénico redujo el vigor entre un 20 y un 30 %; en ausencia de giberelinas, la máxima concentración de arsénico dio lugar a plántulas con un vigor incluso similar al del control (cuadro 1).

Se encontró efectos significativos del arsénico, de las giberelinas y de la interacción arsénico x GA₃ sobre el desarrollo primario de los germinados ($P < 0,01$). La aplicación de 240 mg L⁻¹ de GA₃ presenta 19 % menos de germinados en emergencia radicular, pero un 31 % más germinados en expansión cotiledonar con relación al control. Por otra parte, la emergencia cotiledonar a 9 mg L⁻¹ de arsénico fue en un 43,7 % más frecuente con relación al control. La máxima aplicación de arsénico retrasa la expansión cotiledonar (15 %). En la fase final de desarrollo temprano, la proporción de germinados que llegó a foto-

tropismo positivo fue 37 % menor cuando se aplicaron altas concentraciones de giberelinas (160 y 240 mg L⁻¹), mientras que no hubo efectos específicos por parte del arsénico (figura 2).

El análisis multivariado muestra que la concentración de arsénico y giberelina tienen un efecto significativo sobre la morfometría de los germinados ($P < 0,01$). Además, el análisis demuestra que no existe una interacción entre los dos factores. La aplicación de giberelina llevó a un incremento significativo (19 %) de la longitud de la parte aérea de los germinados con relación al control. Mientras que concentraciones de 3 y 6 mg L⁻¹ de arsénico redujeron drásticamente la longitud de la raíz (98 %). Sin embargo, la máxima concentración de arsénico dio lugar a germinados con morfometría similar a la de germinado control. Con relación a los tratamientos combinados se encontró que en presencia de arsénico las giberelinas aumentan el diámetro cotiledonar (figura 3).

La aplicación de arsénico afectó la biomasa de raíz tallo y cotiledones, pero no el tamaño del germinado. La aplicación de 9 mg L⁻¹ de arsénico aumentó la biomasa total con relación al control en 82 % (figura 5). No hubo un efecto de la giberelinas en la biomasa total de germinados; sin embargo, sí se encontró un efecto significativo sobre

Cuadro 1. Influencia del As y GA₃ en la cinética germinativa y vigor de semillas de *Alnus acuminata*. MGT: tiempo medio de germinación. CVG: coeficiente de velocidad de germinación. VI: índice de vigor.

Influence of As and GA₃ on the kinetics of germination and seed vigor of *Alnus acuminata*. MGT: Mean germination time. CVG: Coefficient of velocity of germination. VI: Vigor index.

Concentración de arsénico (mg L ⁻¹)	Concentración de GA ₃ (mg L ⁻¹)	MGT Días	CVG (%)	VI
0,0	0,0	0,088 ^a	11,51 ^c	162,6 ^b
	80	0,078 ^b	12,82 ^b	235,5 ^a
	160	0,073 ^c	13,69 ^a	269,3 ^a
	240	0,073 ^c	13,68 ^a	283,7 ^a
3,0	0,0	0,089	11,22	119,1 ^c
	80	0,088	11,38	192,1 ^b
	160	0,085	11,72	210,8 ^a
	240	0,086	11,63	223,2 ^a
6,0	0,0	0,091	11,09	120,1 ^c
	80	0,092	10,96	170,3 ^b
	160	0,094	10,65	193,3 ^a
	240	0,091	10,97	194,2 ^{ab}
9,0	0,0	0,097 ^a	10,35 ^b	163,8 ^b
	80	0,096 ^a	10,43 ^{ab}	177,8 ^b
	160	0,092 ^{ab}	10,96 ^a	208,6 ^a
	240	0,090 ^b	11,13 ^a	212,3 ^a

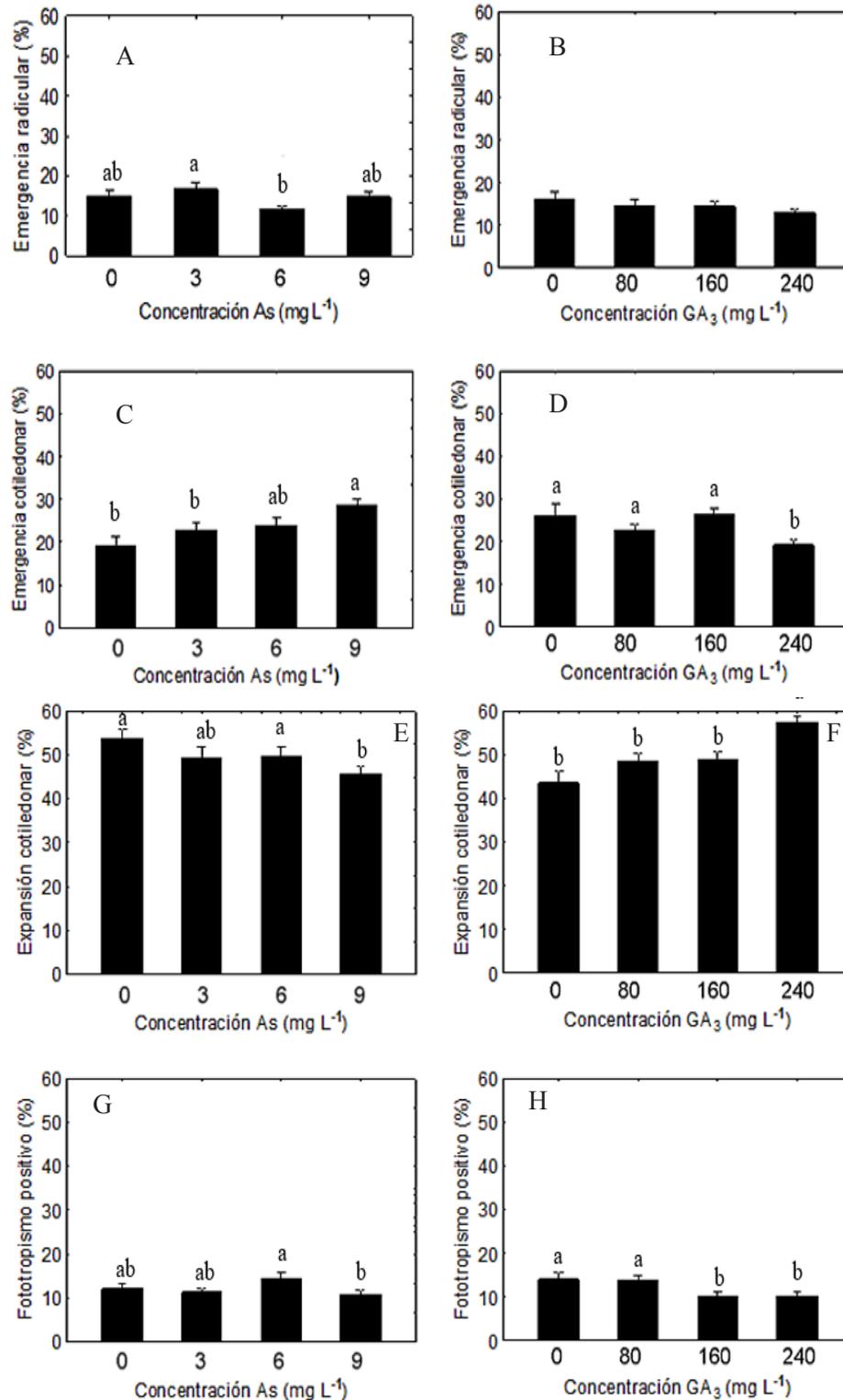


Figura 2. Respuesta del desarrollo primario de germinados de *A. acuminata* (Media \pm error estándar) a diferentes tratamientos de arsénico (As) y giberelina (GA₃). (A-B) Emergencia radicular; (C-D) Emergencia cotiledonar; (E-F) Expansión cotiledonar; (G-H) Fototropismo positivo. Los valores corresponden a frecuencias relativas del total de germinados obtenidos al final de 13 días desde la siembra.

Responses of early development of germinants of *A. acuminata* (Mean \pm standard error) under different treatments of arsenic (As) and gibberellin (GA₃). (A-B) Radicle protrusion, (C-D) Cotyledon emergency, (E-F) Cotyledon expansion, (G-H) Positive phototropism. Values are expressed as relative frequencies of the overall germinants 13 days after sowing the seeds.

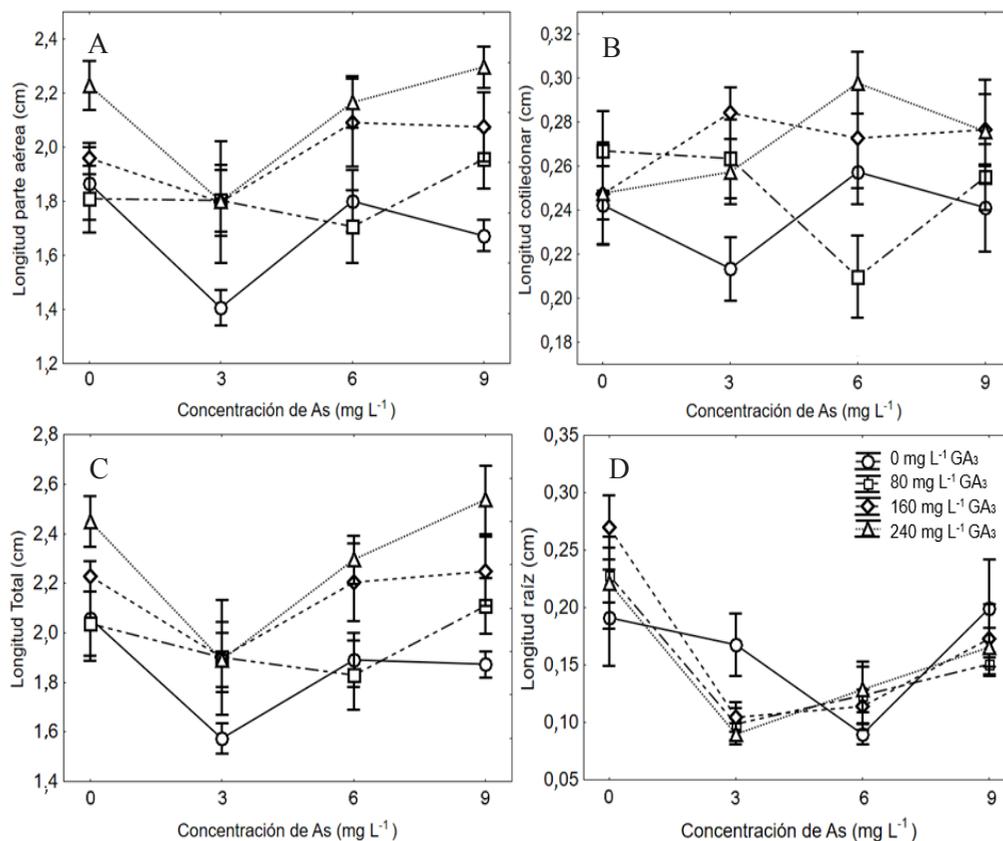


Figura 3. Morfometría de germinados. (A) Longitud de parte aérea; (B) Longitud cotiledonar; (C) Longitud total (D) Longitud de raíz. Morphometry of germinants (A) Length of aerial part, (B) Cotyledon length, (C) Total length, (D) Root length.

la biomasa de cotiledones. La aplicación de 240 mg L⁻¹ de GA₃ representó un incremento del 32 % con relación al control (figura 4). La tendencia general, fue de un aumento en la biomasa de la parte aérea, cotiledones y raíz con la máxima concentración de giberelinas, a pesar de no detectar diferencias estadísticas generalizadas. Se encontró que en presencia de arsénico las dosis de 160 mg L⁻¹ y 240 mg L⁻¹ de GA₃ registra la mayor biomasa de cotiledones y parte aérea.

Podría decirse que no hubo una respuesta generalizada del desarrollo temprano en cuanto a la concentración de arsénico o la concentración de giberelinas. El efecto de las giberelinas es intenso sobre la germinación y en estadios posteriores se reduce, a diferencia del arsénico, el cual inicia con efectos generalizados negativos durante la germinación y posteriormente favorece el crecimiento primario de los germinados. La figura 5 ilustra estos patrones de respuesta, comparando los tratamientos independientes de 240 mg GA₃ L⁻¹, 9 mg As L⁻¹ y el tratamiento combinado de 240 GA₃ + 9As, donde puede evidenciarse que la tendencia positiva en el desarrollo de *A. acuminata* es marcada más por el arsénico que por la giberelina, lo que en general confirma que *Alnus acuminata* presenta tolerancia germinativa al arsénico.

DISCUSIÓN

El arsénico recurrentemente ha sido identificado como un elemento tóxico que causa interferencia en la germinación y crecimiento de plántulas. En este estudio, se encontró que el arsénico tuvo efectos en la dinámica germinativa de *A. acuminata*, asociados con un retraso en la expansión cotiledonar. Sin embargo, en estadios finales del desarrollo temprano se encontró que la proporción de germinados que alcanzaba el fototropismo positivo era similar al del control. De este modo podría decirse que los efectos del arsénico son mínimos incluso al aplicar 9 mg L⁻¹.

Con relación a la cinética germinativa de *A. acuminata*, la aplicación de arsénico aumentó el tiempo medio de germinación hasta en un 10 % a partir del día 3 y hacia el día 9 se observó que las semillas control presentaban una germinación mucho mayor a la de cualquier tratamiento de arsénico. Sin embargo, al final del seguimiento en el día 13 esas diferencias se habían compensado casi en su totalidad. Por otra parte, la giberelina redujo en un 19 % los tiempos medios de germinación aumentó y llevó rápidamente los germinados a la fase de expansión cotiledonar. Efectos positivos de la giberelina en rompimiento de la latencia fueron reportados para *Alnus glutinosa*, *Alnus*

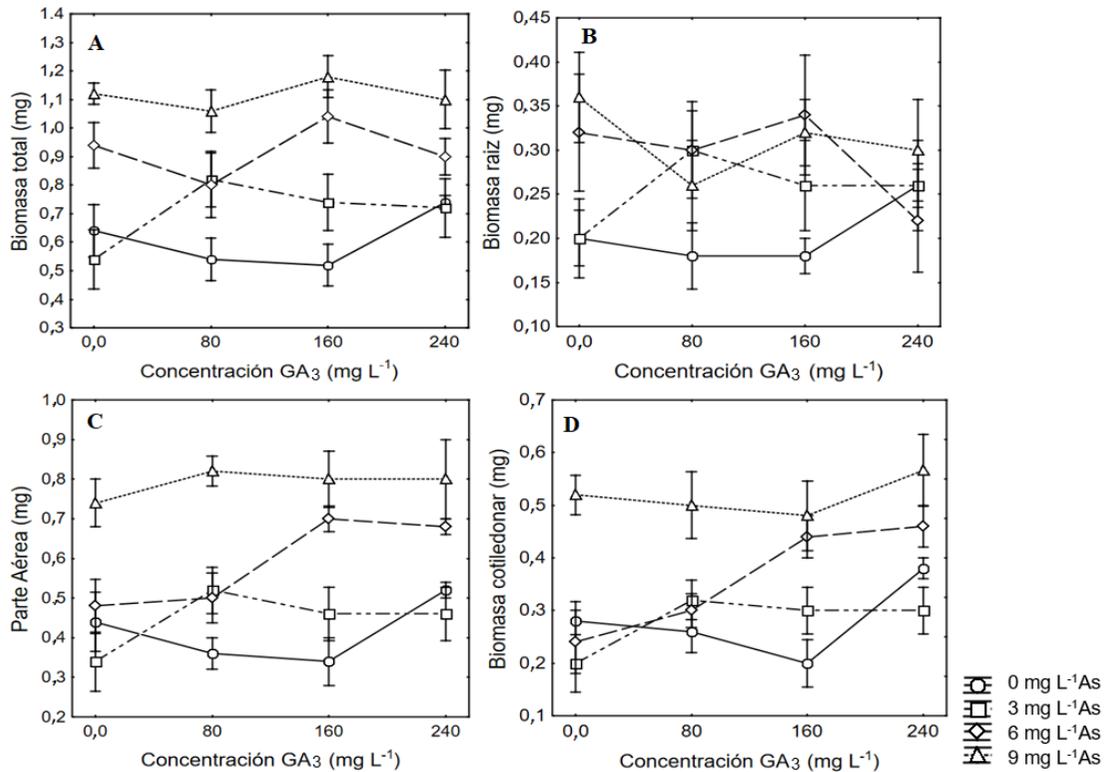


Figura 4. Biomasa de plántulas al final de 30 días de seguimiento: (A) Total, (B) raíz, (C) parte aérea, (D) cotiledones.
 Biomass of seedlings at the end of 30 days of monitoring. (A) Total, (B) Root, (C) Aerial part, (D) Cotyledons.

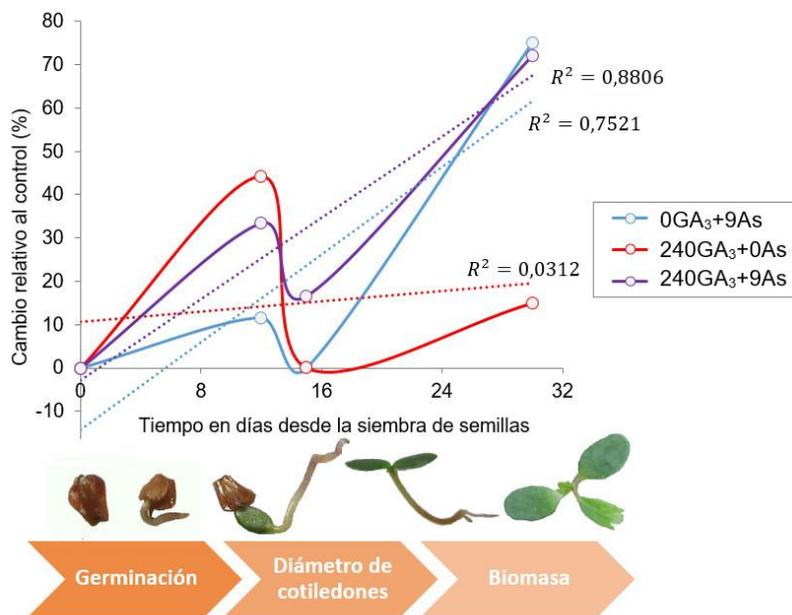


Figura 5. Influencia de 9 mg L⁻¹ de arsénico, 240 mg L⁻¹ de GA₃ y el tratamiento combinado 9As+240GA₃ sobre la germinación y el desarrollo primario de *A. acuminata*. Los valores corresponden al cambio en porcentaje relativo al control (0,0As+0,0GA₃). Las líneas de tendencia con sus correspondientes coeficientes de regresión muestran un efecto positivo generalizado del arsénico más que de la giberelina.

Influence of the treatments: 9 mg L⁻¹ of arsenic, 240 mg L⁻¹ of GA₃ and the combination 9As+240GA₃ on the germination and early development of *A. acuminata*. Values are the percentage change in relation to the control (0.0As+0.0GA₃). Lineal tendencies with their regression coefficients show a generalized positive effect from arsenic more than that obtained from gibberellin.

rubra y *Alnus tenuifolia* (De Atrip y O'Reilly 2007, USDA 2008), pero dichos efectos estuvieron condicionados por la temperatura o la humedad de la semilla. En *Alnus incana* y *Alnus oblongifolia* no hubo influencia de la giberelina sobre la germinación, e incluso se llegó a reportar efectos negativos en combinación con estratificación (USDA 2008, Morales *et al.* 2012). El único antecedente para *Alnus acuminata* fue realizado en condiciones *in vitro*, en presencia de sacarosa y sales minerales, donde se sugirió que el efecto positivo de la giberelina era condicionado por la presencia de luz (Araya *et al.* 2000). Este es el primer estudio que evalúa los efectos de la giberelina y el arsénico sobre la germinación del aliso, estandarizando cualquier otra variable interactuante.

La principal consecuencia negativa fue una menor longitud de raíz al aplicar 3 y 6 mg As L⁻¹, que concuerda con el planteamiento de que las señales de toxicidad son visibles inicialmente en la raíz, por ser la estructura que está más expuesta a los metales y metaloides del sustrato (Sen *et al.* 2013). Sin embargo, nuevamente hubo una recuperación del tamaño y un aumento de la parte aérea de los germinados cuando fueron aplicados 9 mg L⁻¹ de arsénico. Estos efectos en concentraciones intermedias, que luego parecen ser compensados con una mayor concentración podría estar relacionados con un cambio en la estrategia de respuesta de la planta al arsénico, bien sea la activación de algún transportador de membrana o la activación de enzimas dependiente de concentración del sustrato, como la arsenato reductasa o las enzimas antioxidativas (Tripathi *et al.* 2007, Kofroňová *et al.* 2019).

La interacción positiva del arsénico y la giberelina en el tamaño de los cotiledones repercute de manera significativa en la biomasa de las plántulas, aumentándola hasta en un 82 % al final de 30 días. De igual manera, la máxima aplicación de arsénico combinada con la máxima aplicación de GA₃ resultó en un mayor vigor comparado con los germinados del control. Estos resultados validan la hipótesis planteada de que un tratamiento de las semillas con giberelina resulta en una mayor pre-aclimatación al arsénico, es decir, la giberelina contrarresta los retrasos en la cinética germinativa causados por el arsénico, y prolonga el tiempo de paso de germinado a plántula con hojas verdaderas. Durante ese tiempo, los germinados son susceptibles a diferentes factores, especialmente al estrés hídrico, y una vez en el estado de plántula hay una mayor probabilidad de sobrevivencia. Casos similares, donde un pretratamiento en la fase germinativa aumenta la aclimatación de plántulas a estrés, han sido reportados con la aplicación de peróxido de hidrógeno o de ácido salicílico para aumentar la tolerancia a la salinidad (Deef 2007, Gondim *et al.* 2010). Estos estudios, aunados con otras investigaciones en condiciones de inundación que reportan que una primera exposición al estrés activa genes de aclimatación que luego son usados para enfrentar un segundo evento de inundación (Tamang y Fukao 2015), sugieren que diferentes estrategias de pre-aclimatación durante la fase

germinativa pueden ser usadas para producir plántulas con mayor tolerancia a una segunda exposición al estrés. Del mismo modo se podría pensar a futuro en producir masivamente plántulas de aliso provenientes de semillas pre-tratadas con arsénico y giberelina, que posteriormente puedan ser llevadas a suelos contaminados para establecer si cuentan con mayores tasas de crecimiento que plántulas sin pretratamiento.

CONCLUSIONES

En este estudio se comprueba que la giberelina aumenta la aclimatación de plántulas al arsénico. Si se pensara en producir plántulas aclimatizadas con el fin de recuperar suelos post minería de carbón, se recomienda la combinación de 160 mg L⁻¹ de GA₃ y 9 mg L⁻¹ de arsénico dado que permite que la germinación en las semillas sea mayor y que plántulas desarrollen una mejor biomasa. Se valida a *Alnus acuminata* como un árbol con potencial para la fitoremediación de suelos contaminados, y el siguiente paso en la línea investigativa de la especie será comprobar en campo la capacidad de tolerancia de plántulas aclimatizadas, evaluando su crecimiento y tasas de acumulación de metales pesados y metaloides.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de desarrollo Agropecuario y Agroindustrial SENA CEDEAGRO; Laboratorio de Biotecnología Vegetal a cargo de la profesional María Antonia Martínez. Duitama-Boyacá-Colombia, donde se desarrolló parte de este estudio.

REFERENCIAS

- Abbas G, B Murtaza, I Bibi, M Shahid, NK Niazi, MI Khan, M Amjad, M Hussain, Natasha. 2018. Arsenic uptake, toxicity, detoxification, and speciation in plants: Physiological, biochemical, and molecular aspects. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(1): 59. DOI: [10.3390/ijerph15010059](https://doi.org/10.3390/ijerph15010059)
- Ali H, E Khan, M Sajad. 2013. Phytoremediation of heavy metals concepts and applications. *Chemosphere* 91(7): 869-881. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2013.01.075](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075)
- Alonso DL, S Latorre, E Castillo, P Brandão. 2014. Environmental occurrence of arsenic in Colombia: A review. *Environmental Pollution* 186: 272-281. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.12.009](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.009)
- Araya E, L Gomez, N Hidalgo, R Valverde. 2000. Efecto de La Luz y del Acido Giberelico sobre la germinacion in vitro de Jaul (*Alnus acuminata*). *Revista Agronomía Costarricense* 24(1): 75-80.
- Begum M, S Mondal. 2019. Relative Toxicity of Arsenite and Arsenate on Early Seedling Growth and Photosynthetic Pigments of Rice. *Current Journal of Applied Science and Technology* 33(4): 1-5. DOI: [10.9734/cjast/2019/v33i430087](https://doi.org/10.9734/cjast/2019/v33i430087)
- Bundschuh J, MI Litter, F Parvez, G Román-Ross, H Nicolli, JS Jean, CW Liu, D López, MA Armienta, LR Guilherme, A

- Gomez-Cuevas, L Cornejo, L Cumbal, R Toujaguez. 2012. One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment* 429: 2-35. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2011.06.024](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.024)
- De Atrip N, C O'Reilly. 2007. Germination response of alder and birch seeds to applied gibberellic acid and priming treatments in combination with chilling. *Annals of Forest Science* 64(4): 385-394. DOI: [10.1051/forest:2007015](https://doi.org/10.1051/forest:2007015)
- Deef HE. 2007. Influence of Salicylic Acid on Stress Tolerance During Seed Germination of *Triticum aestivum* and *Hordeum vulgare*. *Advances in Biological Research* 1: 40-48.
- Escobar M, J Dussán. 2016. Phytoremediation Potential of Chromium and Lead by *Alnus acuminata* subsp. *acuminata*. *Environmental Progress & Sustainable Energy* 35(4): 942-948. DOI: [10.1002/ep.12297](https://doi.org/10.1002/ep.12297)
- Gondim FA, E Gomes-Filho, F Lacerda, J Tarquinio Prisco, D Azevedo Neto, EC Marques. 2010. Pretreatment with H₂O₂ in maize seeds: effects on germination and seedling acclimation to salt stress. *Brazilian Society of Plant Physiology* 22:(2) 103-112. DOI: [10.1590/S1677-04202010000200004](https://doi.org/10.1590/S1677-04202010000200004)
- Hall JL. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53(366): 1-11. DOI: [10.1093/jxb/53.366.1](https://doi.org/10.1093/jxb/53.366.1)
- Imran MA, ZA Sajid, MN Chaudhry. 2015. Arsenic (As) toxicity to germination and vegetative growth of sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Polish Journal of Environmental Studies* 24(5): 1993-2002. DOI: [10.15244/pjoes/39553](https://doi.org/10.15244/pjoes/39553)
- Jing Y, H Cui, T Li, Z Zhao. 2014. Heavy metal accumulation characteristics of Nepalese alder (*Alnus nepalensis*) growing in a lead-zinc spoil heap, Yunnan, Southwestern China. *IForest* 7(4): 204-208. DOI: [10.3832/ifer1082-007](https://doi.org/10.3832/ifer1082-007)
- Kofroňová M, A Hrdinová, P Mašková, P Soudek, J Tremlová, D Pinkas, H Lipavská. 2019. Strong antioxidant capacity of horseradish hairy root cultures under arsenic stress indicates the possible use of *Armoracia rusticana* plants for phytoremediation. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 174: 295-304. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2019.02.028](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.028)
- Ma H. 2018. Review Article Arsenicosis : A Review of Its Diagnosis and Treatment. *Medicine Today* 30: 81-88. DOI: [10.3329/medtoday.v30i2.37816](https://doi.org/10.3329/medtoday.v30i2.37816)
- Monni S, C Uhlig, E Hansen, E Magel. 2001. Ecophysiological responses of *Empetrum nigrum* to heavy metal pollution. *Environmental Pollution* 112(2): 121-129. DOI: [10.1016/S0269-7491\(00\)00125-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00125-1)
- Morales B, C Barden, C Boyer, J Griffin, L Fisher, J Thompson. 2012. Improving germination of red elm (*Ulmus rubra*), gray alder (*Alnus incana*) and buffaloberry (*Shepherdia canadensis*) seeds with gibberellic acid. In Haase DL, JR Pinto, LE Riley eds. National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations. USDA Forest Service, Proceedings RMRS-P-68. p. 93-95.
- Öztürk M, Ş Aslan, A Demirbaş. 2017. Accumulation of arsenic in plants from arsenic contaminated irrigation water. *Pamukkale University Journal of Engineering Sciences* 23(3): 289-297. DOI: [10.5505/pajes.2016.05657](https://doi.org/10.5505/pajes.2016.05657)
- Pandey AK, A Gautam, RS Dubey. 2019. Transport and detoxification of metalloids in plants in relation to plant-metalloid tolerance. *Plant Gene* 17: 100171. DOI: [10.1016/j.plgene.2019.100171](https://doi.org/10.1016/j.plgene.2019.100171)
- Pimenta-Lange MJ, T Lange. 2006. Gibberellin biosynthesis and the regulation of plant development. *Plant Biology* 8(3): 281-290. DOI: [10.1055/s-2006-923882](https://doi.org/10.1055/s-2006-923882)
- Ramos-Montaña C. 2018. Tolerância De *Alnus acuminata* (Aliso) Ao Arsênio, Durante a Germinação e o desenvolvimento inicial. Tesis de doctorado en Fisiología Vegetal. Viçosa, Brasil. Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa. 70p.
- Ranal MA, DG de Santana. 2006. How and why to measure the germination process? *Revista Brasileira de Botânica* 29(1): 1-11. DOI: [10.1590/s0100-84042006000100002](https://doi.org/10.1590/s0100-84042006000100002)
- Russo RO, JC Gordon, GP Berlyn. 1993. Evaluating alder-endophyte (*Alnus acuminata*-Frankia-mycorrhizae) interactions: growth response of *Alnus acuminata* seedlings to inoculation with *Frankia* strain Ar13 and *Glomus intraradices*, under three phosphorus levels. *Journal of Sustainable Forestry* 1: 93-110. DOI: [10.1300/J091v01n01](https://doi.org/10.1300/J091v01n01)
- Sen A, KK Shukla, S Singh, G Tejavathi. 2013. Impact of heavy metals on root and shoot length of indian mustard : an initial approach for phytoremediation. *Science secure Journal of Biotechnology* 2(2): 48-55.
- Senior W, MH Cornejo-Rodríguez, J Tobar, MR Ramírez-Muñoz, A Márquez. 2016. Metales pesados cadmio, plomo, mercurio y arsénico en pescados congelados de elevado consumo en el Ecuador. *Zootecnia tropical* 34: 143-153.
- Smith SE, H Christophersen, S Pope, FA Smith. 2010. Arsenic uptake and toxicity in plants: integrating mycorrhizal influences. *Plant Soil* 327: 1-21. DOI: [10.1007/s11104-009-0089-8](https://doi.org/10.1007/s11104-009-0089-8)
- Tamang BG, T Fukao. 2015. Plant adaptation to multiple stresses during submergence and following desubmergence. *International Journal of Molecular Sciences* 16(12): 30164-30180. DOI: [10.3390/ijms161226226](https://doi.org/10.3390/ijms161226226)
- Tiwari S, BK Sarangi. 2019. Transgenics for Arsenic and Chromium Phytoremediation. In *Transgenic Plant Technology for Remediation of Toxic Metals and Metalloids*. p. 167-185. DOI: [10.1016/B978-0-12-814389-6.00009-2](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814389-6.00009-2)
- Tripathi RD, S Srivastava, S Mishra, N Singh, R Tuli, DK Gupta, FJ Maathuis. 2007. Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. *Trends in Biotechnology* 25(4): 158-165. DOI: [10.1016/j.tibtech.2007.02.003](https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2007.02.003)
- Tovar C, J Cogua. 1990. Síntomas de deficiencia de nutrientes en aliso (*Alnus acuminata* H.B.K.). *Agronomía Colombiana* 7: 89-94.
- USDA (United States Department of Agriculture, US). 2008. Betulaceae Birch family *Alnus* P. Mill. alder. In Bonner FT, RP Karrfalt eds. *The Woody Plant Seed Manual*. Washington, USA. USDA, Forest Service. p. 232-240. DOI: [10.2979/npj.2009.10.3.300](https://doi.org/10.2979/npj.2009.10.3.300)
- Yadav SK. 2010. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany* 76(2): 167-179. DOI: [10.1016/j.sajb.2009.10.007](https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007)

Influencia del paisaje en las cortas de protección en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina: Cambios en la estructura forestal y respuesta de la regeneración

Landscape influence in the shelterwood cuts of *Nothofagus pumilio* forests in Tierra del Fuego, Argentina: Changes in forest structure and regeneration performance

Dardo Paredes ^{a*}, Juan Manuel Cellini ^b, Maria Vanessa Lencinas ^c, Martin Parodi ^a, Daniel Quiroz ^a, Javier Ojeda ^a, Sebastian Farina ^a, Yamina Micaela Rosas ^c, Guillermo Martínez Pastur ^c

^aAutor de correspondencia: ^aDirección General de Desarrollo Forestal (DGDF), Ministerio de Producción y Ambiente (MPyA) del Gobierno de Tierra del Fuego, Angela Loig 211 (9412) Tolhuin, Tierra del Fuego, Argentina, dparedes@tierradelfuego.gov.ar

^bLaboratorio de Investigaciones en Madera (LIMAD), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Diagonal 113 n° 469 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

^cCentro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

SUMMARY

During the last thirty years, shelterwood cuts has been the most applied regeneration method in *Nothofagus pumilio* (lenga) forests. This treatment was implemented without any consideration of the landscape, and without considering yield gradients (e.g. stand site qualities), environmental restrictions (e.g. soil water availability) or potential natural disturbance factors (e.g. wind exposure). The objective was to evaluate the dynamics of the remnant forest structure and the natural regeneration 10 years after harvesting across the landscape considering different environmental gradients. Sampling plots were established in nine stands distributed across Tierra del Fuego, Argentina (north, east and south areas) where forestry activity has been concentrated during the last years. The selected areas presented differences in the rainfall regime (402 to 446 mm yr⁻¹) and site qualities of the stands (2.6 to 3.3). Forest structure was similar among the studied areas, nevertheless harvesting intensity was variable (30 % to 57 %) generating different remnant basal areas (BA) (22 to 47 m² ha⁻¹) and woody debris accumulation in the forest floor (167 to 230 m³ ha⁻¹) after harvesting, or in combination with local wind-throws. The current forest structure presented differences in BA (6 to 34 m² ha⁻¹) and established regeneration (49 to 110 thousand ha⁻¹) that varied in height (0.6 to 1.0 m) and growth (4.1 to 12.8 cm yr⁻¹) according to the area and the received damage due to abiotic and biotic factors. We can conclude that forests located along the considered landscapes and environmental gradients differentially responded to the proposed silvicultural treatments, where climate influenced over the post-harvest canopy stability and the established regeneration. For this, it is mandatory to define different silvicultural strategies throughout the landscape.

Key words: forest dynamics, remnant forest canopy, natural regeneration, browsing, abiotic damage.

RESUMEN

El método de regeneración más aplicado en bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) es la corta de protección. Este tratamiento se implementó sin consideración del paisaje o gradientes de productividad (ej. calidad de sitio), restricciones ambientales (ej. humedad del suelo) o factores de disturbio (ej. viento). El objetivo fue evaluar la dinámica de la estructura forestal remanente y la respuesta de la regeneración luego de 10 años de cosecha en el paisaje considerando gradientes ambientales. Se establecieron parcelas en nueve rodales en distintos sectores de Tierra del Fuego, Argentina (norte, este y sur) donde se concentra la actividad forestal. Las zonas seleccionadas presentan diferencias en el régimen hídrico (402 a 446 mm año⁻¹) y calidades de sitio (2,6 a 3,3). La estructura forestal fue similar entre zonas, pero las intensidades de corta fue variable (30 % a 57 %) generando diferentes áreas basales (AB) remanentes (22 a 47 m² ha⁻¹) y residuos forestales (167 a 230 m³ ha⁻¹) luego de la cosecha o por volteos de viento. La estructura forestal actual presenta diferencias en AB (6 a 34 m² ha⁻¹) y regeneración instalada (49 a 110 miles ha⁻¹) variando en altura (0,6 a 1,0 m) y crecimiento (4,1 a 12,8 cm año⁻¹) por zona y daños recibidos (abióticos y bióticos). Concluimos que los bosques responden diferencialmente a los tratamientos silvícola en los paisajes y gradientes ambientales analizados, donde el clima influye en la estabilidad del dosel y la regeneración. En consecuencia, se hace necesario establecer estrategias silvícolas diferenciales a lo largo del paisaje.

Palabras clave: dinámica forestal, dosel remanente, regeneración natural, ramoneo, daños abióticos.

INTRODUCCIÓN

La Isla Grande de Tierra del Fuego en Argentina reúne variadas condiciones fisiográficas y climáticas que se reflejan en su fisionomía vegetal, pudiéndose dividir la misma en cuatro regiones naturales: estepa magallánica, ecotono estepa-bosque, cordillera al oeste y humedales al este (Allué *et al.* 2010). Los bosques de *Nothofagus pumilio* (Poep. *et* Endl.) Krasser (comúnmente llamada lenga) son los que poseen la mejor aptitud maderera con destino al aserrado (Martínez Pastur *et al.* 2009). Se encuentran distribuidos en la zona centro-sur de la Isla, ocupando las áreas desde el ecotono estepa-bosque hasta la cordillera, donde se mezclan con los bosques mixtos siempreverdes hacia la región de los humedales al oeste.

Los sistemas silvícolas utilizados en los bosques de lenga han cambiado a lo largo del tiempo, desde cortas selectivas hasta talas rasas (López Bernal *et al.* 2003, Gea *et al.* 2004), variando las intensidades de corta de acuerdo a los productos extraídos. El sistema de regeneración más aplicado a finales del siglo pasado, tanto en Chile como en Argentina, fue el de cortas de protección, así como otras alternativas que combinan diferentes niveles de retención (Rosenfeld *et al.* 2006, Martínez Pastur *et al.* 2009) que consisten en mantener elementos estructurales del bosque original que satisfacen requerimientos de hábitat para ciertos organismos (ej. retención dispersa y/o retención agregada). La corta de protección en particular consiste en la intervención progresiva del bosque, que se inicia con una primera corta que abre el dosel dejando 30 m² ha⁻¹ de área basal (AB) con una distancia máxima entre árboles de 12 m uniformemente distribuidos, a los fines de estimular el establecimiento y crecimiento de la regeneración natural (Martínez Pastur *et al.* 2007, Cellini *et al.* 2013). Estas modificaciones en el dosel del bosque impactan fuertemente sobre las condiciones microclimáticas, generando un aumento de la temperatura del suelo, la precipitación efectiva, la intensidad lumínica y la velocidad del viento dentro del bosque (Martínez Pastur *et al.* 2011, 2013, Soto *et al.* 2017, 2019), causando un incremento en la evapotranspiración e influyendo en la dinámica y crecimiento de la regeneración, tanto pre- como post-instalada respecto del momento de la cosecha (Rosenfeld *et al.* 2006, Martínez Pastur *et al.* 2007, 2017, Pérez Flores *et al.* 2019).

El período de regeneración natural se extiende por un largo tiempo (15 a 20 años), donde ocurren daños en el dosel remanente debido al rastreo durante la cosecha o por efecto del viento al abrir el dosel (Cellini *et al.* 2013). La regeneración establecida bajo este dosel de protección genera un denso bosque secundario, y es entonces cuando se realizan las siguientes intervenciones (otras cortas intermedias) para seguir abriendo el dosel o cortas finales en caso que el objetivo del manejo sea transformar totalmente el bosque primario en bosques manejados de alta productividad (Gea *et al.* 2004, Cellini *et al.* 2013, Martínez

Pastur *et al.* 2013). La regeneración natural puede verse afectada tanto por factores bióticos (ej. herbivoría) como abióticos (ej. heladas y sequías) (Martínez Pastur *et al.* 2013, 2016, 2017). La herbivoría abarca un amplio espectro de posibilidades, desde la predación de frutos (ej. aves, insectos y roedores) hasta las plantas establecidas en el sotobosque que son consumidas por diversos mamíferos nativos (ej. el guanaco, *Lama guanicoe* Müller) o introducidos (ej. el castor, *Castor canadensis* Kuhl) incluyendo al ganado doméstico, tanto el que está bajo manejo como el ganado vacuno y caballar en estado salvaje. La herbivoría sobre la regeneración natural genera una presión continua, pero que, en general, no llega a poner en peligro la recuperación del bosque a escala de rodal (Gea *et al.* 2004, Cavieres y Fajardo, 2005, Martínez Pastur *et al.* 2013, 2017). Sin embargo, el ramoneo continuado supone una detención del crecimiento que puede extenderse en el tiempo en la medida en que perduren las condiciones de elevada presión sobre las plantas afectadas, generalmente a una escala puntual dentro del paisaje (Martínez Pastur *et al.* 2016). Al igual que la herbivoría, los factores abióticos afectan parte de la biomasa aérea de la regeneración, pudiendo generar la muerte parcial o total de la biomasa aérea frente a eventos extremos o afecciones sucesivas (Martínez Pastur *et al.* 2017).

El principal inconveniente en la implementación de las cortas de protección en Tierra del Fuego, desde finales del siglo pasado hasta el presente, se debe a que se ha realizado sin consideración alguna del paisaje (ecotono estepa-bosque, bosques de cordillera, o bosques húmedos), y sin tener en cuenta gradientes de productividad (ej. calidad de sitio), potenciales restricciones ambientales (ej. disponibilidad de agua en el suelo) o potenciales factores de disturbio en masa (ej. exposición al viento). El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia del paisaje a lo largo de gradientes ambientales en la implementación de cortas de protección en bosques de lenga, analizando la dinámica de la estructura forestal remanente y la respuesta de la regeneración natural luego de 10 años de realizada la cosecha. Con esta investigación se pretende responder las siguientes preguntas respecto de los gradientes ambientales: (i) ¿varía la estructura forestal de los bosques sin manejo a lo largo de estos gradientes?; (ii) ¿la intensidad de cosecha implementada fue similar a lo largo de estos gradientes?; (iii) ¿varió la dinámica del dosel remanente en la última década a lo largo de estos gradientes?; (iv) ¿cómo fue la respuesta de la regeneración a la cosecha a lo largo de estos gradientes?, y (v) ¿fueron similares los daños observados en la regeneración a lo largo de estos gradientes? Mediante estas preguntas se pretende determinar si la propuesta de cortas de protección debe ser una sola, o si la misma debe adecuarse a las distintas condiciones del paisaje en relación con los gradientes ambientales, aportando el estudio información con base científica a la toma de decisiones en la gestión del recurso forestal nativo.

MÉTODOS

Área de estudio. Se trabajó en bosques puros de lenga ubicados en tres zonas geográficas bien diferenciadas donde se realizaron los muestreos (norte, este y sur) donde se desarrolló la cosecha hace 10-12 años (años 2005-2007), la zona norte correspondió con el ecotono-bosque, la zona sur con el bosque cordillerano, y la zona este con bosques húmedos que alternan con turbales). Para ello se identificaron nueve rodales (3 zonas de muestreo x 3 rodales) donde las empresas madereras aplicaron cortas de protección de acuerdo con la normativa vigente en Tierra del Fuego, Argentina (ley provincial 145/94 y normas regulatorias). La superficie total de estudio fue de 684,2 ha de rodales cosechados ubicados en: (i) Ea. Ewan y Lenga Patagonia S.A. en la zona norte (54° 22' S, 67° 15' O), (ii) Reserva Forestal de Producción Río Irigoyen en la zona este (54° 37' S, 66° 39' O), y (iii) Reserva Forestal de Producción Río Valdez (54° 38' S, 67° 18' O) y Reserva Natural Laguna Negra (54° 31' S, 67° 18' O) en la zona sur (figura 1).

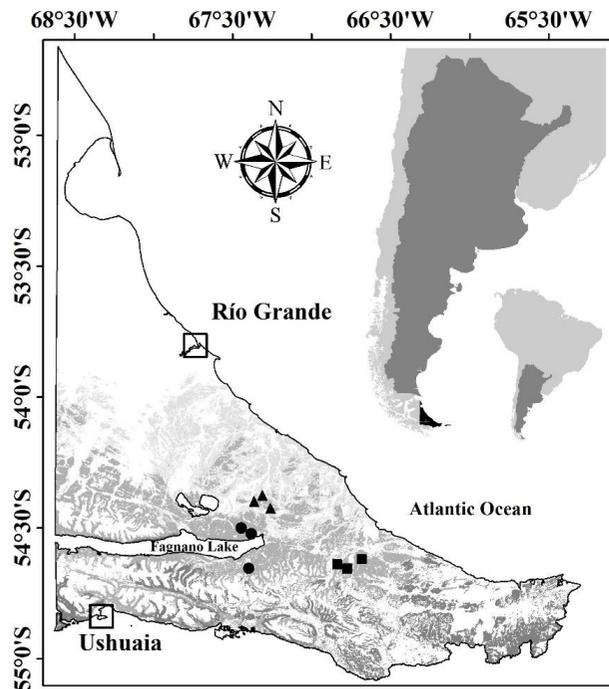


Figura 1. Ubicación de las zonas de muestreo (triángulos en zona norte, cuadrados en zona este, y círculos en la zona sur), y la distribución de los bosques mixtos de *Nothofagus betuloides* (gris oscuro), puros de *N. pumilio* (gris) y puros de *N. antarctica* (gris claro).

Location of the sampling sites (triangles in the north area, squares in the east area, and circles in the south area), and the distribution of mixed *Nothofagus betuloides* (dark grey), pure *N. pumilio* (grey) and pure *N. antarctica* (pale grey) forests.

Los rodales se vincularon a un sistema de información geográfico (SIG) donde se determinaron las coordenadas del punto central de cada uno. Los rodales seleccionados (> 10 ha) se encontraban enmarcados en planes de manejo que fueron fiscalizados por parte de la autoridad de aplicación de Tierra del Fuego, Argentina. Los mismos presentaban una implementación homogénea de la cosecha, y donde su constatación se basó en una caracterización visual (imágenes satelitales SPOT en los dos años posteriores a las intervenciones). Por otra parte, se determinaron las variables climáticas de cada rodal (Hijmans *et al.* 2005), incluyendo temperatura media anual (°C) (TMA), temperatura media máxima (°C) (TMAX), temperatura media mínima (°C) (TMIN), precipitación media anual (mm año⁻¹) (PA), precipitación media del mes más lluvioso (mm mes⁻¹) (PMAX), precipitación media del mes más seco (mm mes⁻¹) (PMIN), y evapotranspiración media potencial (mm año⁻¹) (EVAPO). Los puntos centrales de cada rodal fueron ubicados en el terreno mediante el uso de un geo-posicionador satelital, como punto de partida para establecer cuatro parcelas de muestreo en orientaciones norte, este, sur y oeste (sin corrección de declinación magnética). Cada inicio de parcela de muestreo (transectas de 50 m x 10 m cada una) se ubicó a 20 m del punto central.

Estructura forestal y regeneración. En cada parcela se caracterizaron las siguientes variables para modelar la dinámica de la estructura forestal desde la implementación de la cosecha hasta el presente, siguiendo la metodología propuesta por Gea *et al.* (2004): (i) diámetro a la altura del pecho (DAP) con corteza (cm) de todos los árboles vivos mayores a 10 cm; (ii) DAP sin corteza (cm) de los árboles muertos en pie y recientemente volteados por viento (ej. presencia de corteza en el fuste) mayores a 10 cm; (iii) diámetro de tocones (DAT) sin corteza (cm) producto de la cosecha; (iv) dos alturas de árboles dominantes (m) para determinar calidad del sitio (CS) (en un sitio 1 los árboles superan los 28 m y en un sitio 5 no superan los 15 m de altura a la madurez); y (v) fases de desarrollo de los árboles vivos como una determinación visual a partir de la corteza. Con estos datos se obtuvieron valores de densidad (N) (n ha⁻¹), área basal (AB) (m² ha⁻¹), volumen total con corteza (VTCC) (m³ ha⁻¹) y volumen de trozas sin corteza (VTSC) (m³ ha⁻¹). Los detalles de modelos empleados se describen en Martínez Pastur *et al.* (2002) y Gea *et al.* (2004).

La regeneración inicial (< 1,3 m de altura) (parcelas de largo variable x 0,1 m) y avanzada (> 1,3 m de altura y < 10 cm DAP) (parcelas de largo variable x 1 m) se caracterizó mediante dos sub-parcelas de cada tipo ubicadas al comienzo y finalización de cada parcela en cada uno de los rodales (0 y 50 m). El tamaño de las parcelas fue variable, donde la longitud se determinó a partir del número de plántulas mensuradas (entre 7 y 10 plantas por parcela). En las parcelas, para cada planta se midió la altura (cm) (A) considerando la longitud existente entre la base y el bro-

te apical dominante vivo extendiendo el mismo (Martínez Pastur *et al.* 2011, 2017). También se registró: (i) la calidad forestal (CAL) considerando como plantas adecuadas aquellas sin bifurcaciones, porte recto y buena sanidad (sin presencia de canchales, hongos o hemiparásitas), (ii) daños bióticos debidos al ramoneo de guanaco o ganado doméstico (DB), (iii) daños abióticos (brotes muertos por heladas o sequías) (DA), y (iv) el crecimiento (cm año⁻¹) en altura de los últimos tres periodos vegetativos (CREC) mediante la identificación de los mucrones. Los daños bióticos por ramoneo se determinaron observando la pérdida de biomasa aérea producida por cortes o remoción y, los daños abióticos cuando se constató muerte de la biomasa aérea de la regeneración (Martínez Pastur *et al.* 2016, 2017). Por otra parte, con el número de plantas se estimó la densidad de plantas (miles ha⁻¹) (N) por parcela. Finalmente, la regeneración muestreada se diferenció entre plantas ya establecidas (pre-establecimiento) de aquellas que se instalaron después del aprovechamiento (post-establecimiento), mediante el conteo de mucrones en plantas hasta los 10-12 años (plantas de mayor edad se consideraron como post-establecimiento).

Análisis de los datos. Los valores de estructura forestal fueron empleados para la modelización (Martínez Pastur *et al.* 2002) de: (i) la estructura original (EO), es decir el estado del bosque primario antes de la cosecha forestal, (ii) la estructura cosechada (EC) que se corresponde con los árboles cortados en el área, (iii) la estructura remanente (ER) que se corresponde a aquella que quedó luego de la cosecha, (iv) la estructura dañada (ED) que consiste en aquellos árboles remanentes post-cosecha que murieron en pie o que fueron afectados por caídas de viento, y (v)

la estructura actual (EA) conformada por árboles que se mantuvieron en pie cumpliendo la función de protección al momento de la toma de datos. Para más detalles de estas modelizaciones, ver a Gea *et al.* (2004). Los valores climáticos, de estructura forestal y regeneración fueron analizados mediante ANOVAs de un factor o múltiples factores considerando una probabilidad del $P=0,05$, donde las diferencias entre medias se compararon mediante el test de Tukey ($P < 0,05$).

RESULTADOS

Las clases de sitio fueron de mejor calidad en el ecotono (norte) que en la zona este, y donde la zona cordillera (sur) presentó valores intermedios (alturas dominantes de 23,3 m, 22,9 m y 21,4 m, respectivamente). Las mismas presentaron diferencias significativas entre zonas de muestreo. Las tendencias de temperatura muestran que la zona este presenta valores menores que el resto, donde los valores de evapotranspiración potencial presentan el mismo patrón antes mencionado (norte > sur > este). Sin embargo, ambas variables no llegaron a presentar diferencias significativas entre zonas. La precipitación aumenta desde la zona ecotonal hacia la cordillera y hacia la zona este, encontrándose diferencias significativas entre las distintas zonas de aprovechamiento forestal (cuadro 1).

Las modelizaciones de la estructura forestal variaron de acuerdo con las situaciones analizadas (cuadro 2). La estructura original no presentó diferencias significativas entre las zonas analizadas. Cabe destacar que el área basal en la estructura cosechada fue mayor en la zona este que en la norte y sur presentándose diferencias significativas en el área basal intervenida. Esto influyó en la estructura

Cuadro 1. Análisis de varianza para las diferentes zonas de muestreo (norte, este, sur), analizando clases de sitio y variables climáticas. CS = clase de sitio (1 alta, 5 baja), TMA = temperatura media anual, TMAX = temperatura media máxima, TMIN = temperatura media mínima, PA = precipitación media anual, PMAX = precipitación media del mes más lluvioso, PMIN = precipitación media del mes más seco, EVAPO = evapotranspiración media potencial (ver detalles en Hijmans *et al.* 2005).

Analyses of variance for the different sampling sites (north, east, south), analyzing site qualities and climatic variables. CS = site quality (1 high, 5 low), TMA = mean annual temperature (°C), TMAX = maximum mean temperature (°C), TMIN = minimum mean temperature (°C), PA = mean annual rainfall (mm yr⁻¹), PMAX = mean rainfall of the wet month (mm month⁻¹), PMIN = mean rainfall of the dry month (mm month⁻¹), EVAPO = mean potential evapotranspiration (mm year⁻¹) (see details in Hijmans *et al.* 2005).

Área	CS	TMA	TMAX	TMIN	PA	PMAX	PMIN	EVAPO
		°C			(mm año ⁻¹)	(mm mes ⁻¹)		(mm año ⁻¹)
Este	3,3b	4,2	12,8	-3,1	446,3c	47,3c	25,7b	552,0
Norte	2,6a	4,8	13,6	-2,3	402,0a	42,0a	22,7a	566,0
Sur	2,8ab	4,9	13,6	-2,2	425,7b	43,7b	24,7b	563,3
F(P)	3,35 (0,047)	2,43 (0,168)	4,28 (0,070)	3,63 (0,092)	18,20 (0,003)	40,20 (<0,001)	10,50 (0,011)	4,28 (0,070)

F = prueba de Fisher, (P) = probabilidad. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante la prueba de Tukey a 0,05.
 F = Fisher test, (P) = probability. Different letters showed significant differences using Tukey test at 0.05.

remanente: el área basal, volumen total y volumen de trozas que quedó en pie luego de la cosecha resultó mayor en la zona sur que las zonas norte y este, presentándose diferencias significativas para dichas variables. La estructura que sufrió daños luego de la cosecha solo presentó diferencias en el diámetro de los árboles ($F = 0,050$) pero sin llegar a detectar diferencias entre las medias de las zonas de muestreo analizadas. Finalmente, el área basal de la estructura actual presentó mayores valores en la zona sur que la zona norte y este, donde se encontraron diferencias significativas.

Del análisis de la eficiencia de la cosecha (efectivamente cosechado respecto del potencial del rodal) se observó que la misma fue mayor en el este (87 %) que en el norte (83 %) que en el sur (69 %), lo que mayormente explica los valores de estructura remanente y actual. Sin embargo, estas diferencias no llegaron a ser significativas ($F = 1,37$, $P = 0,269$).

La regeneración pre-instalada fue mayor tanto en densidad como en altura en la zona sur (x2 o x3 veces que en las zonas este y norte). Los daños bióticos (ramoneo) fueron mayores en la zona norte (81 %) que en el este

Cuadro 2. Análisis de varianza para las estructuras forestales (original, cosechada, remanentes, dañada y actual) en las diferentes zonas de muestreo (norte, este, sur) comparando la densidad de los árboles (N), diámetro a la altura del pecho (DAP), área basal (AB), volumen total con corteza (VTCC) y volumen de trozas sin corteza (VTSC).

Analyses of variance for the forest structures (original, harvested, remnant, damaged and current) at the different sampling sites (north, east, south), comparing tree density (N) ($n\ ha^{-1}$), diameter at breast height (DAP) (cm), basal area (AB) ($m^2\ ha^{-1}$), total over bark volume (VTCC) ($m^3\ ha^{-1}$) and timber under bark volume (VTSC) ($m^3\ ha^{-1}$).

Estructura	Área	N ($n\ ha^{-1}$)	DAP (cm)	AB ($m^2\ ha^{-1}$)	VTCC ($m^3\ ha^{-1}$)	VTSC ($m^3\ ha^{-1}$)
Original	Este	297	44,8	51,3	524,9	324,1
	Norte	362	44,9	57,3	659,2	398,1
	Sur	387	43,6	64,2	806,6	435,0
	F(P)	1,35 (0,274)	0,06 (0,945)	1,34 (0,276)	2,41 (0,105)	1,82 (0,178)
Cosechada	Este	140	53,1	32,0b	339,6	198,1
	Norte	103	50,6	20,4a	235,4	142,4
	Sur	110	46,1	17,0a	192,4	118,2
	F(P)	0,84 (0,443)	1,42 (0,257)	5,44 (0,009)	2,54 (0,095)	2,13 (0,135)
Remanente	Este	168	40,2	22,0a	213,6a	142,5a
	Norte	260	44,3	37,0ab	423,8b	255,5b
	Sur	277	42,8	47,3b	515,9b	316,8b
	F(P)	2,58 (0,091)	0,30 (0,740)	5,86 (0,007)	5,34 (0,010)	5,17 (0,011)
Dañada	Este	133	42,3	18,9	189,9	122,8
	Norte	100	54,6	19,4	230,1	133,4
	Sur	105	39,2	16,3	167,4	111,3
	F(P)	0,57 (0,571)	3,30 (0,050)	0,24 (0,787)	0,62 (0,544)	0,21 (0,808)
Actual	Este	70	29,8	6,2a	98,5	67,1
	Norte	185	42,5	22,3ab	251,1	155,6
	Sur	187	44,3	33,8b	380,2	224,2
	F(P)	1,72 (0,199)	2,53 (0,098)	5,39 (0,011)	3,25 (0,055)	3,33 (0,052)

F = prueba de Fisher, (P) = probabilidad. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante la prueba de Tukey a 0,05.
 F = Fisher test, (P) = probability. Different letters showed significant differences using Tukey test at 0.05.

(36 %) que en el sur (< 1 %). Muchas de estas diferencias no se encontraron para la regeneración post-cosecha, que fue más homogénea a lo largo de las diferentes áreas estudiadas. Sin embargo, los daños bióticos recibidos, que fueron también mayores en la zona norte (29 %) respecto de las otras áreas (20 % en el este y 1 % en el sur), generaron un menor desarrollo en altura (0,2 m respecto de 0,5-0,6 m), una menor calidad forestal (68 % respecto de 79 % - 89 %) y un menor crecimiento (2 cm año⁻¹ respecto de 6-11 cm año⁻¹). Si se combinan ambos resultados (regeneración total), que es lo que se evalúa usualmente en la fiscalización de una intervención silvícola, la regeneración fue mayor en el sur > norte > este, sin embargo, la altura promedio fue menor en el norte (0,3 m respecto 0,6 - 1,1 m) debido al ramoneo (54 %) lo que generó menores tasas de crecimiento (4 cm año⁻¹ respecto 12-13 cm año⁻¹) y menor calidad forestal (55 % respecto de 77 -78 %). Finalmente, la regeneración presentó diferencias significativas a lo largo de las áreas estudiadas (cuadro 3).

DISCUSIÓN

Las propuestas silvícolas y el paisaje. Las propuestas silvícolas implementadas en los bosques de lenga se han

basado en criterios industriales y en base a experiencias efectuadas en otros bosques, principalmente europeos (Gea *et al.* 2004). Esto ha llevado a la implementación incompleta y/o diferencial de los métodos propuestos a lo largo del paisaje (ej. diferentes empresas poseen diferentes requerimientos de materia prima), siendo necesario un cambio de paradigma en el manejo forestal donde la empresa se adapte a los productos que ofrece cada tipo de bosque. El bosque de lenga no se desarrolla de la misma manera a lo largo del paisaje, siendo influido por los gradientes ambientales naturales que cambian abruptamente a lo largo de Tierra del Fuego (ej. temperatura y precipitación) (Allué *et al.* 2010, Kreps *et al.* 2012) (ver cuadro 1). Esto influye también sobre otros componentes del bosque que interactúan en forma natural con la dinámica del bosque, por ejemplo, las poblaciones naturales de guanaco que son mayores en las áreas ecotonales que las cordilleranas (Martínez Pastur *et al.* 2013, 2016), o el ensamble de especies de plantas del sotobosque que varía a lo largo de todo el paisaje (Pérez Flores *et al.* 2019, Soler *et al.* 2019).

Las propuestas silvícolas, en este caso las cortas de protección, se han implementado sin un adecuado estudio de la resiliencia del ecosistema, y sin el monitoreo de la respuesta frente a diferentes conflictos de uso (ej. gana-

Cuadro 3. Análisis de varianza de la regeneración total, pre- y post-instalada respecto de la cosecha en las diferentes zonas de muestreo (norte, este, sur), considerando la densidad (N), altura (A), calidad forestal (CAL), daños abióticos (DA) y bióticos (DB) recibidos, y el crecimiento promedio de las últimas tres temporadas (CREC).

Analyses of variance for the total, pre and post-recruited regeneration considering the harvesting at the different sampling sites (north, east, south), comparing density (N) (thousand ha⁻¹), height (A) (m), forest quality (CAL) (%), abiotic (DA) (%) and biotic (DB) (%) damages received, and average growth of the last three seasons (CREC) (cm yr⁻¹).

TIPO	ÁREA	N (miles ha ⁻¹)	A (m)	CAL (%)	DA (%)	DB (%)	CREC (cm año ⁻¹)
Pre-	Este	28,7a	0,7a	75,6	3,8	36,2b	15,7b
	Norte	34,6a	0,5a	51,4	21,0	81,4c	6,6a
	Sur	83,4b	1,5b	67,8	4,4	0,6a	16,0b
	F(P)	3,99 (0,028)	11,96 (<0,001)	1,90 (0,170)	2,89 (0,073)	28,84 (<0,001)	9,02 (0,001)
Post-	Este	50,1	0,6b	79,2ab	11,6	20,3ab	10,8b
	Norte	68,0	0,2a	68,3a	10,4	29,3b	2,0a
	Sur	101,2	0,5a	88,5b	5,3	1,1a	5,8a
	F(P)	0,86 (0,433)	4,32 (0,023)	3,52 (0,042)	0,46 (0,639)	3,98 (0,029)	9,18 (<0,001)
Total	Este	78,8a	0,6a	77,8b	8,5	26,7b	12,8b
	Norte	102,6ab	0,3a	55,2a	15,2	54,0c	4,1a
	Sur	184,6c	1,1b	76,7b	4,8	0,8a	11,6b
	F(P)	3,26 (0,049)	11,38 (<0,001)	5,23 (0,008)	2,36 (0,104)	18,14 (<0,001)	12,02 (<0,001)

F = prueba de Fisher, (P) = probabilidad. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante la prueba de Tukey a 0,05.
 F = Fisher test, (P) = probability. Different letters showed significant differences using Tukey test at 0.05.

dería extensiva) y/o amenazas naturales (ej. cambio climático o eventos climáticos extremos) (Martínez Pastur *et al.* 2013). Tampoco se tuvo en cuenta la topografía (ej. exposiciones o fondos de valle), suelos (ej. humedales o hualves), uso de la tierra (ej. empastamientos debidos a otros usos como la ganadería), tipos de bosque particulares con diferente dinámica (ej. bosques abiertos de baja área basal) o de diferentes estructuras forestales (ej. bosques de estructura irregular). Estas propuestas solo requerían una estructura madura de bosque y la marcación de un área basal remanente en $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, lo que derivó en diferencias de respuesta a lo largo del paisaje debido a las consideraciones antes mencionadas.

Influencia de la cosecha y el paisaje sobre la dinámica de la estructura forestal. Los sitios de estudio seleccionados en este trabajo no variaron en su estructura original, siendo de calidad media-alta, que es representativo de las áreas de cosecha en Tierra del Fuego, presentando las mismas características intermedias de las que es posible encontrar a lo largo del paisaje (ej. no se incluyeron exposiciones extremas, ni altitudes extremas, ni rodales con una estructura forestal y/o una dinámica natural particular) (ver cuadro 2, estructura original). Esta selección se realizó para minimizar estos efectos diferenciales que podrían acrecentar las diferencias mencionadas, y poder centrar el análisis en las diferencias que se derivan del paisaje. Bajo estas consideraciones es posible afirmar que la estructura forestal de los bosques naturales sin manejo no varía a lo largo de los gradientes estudiados (pregunta 1). Sin embargo, cabe destacar que se observa una tendencia de los bosques a ser más densos al sur (AB $64 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) respecto de los del este (AB $51 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) que son más abiertos. Estas diferencias que no llegan a ser significativas, junto con la implementación diferencial de las empresas que aplican el método propuesto generaron diferencias en la intensidad de cosecha (17 a $32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) y una consiguiente estructura remanente (ver cuadro 2, estructura remanente). Cabe destacar que el ensamble de especies del sotobosque varía con el paisaje (Pérez Flores *et al.* 2019, Soler *et al.* 2019), donde su desarrollo puede generar sinergias positivas o negativas con la regeneración (Martínez Pastur *et al.* 2013, Silva *et al.* 2017, Quinteros *et al.* 2017, Toro Manríquez *et al.* 2019). Por ejemplo, en la zona este la estructura remanente estuvo por debajo de la normativa de implementación sugerida para las cortas de protección ($22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). En este escenario, es posible afirmar que la intensidad de cosecha implementada no fue igual a lo largo de los gradientes analizados, y que generó estructuras remanentes diferenciales (pregunta 2).

El viento y otros eventos naturales (ej. sequías) modelan la vegetación del paisaje, pudiendo variar significativamente a lo largo del mismo (Rebertus *et al.* 1997, Martínez Pastur *et al.* 1999a), donde dichos eventos tienen una influencia diferencial a lo largo de Tierra del Fuego. Por ejemplo, la zona sur recibe una mayor influencia del océa-

no Pacífico y la Antártida, mientras que la zona norte está regulada por la influencia del Atlántico sur (Kreps *et al.* 2012). Es por ello, que hay zonas más propensas a afectaciones por el viento, aunque estas ocurren en mayor o menor magnitud a lo largo de todo el paisaje fueguino (Cellini *et al.* 2013). En el presente estudio, la estructura forestal dañada durante los 10-12 años posteriores a la cosecha no variaron con las diferentes zonas de estudio (ver cuadro 2, estructura dañada). Es por ello que se puede afirmar que la dinámica del dosel remanente luego de la cosecha varió en los 10-12 años después de la cosecha a lo largo de los gradientes estudiados (pregunta 3), y que estas diferencias se dieron principalmente por la intensidad de la cosecha y no por los daños ocurridos tras las intervenciones.

Influencia de la cosecha y el paisaje en la regeneración de los rodales cosechados. La regeneración natural de los bosques de lenga representa la etapa más vulnerable del ciclo del manejo, y puede verse afectada por diferentes factores, ej. ciclos de semillas, competencia con el sotobosque, o eventos de sequías o heladas extremas (Rosenfeld *et al.* 2006, Cellini *et al.* 2013, Silva *et al.* 2017, Soler *et al.* 2019, Toro Manríquez *et al.* 2019). La lenga requiere de la presencia de un dosel de protección inicial que sirve a un doble propósito, por un lado, como fuente de semillas y, por el otro, de protección frente a condiciones climáticas extremas, limitando a su vez el desarrollo del sotobosque por competencia del agua del suelo y la luz incidente (López Bernal *et al.* 2003). En este periodo, la regeneración es semi-tolerante a la sombra. Posteriormente, la regeneración necesita una mayor cantidad de luz y agua, actuando como una especie intolerante a la sombra (Martínez Pastur *et al.* 2007, 2011, 2013), siendo en esta etapa más vulnerable al ramoneo por parte de diferentes herbívoros nativos y exóticos (Martínez Pastur *et al.* 2016), donde los mismos ocurren más abundantemente hacia la zona norte en contacto con el ecotono de bosques de ñire (*Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst), y la estepa donde dominan pastizales y arbustales.

La regeneración de un rodal cosechado usualmente comienza a partir de la regeneración pre-instalada proveniente del banco de plántulas del bosque sin intervención, y que es la primera en reaccionar luego de las cortas (Rosenfeld *et al.* 2006, Martínez Pastur *et al.* 2017). Esta regeneración es la que dominará el rodal futuro, y se complementa con la regeneración post-cosecha que cubre los sectores sin regeneración pre-instalada. Ambos tipos de regeneración se complementan, y en el caso de la lenga, genera una abundante cantidad de plántulas que al cabo de 15-20 años cubre gran parte del suelo forestal de los bosques cosechados (Rosenfeld *et al.* 2006, Martínez Pastur *et al.* 2013). Los bosques analizados presentaron una abundante regeneración (79 , 102 , $184 \text{ miles ha}^{-1}$), que estuvo directamente relacionada con el área basal remanente (22 , 37 y $47 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) de las áreas este, norte y sur, res-

pectivamente. Esto ha sido citado en otros trabajos también, donde la regeneración está en relación directa con el canopeo remanente (Martínez Pastur *et al.* 1999a, 2011, Cellini *et al.* 2013). La regeneración pre-instalada representó entre el 34 % y el 45 % del total, valores similares a los encontrados en otros estudios (Rosenfeld *et al.* 2006, Martínez Pastur *et al.* 2017). A base de estos resultados, se puede afirmar que la respuesta de la regeneración a la cosecha no es homogénea a lo largo de los gradientes estudiados (pregunta 4). Asimismo, como era de esperar se encontró más daño por herbivoría hacia el norte y este, donde se encuentran los establecimientos agropecuarios y ocurren más abundantemente las poblaciones de guanaco (Cavieres *et al.* 2005, Martínez Pastur *et al.* 1999b, 2016, 2017), y menos hacia el sur en los sectores cercanos a la cordillera, como también fue descrito en otros estudios (Gea *et al.* 2004). Sin embargo, no se observaron diferencias por daños abióticos (heladas o sequías), aunque existen diferencias marginalmente significativas ($F = 2,89$, $P = 0,073$) en la regeneración pre-instalada donde la zona norte presenta mayores daños (21 %) que las zonas este y sur (cerca al 4 %). Muchas veces, estos daños suelen confundirse con la herbivoría, y suelen ocurrir sinergias negativas (mayor daño abiótico y mayor ramoneo) en años con extremos climáticos (ej. ENSO) (Martínez Pastur *et al.* 2017). A base de estos resultados se puede decir que efectivamente los daños observados en la regeneración presentan marcadas diferencias a lo largo de las áreas estudiadas (pregunta 5).

Consideraciones a tener en cuenta al implementar propuestas silvícolas a escala de paisaje. La respuesta de los bosques de lenga a escala de paisaje respondió diferencialmente, sin embargo, más allá de las diferencias, todos alcanzaron los estándares mínimos requeridos para la propuesta silvícola de cortas de protección en términos de cantidad de regeneración. Algunas áreas alcanzaron más rápidamente el desarrollo de la regeneración (ej. sur) que permite se apliquen las cortas sucesivas (ej. cortas finales). En otros casos, se observa un retraso producto de un menor crecimiento por factores ambientales o por la presión del ramoneo, tal como fuera citado en otros trabajos (Martínez Pastur *et al.* 2016, 2017). Sin embargo, no todo se debió a causas naturales o ambientales, sino que algunas respuestas estuvieron relacionadas a la diferente tasa de extracción de las empresas forestales, que influyó directamente en la cantidad de regeneración establecida.

De acuerdo a los interrogantes planteados, se puede determinar que la propuesta de cortas de protección no debe estar basada en una única propuesta, sino que la misma debe adecuarse a las distintas condiciones del paisaje en relación con diferentes gradientes ambientales, y que debe ser controlada para que la misma sea implementada correctamente por las diferentes empresas forestales. Si bien, hay parámetros que no varían con el paisaje (ej. daños posteriores al aprovechamiento o producción de plántulas de

acuerdo a una misma área basal remanente), hay otros que sí varían (ej. herbivoría). Es por ello, que se hace necesario establecer programas de monitoreos que definan los umbrales más adecuados de cosecha que no superen la resiliencia de los bosques, y los períodos necesarios para una correcta regeneración de los rodales bajo manejo.

CONCLUSIONES

A través de esta investigación se intentó brindar nuevas evidencias respecto de la influencia del paisaje en la implementación de un único tratamiento silvícola, que muchas veces es propuesto en una única alternativa de implementación. Las cortas de protección en bosques de lenga presentan diferentes respuestas a lo largo de gradientes ambientales luego de 10 años de realizada la cosecha, donde la dinámica de la estructura forestal remanente y la respuesta de la regeneración natural son buenos indicadores de cambio. En particular se evidencia que, si bien la estructura forestal de los bosques sin manejo no varía significativamente a lo largo de estos gradientes (ej. para una misma calidad de sitio, grado de ocupación y fase de desarrollo), sí se encuentran diferencias debidas a la cosecha implementada por diferentes empresas, principalmente, debido a las ventajas y/o desventajas de la zona en consideración. Esto genera diferentes intensidades de corta que influyeron sobre la dinámica del dosel. Si bien, el daño recibido por la estructura forestal remanente tampoco varió a lo largo de los gradientes estudiados, sí se observan diferencias en la respuesta de la regeneración y su interacción con otros factores (ej. daños por heladas o sequías, así como ramoneo). Basado en estas evidencias se puede inferir la necesidad de implementar diferentes propuestas de cortas de protección, las que deben adecuarse a las distintas condiciones del paisaje en relación con gradientes ambientales que reciban la influencia de diferentes factores bióticos o abióticos.

AGRADECIMIENTOS

Se desea expresar agradecimientos a profesionales y estudiantes que colaboraron con las tareas de registro de datos en campo y análisis de datos: Tca. Ftal. Hortensia Mansilla, Sra. Vanina Costas, Sr. Jorge Cañas, Sr. Bruno Varela, Tco. Ftal. Juan Andrés Miller y Tco. Gestión Mauricio Giacheti. Al Productor Forestal Luis Mansilla de Aserradero Buenos Aires por proveer de estacas para las parcelas de estudio, al responsable técnico de Lenga Patagonia S.A. Ing. Santiago Favoretti, administradores y propietarios de Ea. Ewan.

REFERENCIAS

Allué C, J Arranz, J Bava J, J Beneitez, L Collado, J García López. 2010. Caracterización y cartografía fitoclimática del bosque nativo subantártico en la Isla Grande de Tierra del

- Fuego (Patagonia, Argentina). *Forest Systems* 19(2): 189-207. DOI: [10.5424/fs/2010192-01314](https://doi.org/10.5424/fs/2010192-01314).
- Cavieres L, A Fajardo. 2005. Browsing by guanaco (*Lama guanicoe*) on *Nothofagus pumilio* forest gaps in Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecology and Management* 204(2-3): 237-248. DOI: [10.1016/j.foreco.2004.09.004](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.004).
- Cellini JM, G Martínez Pastur, R Soler, M Barrera, MV Lencinas. 2013. Retención variable en bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Patagonia Sur: Estructura forestal, estabilidad estructural y regeneración. *Yvyretá* 20: 40-47. DOI: no posee.
- Gea G, G Martínez Pastur, JM Cellini, MV Lencinas. 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecology and Management* 201: 335-347. DOI: [10.1016/j.foreco.2004.07.015](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.015).
- Hijmans RJ, SE Cameron, JL Parra, PG Jones, A Jarvis. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25(15): 1965-1978. DOI: [10.1002/joc.1276](https://doi.org/10.1002/joc.1276).
- Kreps G, G Martínez Pastur, PL Peri. 2012. Cambio climático en Patagonia Sur: Escenarios futuros en el manejo de los recursos naturales. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina. ISBN [978-987-679-137-3](https://doi.org/10.4067/S0717-92002003000200002).
- López Bernal PM, J Bava, SH Antequera. 2003. Regeneración en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp et Endl.) Krasser) sometido a un manejo de selección en grupos. *Bosque* 24(2): 13-21. DOI: [10.4067/S0717-92002003000200002](https://doi.org/10.4067/S0717-92002003000200002).
- Martínez Pastur G, PL Peri, C Fernández, G Staffieri. 1999a. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo de manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 1. Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* 20(2): 39-46. DOI: [10.4206/bosque.1999.v20n2-04](https://doi.org/10.4206/bosque.1999.v20n2-04).
- Martínez Pastur G, PL Peri, C Fernández, G Staffieri, D Rodríguez. 1999b. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque* 20(2): 47-53. DOI: [10.4206/bosque.1999.v20n2-05](https://doi.org/10.4206/bosque.1999.v20n2-05).
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, JM Cellini, B Díaz, PL Peri, R Vukasovic. 2002. Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidad de sitio. *Bosque* 23(2): 69-80. DOI: [10.4067/S0717-92002002000200008](https://doi.org/10.4067/S0717-92002002000200008).
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, M Arena. 2007. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management* 243(2-3): 274-282. DOI: [10.1016/j.foreco.2007.03.034](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.034).
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, JM Cellini, PL Peri, R Soler. 2009. Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258(4): 436-443. DOI: [10.1016/j.foreco.2009.01.048](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.048).
- Martínez Pastur G, PL Peri, JM Cellini, MV Lencinas, M Barrera, H Ivancich. 2011. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Science* 68: 587-594. DOI: [10.1007/s13595-011-0059-1](https://doi.org/10.1007/s13595-011-0059-1).
- Martínez Pastur G, PL Peri, MV Lencinas, JM Cellini, M Barrera, R Soler, H Ivancich, L Mestre, A Moretto, CB Anderson, F Pulido. 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. En: *Silvicultura en bosques nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda* (P Donoso, A Promis, Eds.). Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. Cap. 8, 155-179. ISBN: [978-956-7173-32-7](https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000200003).
- Martínez Pastur G, R Soler, H Ivancich, MV Lencinas, H Bahamonde, PL Peri. 2016. Effectiveness of fencing and hunting to control *Lama guanicoe* browsing damage: Implications for *Nothofagus pumilio* regeneration in harvested forests. *Journal of Environmental Management* 168: 165-174. DOI: [10.1016/j.jenvman.2015.11.051](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.051).
- Martínez Pastur G, JM Cellini, M Barrera, MV Lencinas, R Soler, PL Peri. 2017. Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre-y post-cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio*. *Bosque* 38(2): 247-257. DOI: [10.4067/S0717-92002017000200003](https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000200003).
- Pérez Flores M, G Martínez Pastur, JM Cellini, MV Lencinas. 2019. Recovery of understory assemblage along 50 years after shelterwood cut harvesting in *Nothofagus pumilio* Southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 450: e117494. DOI: [10.1016/j.foreco.2019.117494](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117494).
- Quinteros CP, JO Bava, PM López Bernal, M Gobbi, G Defossé. 2017. Competition effects of grazing-modified herbaceous vegetation on growth, survival and water relations of lenga (*Nothofagus pumilio*) seedlings in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 91: 597-611. DOI: [10.1007/s10457-016-9983-2](https://doi.org/10.1007/s10457-016-9983-2).
- Rebertus AJ, T Kitzberger, T Veblen, LM Roovers. 1997. Blow-down history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78(3): 678-692. DOI: [10.2307/2266049](https://doi.org/10.2307/2266049).
- Rosenfeld JM, R Navarro Cerrillo, J Guzmán Álvarez. 2006. Regeneration of *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser forests after five years of seed tree cutting. *Journal of Environmental Management* 78(1): 44-51. DOI: [10.1016/j.jenvman.2005.03.009](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.03.009).
- Silva PV, CP Quinteros, AG Greslebin, JO Bava, G Defossé. 2017. Characterization of *Nothofagus pumilio* (lenga) understory in managed and unmanaged forests of central Patagonia, Argentina. *Forest Science* 63(2): 173-183. DOI: [10.5849/forsci.15-156](https://doi.org/10.5849/forsci.15-156).
- Soler R, SB Rumpf, S Schindler, G Martínez Pastur, MD Barrera, JM Cellini, M Pérez Flores, F Essl, W Rabitsch, MV Lencinas. 2019. Twelve-year dynamics of alien and native understory plants following variable retention harvesting in *Nothofagus pumilio* temperate forests in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 449: e117447. DOI: [10.1016/j.foreco.2019.07.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.07.001).
- Soto DP, DF Jacobs, C Salas, PJ Donoso, C Fuentes, KJ Puettmann. 2017. Light and nitrogen interact to influence regeneration in old-growth *Nothofagus*-dominated forests in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 384: 303-313. DOI: [10.1016/j.foreco.2016.11.016](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.016).
- Soto DP, KJ Puettmann, C Fuentes, DF Jacobs. 2019. Regeneration niches in *Nothofagus*-dominated old-growth forests after partial disturbance: Insights to overcome arrested succession. *Forest Ecology and Management* 445: 26-36. DOI: [10.1016/j.foreco.2019.07.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.07.001).

[10.1016/j.foreco.2019.05.004](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.004).

Toro Manríquez MDR, JM Cellini, MV Lencinas, PL Peri, KA Peña Rojas, G Martínez Pastur. 2019. Suitable conditions

for natural regeneration in variable retention harvesting of Southern Patagonian *Nothofagus pumilio* forests. *Ecological Processes* 8: e18. DOI: [10.1186/s13717-019-0175-7](https://doi.org/10.1186/s13717-019-0175-7).

Recibido: 06/11/19
Aceptado: 03/03/20

Modelado de índices de competencia para *Araucaria angustifolia* en dos sitios en el sur de Brasil

Modeling competition indices for *Araucaria angustifolia* at two sites in southern Brazil

Emanuel Arnoni Costa ^{**, César Augusto Guimarães Finger ^{b,c}, Paulo Renato Schneider ^b, André Felipe Hess ^d, Veraldo Liesenberg ^d, Cristine Tagliapietra Schons ^e}

*Autor de correspondencia: ^a Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Ciências Agrárias, Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil, tel.: +55 34 99232-3787, emanuelarnonicost@gmail.com

^b Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Ciências Florestais, Av. Roraima, 1000 Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

^c Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Estrada para Boa Esperança Km 4, Dois Vizinhos, Paraná, Brasil.

^d Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Av. Luiz de Camoes, Lages, Santa Catarina, Brasil.

^e Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal, Av. Roraima, 1000, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

SUMMARY

This study aimed at modeling competition indices for individual trees of *Araucaria angustifolia* in natural forests. A total of 397 objective trees were sampled in Lages and São Francisco de Paula municipalities. Through a non-linear regression analysis, 22 distance-independent and distance-dependent competition indices were modeled based on the diameter at breast height (d) and relative height (hrel: ratio between the total height of the objective tree and the maximum potential height estimated for the same diameter). The adjusted equations of the indices according to d of the objective tree achieved values of $R^2 \leq 0.546$ ($Syx\% \geq 15.0$). The independent variable hrel improved the estimates, explaining up to 63 % of the variation in the data ($Syx\% \geq 14.6$). In general, competition indices - which consider in the calculation only the variables d of the objective tree, d of the competitors, its horizontal distance and eventually the height variable- showed superior performance. Therefore, they are indicated for use in growth modeling of *A. angustifolia*, due to superior facility of application in natural forests. The developed equations showed to be good representations of the degree of competition at the level of the individual tree of *A. angustifolia* for the two evaluated sites, measuring only the diameter or including the height of the objective tree for more accurate precision. The expansion of research to other sites along the distribution of the species will confirm the application of these equations to their full extent. In addition, this work contributes to the inclusion of competition indices in modeling of individual trees in uneven-aged mixed forests.

Key words: Parana pine; biometric modeling; competition among trees.

RESUMEN

El presente estudio modeló índices de competencia para árboles individuales de *Araucaria angustifolia* en bosque nativo. Fueron muestreados 397 árboles objetivo en los municipios de Lages y São Francisco de Paula. Mediante análisis de regresión no lineal fueron modelados 22 índices de competencia independientes y dependientes de la distancia en función del diámetro a la altura del pecho y altura relativa (razón entre la altura total del árbol objetivo y la máxima altura potencial estimada para el mismo diámetro). Las ecuaciones ajustadas de los índices en función del diámetro del árbol objetivo alcanzaron valores de $R^2 \leq 0,546$ ($Syx\% \geq 15,0$). La altura relativa mejoró las estimaciones, explicando hasta el 63 % de la variación de datos ($Syx\% \geq 14,6$). En general, los índices de competencia que consideraron solo los diámetros del árbol objetivo y de los competidores, sus distancias horizontales, y eventualmente la altura, presentaron desempeño superior, siendo así indicados para el modelado del crecimiento de *A. Angustifolia*, debido a la mayor facilidad de aplicación en bosque nativo. Las ecuaciones desarrolladas representaron bien el grado de competencia a nivel del árbol individual de *A. angustifolia* para los dos sitios evaluados, midiendo solo el diámetro, o incluyendo también la altura del árbol objetivo para una mayor precisión. La expansión de la investigación a otros sitios a lo largo de la distribución de las especies permitirá confirmar la aplicación de estas ecuaciones en toda su amplitud. Además, este trabajo contribuye a la inclusión de índices de competencia en el modelado de árboles individuales en bosques mixtos disetáneos.

Palabras clave: pinheiro-do-Paraná, modelado biométrico, competencia entre árboles.

INTRODUCCIÓN

La competencia de los árboles es una interacción fundamental dentro de la comunidad de plantas y un proceso muy complejo que involucra muchos mecanismos (Kuehne *et al.* 2019). Ocurre cuando dos o más árboles individuales intentan capturar los mismos recursos (como la luz solar, el agua y los nutrientes) mientras los suministros de recursos están por debajo de los niveles capaces de sostener un crecimiento óptimo de ellos (Craine y Dybzinski 2013, Zhang *et al.* 2019). Esto siempre conduce a una reducción en la supervivencia, el crecimiento y/o la reproducción (Burkhardt y Tomé 2012).

En este sentido, la competencia es llamada intraespecífica cuando ocurre entre seres de la misma especie, e interespecífica cuando ocurre entre especies distintas (Weiskittel *et al.* 2011). A pesar de que el proceso biológico que involucra la competencia entre árboles es más complejo de lo que se puede describir por una relación matemática (Daniels *et al.* 1986), índices de competencia son frecuentemente utilizados como una forma de representar la competencia natural, ayudando a expresar el estado competitivo de cada individuo en el bosque.

Así, con el desarrollo de diversos índices de competencia con los más variados niveles de complejidad, se destacan los que utilizan las variables diámetro a la altura del pecho (d) de los árboles objetivo y competidor (Lorimer 1983, Daniels *et al.* 1986, Corona y Ferrara 1989, Mugasha 1989), los que adicionan las distancias horizontales (Hegyí 1974, Rouvinen y Kuuluvainen 1997), los que agregan otras variables, como el área basal, altura y diámetro de copa (Ek y Monserud 1974, Glover y Hool 1979, Pukkala y Kolström 1987, Rouvinen y Kuuluvainen 1997). Hay también índices que se valen del área de proyección horizontal de copa sobre el suelo, de la superficie de intersección de copas del árbol objetivo y sus competidores (Gerrard 1969, Bella 1971, Álvarez Taboada *et al.* 2003, Castagneri *et al.* 2008) e índices que emplean el área de proyección de copa potencial sobre el suelo, determinada en árboles en crecimiento libre para la especie evaluada (Arney 1973).

En modelado del crecimiento de árbol individual, los índices de competencia constituyen la base de todo modelo, donde se utilizan para estimar el incremento y/o mortalidad durante una simulación (Téo *et al.* 2015), lo que ha

permitido obtener ganancias en la eficiencia del modelo (Castro *et al.* 2014, Lustosa Junior *et al.* 2019). Sin embargo, dado que la habilidad de un índice puede variar según la especie en estudio, la región, las condiciones del bosque, etc., no hay consenso sobre una superioridad definida de un índice sobre otro, lo que requiere evaluaciones. Además, como la cuantificación de esta variable de competencia requiere la obtención de varias otras variables, a menudo difíciles de medir, la posibilidad de uso de ecuaciones que representen las distintas intensidades de competencia trae agilidad al proceso, facilitando las estimaciones.

En vista de esto, con la necesidad de conocer el comportamiento de distintos índices de competencia en relación con la especie de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze y permitir la agilidad de las aplicaciones, el presente estudio modela índices de competencia para árboles individuales en bosque natural. Específicamente se busca: (a) caracterizar los índices de competencia calculados; (b) ajustar modelos de regresión para describir la relación entre los índices de competencia en función del diámetro a la altura del pecho del árbol objetivo; (c) insertar y evaluar el comportamiento de la variable altura relativa en el modelo de competencia y verificar su influencia en cuanto al ajuste y a la precisión de las estimaciones.

MÉTODOS

Caracterización de las áreas de estudio. El trabajo se realizó en bosques naturales en los municipios de Lages (SC) y São Francisco de Paula (RS) (cuadro 1), siendo muestreados árboles creciendo bajo competencia. El clima de esos municipios, según la clasificación de Köppen, es subtropical húmedo, sin estación seca y con verano templado (Cfb) (Alvares *et al.* 2013).

En Lages, el estudio fue conducido en una propiedad rural particular con 83,5 hectáreas de bosque con *A. angustifolia*, ubicada cerca de la Hacienda Pedras Brancas, en el Planalto Central del estado de Santa Catarina. En el bosque muestreado fueron identificadas 28 especies conforme levantamiento realizado para el desarrollo del Plan de Manejo Forestal del sitio el año 2000.

En São Francisco de Paula, el estudio fue realizado en la Floresta Nacional (FLONA) de São Francisco de Paula, ubicada a 27 km distantes de la sede del municipio, en el nordeste del estado de Rio Grande do Sul, región de los

Cuadro 1. Ubicación y características climáticas de las áreas estudiadas.

Location and climatic characteristics of the studied areas.

Municipios	Latitud S	Longitud W	Altitud (m)	TAM	PAM
Lages	-27°48'	-50°19'	987,0	15,2	1684,7
São Francisco de Paula	-29°26'	-50°35'	854,0	15,0	2016,4

TAM = temperatura anual media (° C); PAM = precipitación anual media (mm).

Campos de Cima da Serra. En el Bosque con Araucaria de la FLONA fueron muestreados árboles pertenecientes a las parcelas (1546, 1537, 1539, 1543 y 1545), instaladas por el Programa Brasileiro de Pesquisa Ecológicas de Longa Duração (PELD). Para las parcelas estudiadas, fueron identificadas 74 especies.

Los estimadores fitosociológicos de densidad, dominancia y frecuencia se calcularon permitiendo caracterizar las especies identificadas en ambos sitios y tener una idea de la biodiversidad de las comunidades (cuadro 2). El cálculo de estos parámetros horizontales se realizó en sus valores absolutos y relativos, y posteriormente se utilizó para calcular el valor de importancia (VI), de acuerdo con

la literatura presentada por Müller-Dombois y Ellenberg (1974). En ambos lugares, se destaca el alto VI observado para *A. angustifolia*, que representa la alta densidad, dominancia y frecuencia de la especie.

En un nuevo muestreo realizado por Schorr en 2018 para el mismo sitio de estudio de Lages-SC y utilizando los mismos procedimientos, se identificaron un total de 25 especies, y la especie de araucaria ha evolucionado a un VI del 53 % (Schorr 2019). Esta disminución en el número de especies encontradas y el aumento en el dominio de *A. angustifolia* es probablemente el resultado de la competencia en el bosque, corroborando la necesidad de este tipo de estudio, así como la necesidad de pautas de gestión

Cuadro 2. Análisis fitosociológico horizontal: densidad, dominancia, frecuencia y valor de importancia de los sitios estudiados en el bosque con *A. angustifolia*.

Horizontal phytosociological analysis: density, dominance, frequency and importance value of the studied sites in the Araucaria Forest.

N	Sitio	Nombre científico	DR	DoR	FR	VI
1	Lages, SC.	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	30,5	34,0	19,2	27,9
2		<i>Ocotea</i> spp.	27,2	29,6	13,7	23,5
3		<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	5,4	4,4	8,9	6,3
4		<i>Piptocarpha</i> sp.	4,5	3,5	8,9	5,6
5		<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	5,7	5,6	2,7	4,7
6		<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	2,9	2,7	6,8	4,2
7		<i>Styrax leprosus</i> Hook. et Arn.	3,7	3,5	2,7	3,3
8		<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	2,9	2,2	3,4	2,9
9		<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	1,4	1,2	4,8	2,5
10		<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D. Legrand	1,5	1,3	3,4	2,1
... 28		Otras spp.	14,2	11,9	25,3	17,1
		Total	100,0	100,0	100,0	100,0
1	São Francisco de Paula, RS.	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	26,2	67,6	15,4	36,4
2		<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	8,1	5,2	7,8	7,0
3		<i>Casearia decandra</i> Jacq.	7,7	1,7	7,5	5,6
4		<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	7,3	1,4	7,0	5,2
5		<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	4,1	1,8	5,1	3,6
6		<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	3,9	2,2	4,4	3,5
7		<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	2,7	2,2	3,2	2,7
8		<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	2,9	1,5	3,4	2,6
9		<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	2,6	1,5	3,2	2,4
10		<i>Luehea divaricata</i> Mart. et Zucc.	2,7	1,5	2,5	2,2
... 74		Otras spp.	31,8	13,4	40,5	28,6
		Total	100,0	100,0	100,0	100,0

N = secuencia de especies; DR = densidad relativa (%); DoR = dominancia relativa (%); FR = frecuencia relativa (%); VI = valor de importancia (%).

y regulación de la estructura forestal que favorezcan la regeneración natural de las especies.

Levantamiento de los datos. Un total de 397 árboles de *A. angustifolia*, distribuidos en ocho clases de diámetro fueron seleccionados subjetivamente en el interior del bosque natural, buscando obtener árboles muestra en toda la amplitud diamétrica, considerando el menor centro de clase de 10 cm e intervalos entre clases diamétricas de 10 cm, hasta la clase de 90 cm. Los árboles de *A. angustifolia* seleccionados fueron denominados “árbol objetivo” y todos los árboles circunvecinos, independientemente de la especie, que ejerciesen competencia efectiva, también fueron demarcados y denominados “árboles competidores”. De los 397 árboles objetivo, 308 (77,6 %) fueron medidos en el municipio de Lages, SC, y los 89 árboles restantes (22,4 %) fueron medidos en la Flona de São Francisco de Paula, RS.

El criterio de selección de árboles competidores en relación con el árbol objetivo se basó en la dimensión de la copa y la altura de los árboles evaluados en cuanto a la capacidad de competir por luz y espacio de crecimiento. Los árboles circunvecinos, en un giro de 360° del árbol objetivo, que tuviesen contacto lateral entre las copas, fueron considerados competidores. Además, los árboles por sobre el árbol objetivo, tanto si tocaban sus copas como si no, también se consideraban árboles competidores. De esa manera, el criterio de selección de árboles competidores puede ser representado por la expresión [1]:

$$\text{dist}_{ij} < (rc_i + rc_j) \quad [1]$$

En que: dist_{ij} = distancia horizontal entre el árbol objetivo (i) y el árbol competidor (j); rc_i = radio de copa del árbol objetivo (i) en metros; rc_j = radio de copa del árbol competidor (j) en metros.

A base de este criterio, se intentó seleccionar árboles competidores independientemente de su especie, pudiendo seleccionar, igualmente, árboles competidores de la misma especie (competencia intraespecífica) o especies distintas a araucaria (competencia interespecífica). Sin embargo, en ambos sitios estudiados, debido a la elevada dominancia de la especie de *A. angustifolia*, se encontró en los árboles objetivo la influencia predominante de la competencia intraespecífica.

En cada árbol objetivo y sus respectivos competidores, fueron medidos el diámetro a la altura del pecho (d), la altura total (h), la altura de inserción de copa (hic), los ocho radios de proyección de copa en la dirección de los puntos cardinales: norte (N), noreste (NE), este (E), sureste (SE), sur (S), suroeste (SO), oeste (O) y noroeste (NO), y sus distancias horizontales (dist_{ij}).

La altura de inserción de copa fue definida como la altura desde el nivel del suelo hasta inserción de la copa viva. El diámetro fue medido con cinta diamétrica, en centímetros, y las distancias horizontales y alturas, ambas

corregidas según la inclinación del terreno con el hipsómetro Vertex IV, en metros; así como el radio de copas de *A. angustifolia*, con precisión de centímetros. El diámetro de copa (dc) fue determinado doblándose el valor medio cuadrático de los ocho rayos medidos en la copa (rcm). El área de proyección horizontal de las copas (APHC) de *A. angustifolia* fue calculada considerando la forma circular por $\text{APHC} = \pi \cdot \text{rcm}^2$.

Índices de competencia. Los índices de competencia calculados (cuadro 3) fueron los que consideran entre el árbol objetivo (i) y sus respectivos competidores (j) las variables dimensionales: diámetro a la altura del pecho (d), distancias horizontales (dist), área basal del árbol individual (g), altura total (h), diámetro de copa (dc), área de proyección horizontal de copa (APHC), área de proyección horizontal de copa potencial para *A. angustifolia* (APHC_{pot}), área de superposición de copas (ASC) y radios de copa medios (rcm).

El cálculo de las áreas de superposición de copa (ASC) entre el árbol objetivo (i) y cada uno de los competidores (j) fue realizado por un algoritmo desarrollado en lenguaje Visual Basic, en la macro del editor de planilla Microsoft Excel 2013. Para eso, fue programada la expresión del área de superposición de copas presentada por varios autores (Gadow 2003, Álvarez Taboada *et al.* 2003), con el algoritmo adaptado para situaciones en que el APHC eran secantes entre sí o internas. Además, se revisaron los casos de copas tangentes externamente, internamente y concéntricas, las cuales no aparecieron en ninguno de los 1560 árboles analizados.

Máxima altura potencial (hmáx). Una variable importante que permite representar los poblamientos a lo largo de su vida es la altura dominante, que se define como la altura promedio de los mayores árboles de un poblamiento (Assmann 1970), y se caracteriza por tener una gran importancia biológica y ser poco influenciado por desbastes. Sin embargo, en el contexto de rodales disetáneos, esto no siempre es representativo, ya que, en este caso, generalmente se determina en los árboles más antiguos del poblamiento y generalmente se ubica en los mejores sitios (Finger 1992). De esa manera, en el presente estudio, se generó una variable análoga a la altura dominante, denominada “máxima altura potencial” (hmáx), utilizando técnicas de regresión cuántica (Davino *et al.* 2014), considerando la tendencia ajustada de la relación entre la altura/diámetro, equivalente a un cuantil de un 90 % ($\tau = 0,9$) de la variable dependiente (h). Aunque la relación altura/diámetro sufre el efecto de la edad y densidad, el uso de esta relación para clasificación de sitios en bosques naturales no puede ser rechazado (Temesgen *et al.* 2007). Este ajuste, con técnicas de regresión cuantílica, fue posible con auxilio de un algoritmo computacional desarrollado en el Sistema de Análisis Estadística (SAS) con la PROC NLP (SAS 2004). El comportamiento de la relación entre la hmáx con el d fue descrito con el modelo [2], adaptado de Michailoff (1943).

Cuadro 3. Índices de competencia evaluados para *Araucaria angustifolia* en el bosque natural.
 Competition indices evaluated for *Araucaria angustifolia* in the natural forest.

Índices	Expresión	Variables	Fuente
IC1	$= DAP_i^2 \cdot n / (\sum_{j=1}^n DAP_j^2)$	d	Daniels <i>et al.</i> (1986)
IC2	$= \sum_{j=1}^n (DAP_j^2 / DAP_i^2)$	d	Corona y Ferrara (1989)
IC3	$= (\sum_{j=1}^n DAP_j) / DAP_i$	d	Lorimer (1983)
IC4	$= (\sum_{j=1}^n DAP_j / DAP_i) / n$	d	Mugasha (1989)
IC5	$= \sum_{j=1}^n [DAP_j / (DAP_i \cdot distij)]$	d, dist	Hegyí (1974)
IC6	$= \sum_{j=1}^n [DAP_j / (DAP_i \cdot distij^{0.5})]$	d, dist	Hegyí (1974) - modificado
IC7	$= \sum_{j=1}^n [(DAP_j / DAP_i)^2 / distij]$	d, dist	Rouvinen y Kuuluvainen (1997)
IC8	$= \sum_{j=1}^n (DAP_j / distij)$	d, dist	Rouvinen y Kuuluvainen (1997)
IC9	$= \sum_{j=1}^n g_j$	G	Bal modificado
IC10	$= \sum_{j=1}^n (h_j / \bar{h}_j)$	H	Glover y Hool (1979)
IC11	$= \sum_{j=1}^n (DAP_i^2 h_i / \overline{DAP_j^2 h_j})$	d, h	Glover y Hool (1979)
IC12	$= \sum_{j=1}^n [(h_j / h_i) \arctang(h_j / distij)]$	h, dist	Rouvinen y Kuuluvainen (1997) - modificado
IC13	$= \sum_{j=1}^n \arctang[(h_j - h_i) / distij]$	h, dist	Pukkala y Kolström (1987)
IC14	$= \sum_{j=1}^n [dc_j / (dc_i \cdot distij^{0.5})]$	dc, dist	Hegyí (1974) - modificado
IC15	$= \sum_{j=1}^n [APHC_j / (APHC_i \cdot distij)]$	APHC, dist	Álvarez Taboada <i>et al.</i> (2003)
IC16	$= \sum_{j=1}^n [APHC_j / APHC_i]$	APHC	Castagneri <i>et al.</i> (2008)
IC17	$= \sum_{j=1}^n [APHC_j h_j / APHC_i h_i]$	h, APHC	Castagneri <i>et al.</i> (2008)
IC18	$= \sum_{j=1}^n [APHC_j h_j / APHC_i h_i] / distij$	h, APHC, dist	Castagneri <i>et al.</i> (2008)
IC19	$= 100 \sum_{j=1}^n [ASC_{ij} + APHC_{pot}] / APHC_{pot}$	APHC _{pot} , ASC	Arney (1973)
IC20	$= \sum_{j=1}^n [ASC_{ij} / APHC_i]$	APHC, ASC	Gerrard (1969)
IC21	$= \sum_{j=1}^n [(ASC_{ij} DAP_j) / (APHC_i DAP_i)]$	d, APHC, ASC	Bella (1971)
IC22	$= \sum_{j=1}^n [ASC_{ij} (rcm_j h_j / rcm_i h_i)] / APHC_{pot}$	h, rcm, APHC _{pot} , ASC	Ek y Monserud (1974)

d = diámetro a la altura del pecho (cm); dist = distancia horizontal (m); g = área basal del árbol individual (m²); h = altura total (m); dc = diámetro de copa (m); APHC = área de proyección horizontal de la copa (m²); APHC_{pot} = área de proyección horizontal de la copa potencial para *A. angustifolia* (m²) - la ecuación: $dc_{pot} = 4,8601 + 0,2038 \cdot d$, así: $APHC_{pot} = \pi (dc_{pot} / 2)^2$; ASC = área de superposición de las copas (m²); rcm = radio de copa medio (m); i-ésimo árbol objetivo; j-ésimo árbol competidor.

$$hmáx = 1,3 + \beta_0 \exp\left(-\frac{\beta_1}{d}\right) + \varepsilon \quad [2]$$

d del árbol objetivo, se ajustó el modelo de potencia en la forma no lineal [4]:

En que: hmáx = máxima altura potencial (m); d = diámetro a la altura del pecho (cm); β_0 , β_1 = coeficientes de regresión estimados; ε = error residual.

$$IC = \beta_0 d^{\beta_1} + \varepsilon \quad [4]$$

Finalmente, se evaluó la contribución de la variable hrel en el modelo, además de la variable d, conforme la expresión [5].

Del ajuste de la variable hmáx, se derivó la variable de altura relativa (hrel), como una razón entre la altura total (h) y la máxima altura potencial (hmáx) [3].

$$IC = \beta_0 d^{\beta_1} \exp(\beta_2 hrel) + \varepsilon \quad [5]$$

$$hrel = \frac{h}{hmáx} \quad [3]$$

En que: IC = índices de competencia; d = diámetro a la altura del pecho del árbol objetivo (cm); hrel = altura relativa (h/hmáx); β_0 , β_1 , β_2 = coeficientes de regresión estimados; ε = error residual.

Modelado de índices de competencia. Para describir la relación de los índices de competencia (IC) en función del

El modelo [4] inserta en la estimación de competencia la variación de la altura del árbol objetivo en relación con la máxima altura potencial para el mismo diámetro, vinculada, por lo tanto, a la idea de que cuanto mayor es la altura del árbol objetivo en relación con su potencial, menor es su grado de competencia.

Análisis de los datos. Las estadísticas fueron procesadas en el Sistema de Análisis Estadística (SAS 2004) y los modelos ajustados fueron evaluados mediante el coeficiente de determinación (R^2), al error patrón de la estimación en porcentaje (Syx %) y a la probabilidad del valor de F del análisis de variancia.

RESULTADOS

Características de los índices de competencia. Cada uno de los índices de competencia calculados para los 397 árboles objetivo de *A. angustifolia* se caracterizan en el cuadro 4. Los valores del coeficiente de variación para los

22 índices de competencia fueron generalmente altos, lo que indica una alta variación en el estado competitivo de cada árbol individual. Además, la oscilación dentro de un rango de un 17,3 % a un 650,2 % entre índices proviene de la existencia de índices más y menos sensibles a las variaciones competitivas. Con respecto al índice 13 (IC13), los valores negativos verificados (cuadro 4) aparecieron cuando la altura del árbol objetivo fue menor que la de sus competidores.

Máxima altura potencial (hmáx). Con la determinación de la hmáx para los sitios estudiados, usando técnicas de regresión cuantílica (figura 1A), fue definida una nueva variable a ser usada en el modelado de los índices de competencia, denominada altura relativa (hrel), que deriva de la razón entre la altura del árbol objetivo y la hmáx estimada para el mismo d. En la figura 1B, se observa la distribución de frecuencias de las hrel de los árboles objetivo de araucaria con comportamiento similar de una distribución normal.

Cuadro 4. Resumen estadístico de los índices de competencia calculados para *Araucaria angustifolia* muestreadas en bosque natural.
 Statistical summary of the competition indices calculated for *Araucaria angustifolia* sampled in natural forests.

Índices de competencia	Mínimo	Q1	Media	Mediana	Q3	Máximo	CV%
IC1	0,0032	0,0129	0,0219	0,0171	0,0254	0,1717	84,1
IC2	0,2756	2,9939	7,6037	5,5728	9,9499	49,0338	90,2
IC3	0,5250	2,9270	4,8242	4,4493	6,3861	14,9270	51,1
IC4	0,4259	0,8893	1,3154	1,1675	1,6056	4,1888	45,5
IC5	0,0802	0,4588	0,9084	0,7682	1,1875	6,6738	74,4
IC6	0,2297	1,2094	2,0071	1,7875	2,5896	7,6860	55,5
IC7	0,0527	0,4706	1,4511	0,9231	1,7761	16,2760	119,0
IC8	1,8000	19,8475	29,9132	29,5466	39,0074	82,0129	45,7
IC9	0,0076	0,3774	0,7182	0,6923	0,9996	2,5379	60,2
IC10	0,3265	0,8661	0,9672	0,9605	1,0546	1,6606	17,3
IC11	0,0343	0,3102	0,9514	0,6114	1,2117	8,2041	108,1
IC12	0,6888	3,4579	4,9677	4,7188	6,4183	11,2471	43,6
IC13	-4,8905	-0,6872	0,2270	0,2359	1,1765	4,4658	650,2
IC14	0,1504	1,2267	1,9826	1,8226	2,5088	6,3517	53,1
IC15	0,0227	0,4438	1,4023	0,9251	1,6887	12,0646	116,5
IC16	0,1857	2,9447	7,5925	5,6378	8,5478	54,2230	98,3
IC17	0,1881	2,9177	8,9063	6,0036	10,6166	90,0655	114,0
IC18	0,0229	0,4564	1,6517	0,9486	1,9035	16,9717	129,8
IC19	100,0	308,2	440,0	433,7	564,6	1205,1	45,7
IC20	0,0	0,4357	0,9888	0,9433	1,4492	3,1824	65,5
IC21	0,0	0,4743	1,4442	1,0333	1,9936	7,8866	94,4
IC22	0,0	0,1761	0,7056	0,5130	1,0370	3,1804	93,8

[IC1 a IC22] = índices de competencia; Q1 = primer cuartil; Q3 = tercer cuartil; CV% = coeficiente de variación.

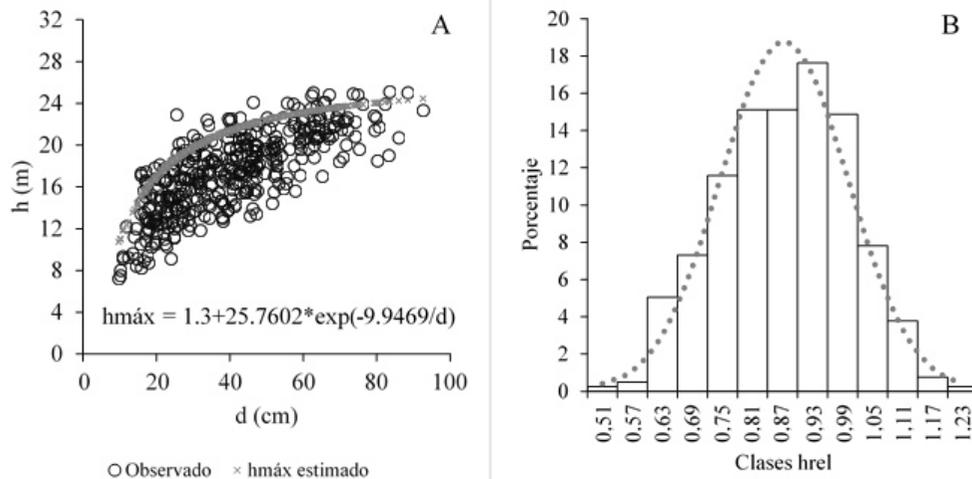


Figura 1. A) Estimación de la relación entre la máxima altura potencial (hmáx) en función del diámetro a la altura del pecho (d); B) Porcentaje de las frecuencias observadas en clases de altura relativa (hrel); para árboles de *Araucaria angustifolia* muestreados en bosque natural.

A) Estimation of the relationship between maximum potential height (hmáx) as a function of diameter at breast height (d). B) Percentage of observed frequencies in relative height (hrel) classes; for *Araucaria angustifolia* trees sampled in natural forests.

Modelado de índices de competencia. El ajuste del modelo [4] posibilitó describir la variación de los índices de competencia para árbol objetivo en función de su d. En tres de las ecuaciones probadas, no se encontró significancia para uno de los dos coeficientes de regresión estimados ($\alpha = 5\%$), con todo, todas presentaron regresión con ajustes (R^2) variando de 0,010 a 0,546 y precisión (Syx %) entre 15,0 % y 600,2 % (cuadro 5).

Al incluir la variable hrel además del d para describir la variación encontrada en cada índice de competencia (cuadro 6), se verificó que todas las ecuaciones presentaron regresión, pero no todos los coeficientes fueron significativos. En general, las ecuaciones tuvieron mejoría en cuanto a los criterios de ajuste y precisión, respecto de los determinados aplicando el modelo [4]. Por ejemplo, la ecuación de IC4 alcanzó ajuste (R^2) de 0,638, seguida por la ecuación de IC7 con ajuste de 0,604, y con el índice IC10 alcanzando la mayor precisión (Syx %), alrededor del 14,6 %, pero con menor valor de ajuste.

La figura 2 presenta la dispersión de los valores observados y ajustados para los índices IC4 e IC7 en función de la variable d (2A) y de las variables d y hrel (2B), ilustrando que a medida que los árboles aumentan de diámetro, hay una disminución en la intensidad de la competencia representada por los índices.

DISCUSIÓN

Características de los índices de competencia. Los índices de competencia expresan la influencia de los árboles vecinos en el espacio vital de cada árbol objetivo, variando a medida que este entorno se ve comprometido por el crecimiento (tamaño) y la ocupación del espacio. En cuanto a

la interpretación de los valores de los índices, inicialmente es necesario considerar la metodología de cálculo de cada índice, ya que pueden representar la competencia directa o inversamente. La representación es directa cuando el tamaño de los árboles competidores se expresa en el numerador y el tamaño del árbol objetivo en el denominador (por ejemplo, índices IC2, IC5, IC9 e IC15), y cuanto menor es el valor de estos índices, menor es la competencia sobre el árbol objetivo. Otros índices tienen la característica de representar la competencia inversamente, cuando es el tamaño del árbol objetivo que aparece en el numerador (índices IC1, IC10 e IC11) y, por lo tanto, cuanto menor sea el valor de estos índices, mayor será la competencia representada.

Sin embargo, independientemente de la metodología para calcular los índices, se interpreta que cuanto mayor sea el tamaño de los competidores en relación con el árbol objetivo, así como su proximidad (cuando se trata de los índices dependientes de la distancia), mayor será la competencia sobre el árbol objetivo.

Con respecto a las características de los índices IC19, IC20, IC21 e IC22 (cuadro 4), se identificó que el valor mínimo de 100,0 para el IC19 y cero para los IC20, IC21 e IC22 resultaron de nueve árboles objetivo de *A. angustifolia* que tenían sus copas asimétricas, lo que provocó la reducción del radio medio de copa usado en el cálculo, reduciendo este valor hasta el punto de que no había más intersección de copas, contradiciendo los resultados encontrados en campo. Aunque se midieron ocho radios de copa, el método no permitió describir totalmente esa dimensión para la especie evaluada. En este estudio, ese resultado fue considerado como natural y de posible ocurrencia en campo, y otros métodos de cálculo de áreas de proyección hori-

zontal de copa no han sido explorados, como los polígonos de Voronoi (Gspaltl *et al.* 2012), entre otros, lo que tal vez pudiese proporcionar resultados más eficaces.

Modelado de índices de competencia. Los resultados del presente trabajo permitieron describir los índices de competencia del árbol objetivo para distintos niveles de complejidad de cálculo (cuadro 3), con las ecuaciones ajustadas, apenas midiendo el d (cuadro 5) y con la altura medida del árbol objetivo (cuadro 6) para obtener mayor precisión en las predicciones.

Fue posible verificar que, de modo general, índices de competencia independientes y dependientes de la distancia que consideran en el cálculo apenas las variables d del árbol objetivo, d de sus competidores, distancias horizontales y eventualmente la variable altura, presentaron desempeño superior a los índices que evalúan va-

riables de dimensión de copa y de superposición de áreas de copa entre el árbol objetivo y competidores, difiriendo de lo que fue sugerido por autores como Canham *et al.* (2004) y Coates *et al.* (2009). De esta forma, para el modelado del crecimiento de la especie *A. angustifolia*, los primeros índices serían los más indicados debido a la simplicidad y a la practicidad de aplicación en campo en bosque natural.

Además, la competencia sufrida por los árboles objetivo, estimada según el IC4 (figura 2A) e IC7 (figura 2C) como una función del d, probó que, con el aumento del d del árbol objetivo, sucede la disminución de la intensidad de la competencia. Los árboles más grandes, en general, por alcanzar estratos superiores de los bosques, tienen menor competencia (Cunha 2009). En consecuencia, árboles pequeños, ubicados en el sotobosque, estarán bajo mayores influencias competitivas.

Cuadro 5. Coeficientes estimados y estadísticas de ajuste y precisión de los índices de competencia calculados en función del diámetro a la altura del pecho (d) del árbol objetivo para *Araucaria angustifolia* muestreadas en bosque natural.

Estimated coefficients and statistics of adjustment and accuracy of the competition indices calculated according to the diameter at breast height (d) of the central tree for *Araucaria angustifolia* sampled in natural forests.

Índices de competencia	β_0	β_1	R ²	Syx%	Prob.>F
IC1	0,0111	0,1880	0,011	83,6	<0,0001
IC2	183,0338	-0,9066	0,315	74,7	<0,0001
IC3	15,5515	-0,3288	0,106	48,4	<0,0001
IC4	13,5422	-0,6622	0,546	30,7	<0,0001
IC5	18,0592	-0,8540	0,358	59,7	<0,0001
IC6	14,4389	-0,5581	0,267	47,6	<0,0001
IC7	137,5439	-1,3128	0,419	90,9	<0,0001
IC8	26,5090	0,0335 ns	0,001	45,8	<0,0001
IC9	0,0661	0,6526	0,253	52,1	<0,0001
IC10	0,4966	0,1845	0,247	15,0	<0,0001
IC11	0,0069	1,3216	0,271	92,3	<0,0001
IC12	4,3687	0,0356 ns	0,002	43,6	<0,0001
IC13	279,5 ns	-1,9371	0,151	600,2	<0,0001
IC14	9,3463	-0,4369	0,178	48,2	<0,0001
IC15	56,3952	-1,0561	0,274	99,4	<0,0001
IC16	95,3375	-0,7169	0,163	90,0	<0,0001
IC17	212,1718	-0,9030	0,199	102,2	<0,0001
IC18	127,1095	-1,2490	0,321	107,1	<0,0001
IC19	171,1700	0,2610	0,076	44,0	<0,0001
IC20	2,4286	-0,2518	0,040	64,3	<0,0001
IC21	20,2096	-0,7475	0,200	84,5	<0,0001
IC22	3,3465	-0,4373	0,068	90,7	<0,0001

[IC1 a IC22] = índices de competencia; β_0 β_1 = coeficientes de regresión estimados; R² = coeficiente de determinación; Syx% = error patrón de la estimación en porcentaje; Prob. > F = probabilidad de significancia para el valor de F; ns = coeficiente de regresión estimado no significativo a $\alpha = 5\%$.

La misma relación se logró para los mismos índices con la inclusión de la variable hrel en el modelo (figura 2B y 2D), lo que ocasionó mejor ajuste y precisión en las estimaciones. La inclusión de la variable hrel además del d para describir la variación encontrada en cada índice de competencia se vuelve bastante importante en el contexto de que, en general, cuanto más se suprime el árbol, mayor será la competencia ejercida sobre él, y viceversa. En este caso, cuanto mayor sea la altura del árbol objetivo en relación con su altura potencial máxima, menor será el grado de competencia representado.

La generación de estas ecuaciones es importante, principalmente cuando se pretende determinar el grado de competencia medio para el árbol objetivo. Esta manera trae agilidad al proceso, dispensando la necesidad de determinación de variables de difícil obtención, tanto para árboles objetivos como para los competidores. Esas varia-

bles pueden contener errores elevados, dependiendo del equipamiento usado, mayor tiempo para medición y costes adicionales, principalmente cuando levantadas en bosques mixtos y disetáneos. Variables que cuantifican la dimensión de copa, áreas de superposición de copas, entre otras, son ejemplos de variables que no se miden habitualmente para todos los árboles en inventario de bosque natural. Se confirma, por lo tanto, la importancia en alcanzar valores de índices de competencia por medio de ecuaciones.

CONCLUSIONES

Entre los índices de competencia independientes y dependientes de la distancia probados, aquellos que consideran en el cálculo solo las variables diámetro del árbol objetivo, diámetro de sus competidores, distancias horizontales, y eventualmente la variable altura, son los más

Cuadro 6. Coeficientes estimados y estadísticas de ajuste y precisión de los índices de competencia calculados en función del diámetro a la altura del pecho (d) y altura relativa (hrel) del árbol objetivo para *Araucaria angustifolia* muestreadas en bosque natural.

Estimated coefficients and statistics of adjustment and precision of the competition indices calculated according to the diameter at breast height (d) and relative height (hrel) of the central tree for *Araucaria angustifolia* sampled in natural forests.

Índices de competencia	β_0	β_1	β_2	R ²	Syx%	Prob.>F
IC1	0,0432	0,3248	-2,2354	0,110	79,5	<0,0001
IC2	53,0641	-1,0737	2,1171	0,480	65,2	<0,0001
IC3	7,5770	-0,4147	1,2047	0,213	45,5	<0,0001
IC4	7,5674	-0,7200	0,9438	0,638	27,4	<0,0001
IC5	7,2029	-0,9750	1,5680	0,468	54,4	<0,0001
IC6	6,4945	-0,6503	1,3208	0,386	43,6	<0,0001
IC7	34,8671	-1,5832	2,6213	0,605	75,0	<0,0001
IC8	14,8023	-0,05062 ns	1,0412	0,082	43,9	<0,0001
IC9	0,0375	0,0539	1,1539	0,305	50,3	<0,0001
IC10	0,4185	0,1638	0,2909	0,287	14,6	<0,0001
IC11	0,0125	1,4170	-1,1127	0,286	91,5	<0,0001
IC12	3,9873	0,0232 ns	0,1611 ns	0,004	43,6	<0,0001
IC13	314,2 ns	-1,8930	-0,3048 ns	0,151	600,8	<0,0001
IC14	4,3604	-0,5257	1,2661	0,293	44,8	<0,0001
IC15	14,3279	-1,2532	2,3769	0,417	89,2	<0,0001
IC16	29,7188	-0,8499	1,9118	0,267	84,3	<0,0001
IC17	79,0682	-1,0348	1,6926	0,267	97,8	<0,0001
IC18	39,9865	-1,4532	2,1438	0,426	98,6	<0,0001
IC19	153,9635	0,2431	0,2019 ns	0,0790	43,9	<0,0001
IC20	2,0025	-0,2814	0,3531 ns	0,0446	64,2	<0,0001
IC21	9,2319	-0,8545	1,3571	0,2507	81,9	<0,0001
IC22	4,0193	-0,4093	-0,3364	0,0705	90,7	<0,0001

[IC1 a IC22] = índices de competencia; β_0, β_2 = coeficientes de regresión estimados; R² = coeficiente de determinación; Syx% = error patrón de la estimación en porcentaje; Prob. > F = probabilidad de significancia para el valor de F; ns = coeficiente de regresión estimado no significativo a $\alpha = 5\%$.

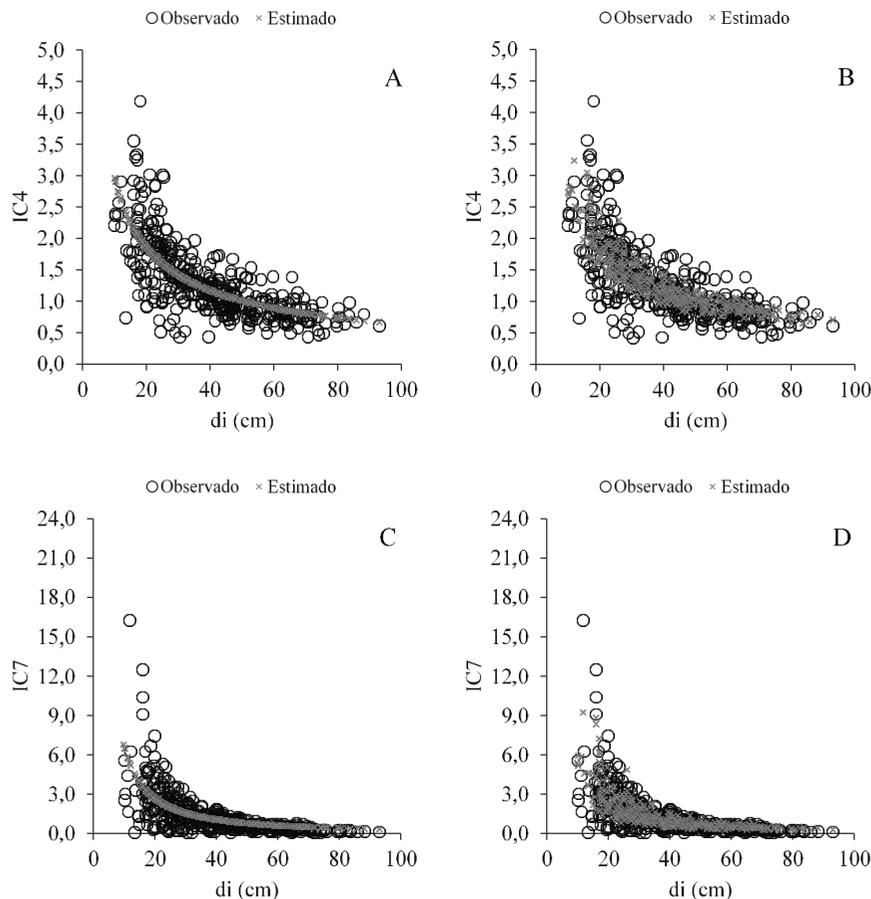


Figura 2. A) y C) Valores observados y estimados de los índices de competencia (IC4) e (IC7) en función del diámetro a la altura del pecho (d) del árbol objetivo. B) y D) Valores observados y estimados de los índices de competencia (IC4) e (IC7) en función del diámetro a la altura del pecho (d) y altura relativa (hrel) del árbol objetivo; para árboles de *Araucaria angustifolia* muestreados en bosque natural.

A) and C) Observed and estimated values of competition indices (IC4) and (IC7) according to the diameter at breast height (d) of the central tree. B) and D) Observed and estimated values of competence indices (IC4) and (IC7) according to the diameter at breast height (d) and relative height (hrel) of the central tree; for *Araucaria angustifolia* trees sampled in natural forests.

indicados para el modelado del crecimiento de *A. angustifolia*, debido a la simplicidad y a la practicidad de aplicación en bosque natural.

Las ecuaciones desarrolladas, destacando aquellas correspondientes a los índices IC4 e IC7, se presentaron como buenas representaciones del grado de competencia a nivel del árbol individual de *A. angustifolia*, basadas solo en la variable diámetro, y con mejoras adicionales con la inclusión de la variable altura relativa, para los dos sitios estudiados en el sur de Brasil.

Además, otros sitios en la región sur de Brasil, así como a lo largo de toda la distribución de la especie, aún necesitan ser investigados para confirmar la aplicabilidad de estas ecuaciones en toda su amplitud, y se sugieren para futuras investigaciones.

Este trabajo contribuye con aportes para la inclusión de índices de competencia en el contexto del modelado a nivel de árbol individual en bosques mixtos disetáneos.

REFERENCIAS

- Alvares CA, JL Stape, PC Sentelhas, JLM Gonçalves, G Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728. DOI: [10.1127/0941-2948/2013/0507](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507)
- Álvarez Taboada MFA, MB Anta, JG Varela, JGA Álvarez González. 2003. Influencia de la competencia en el crecimiento en sección en *Pinus radiata* D. Don. *Investigación Agraria: Sistemas Recursos Forestales* 12: 25-35.
- Arney JD. 1973. Tables for quantifying competitive stress on individual trees. Victoria, Canada. Pacific Forest Research Centre, Canadian Forestry Service. 45 p.
- Assmann E. 1970. The principles of forest yield study. Oxford, UK. Pergamon Press. 506 p.
- Bella IE. 1971. A new competition model for individual trees. *Forest Science* 17: 364-372. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/17.3.364>
- Burkhart HE, M Tomé. 2012. Modeling Forest Trees and Stands. Dordrecht, The Netherlands. Springer. 457 p.

- Canham CD, PT Lepage, KDA Coates. 2004. A neighborhood analysis of canopy tree competition: effects of shading versus crowding. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 778-787. DOI: <https://doi.org/10.1139/x03-232>
- Castagneri D, G Vacchiano, E Lingua, R Motta. 2008. Analysis of intraspecific competition in two subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). *Forest Ecology and Management* 255: 651-659. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.041>
- Castro RVO, CPB Soares, HG Leite, AL Souza, FB Martins, GS Nogueira, M Oliveira, F Silva. 2014. Competição em nível de árvore individual de uma floresta estacional semidecidual. *Silva Lusitana* 22(1): 43-66.
- Coates KD, CD Canham, CT Lepage. 2009. Above versus below ground competitive effects and responses of a guild of temperate tree species. *Journal of Ecology* 97: 118-130. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01458.x>
- Corona P, A Ferrara. 1989. Individual competition indices for conifer plantations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 429-437. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88610-1.50039-5>
- Craine JM, R Dybzinski. 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology* 27: 833-840. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12081>
- Cunha TA. 2009. Modelagem do incremento de arvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Floresta Amazônica. Dissertação Mestrado. Santa Maria, Brasil. Universidade Federal de Santa Maria. 88 p.
- Daniels RF, HE Burkhart, TR Clason. 1986. Comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. *Canadian Journal for Forest Research* 16: 1230-1237. <https://doi.org/10.1139/x86-218>
- Davino C, M Furno, D Vistocco. 2014. Quantile Regression: Theory and Applications. Chichester, UK. Wiley. 260 p.
- Ek AR, RA Monserud. 1974. FOREST: a computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species forest stands. Madison, USA. University of Wisconsin, College of Agriculture and Life Science. 90 p.
- Finger CAG. 1992. Fundamentos de Biometria Florestal. Santa Maria, Brasil. UFSM/CEPEF/FATEC. 269 p.
- Gadow KV. 2003. Waldstruktur und Wachstum. Beilage zur Vorlesung im Wintersemester 2003/2004. Vorlesungsmanuskript für Studenten. Göttingen, Germany. Universitätsverlag Göttingen. 241 p.
- Gerrard DI. 1969. Competition quotient: a new measure for the competition affecting individual forest trees. Agricultural Experiment Station, Michigan State University. 32 p.
- Glover GR, JN Hool. 1979. A basal area ratio on predictor of loblolly pine plantations mortality. *Forest Science* 25(2): 275-282. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestscience/25.2.275>
- Gspaltl M, H Sterba, KL O'hara. 2012. The relationship between available area efficiency and area exploitation index in an even-aged coast redwood (*Sequoia sempervirens*) stand. *Forestry* 85: 567-577. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/cps052>
- Hegyí FA. 1974. Simulation model for managing jack-pine stands. In Royal College of Forestry ed. Growth models for tree and stand population. Stockholm, Sweden. p. 74-90.
- Kuehne C, AR Weiskittel, J Waskiewicz. 2019. Comparing performance of contrasting distance-independent and distance dependent competition metrics in predicting individual tree diameter increment and survival within structurally-heterogeneous, mixed-species forests of Northeastern United States. *Forest Ecology and Management* 433: 205-216. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.002>
- Lorimer CG. 1983. Tests of age independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. *Forest Ecology and Management* 6: 343-360. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(83\)90042-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(83)90042-7)
- Lustosa Junior IM, RVO Castro, RO Gaspar, JBC Araújo, FG Aquino. 2019. Competition Indexes to Evaluate Tree Growth in a Semi-Deciduous Seasonal Forest. *Floresta e Ambiente* 26(4): e20160107. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.010716>
- Michailoff I. 1943. Zahlenmäßiges Verfahren für die Ausführung der Bestandeshöhenkurven. *Forstwissenschaftliches Centralblatt und Tharandter Forstliches Jahrbuch* 6:273-279.
- Mueller-Dombois D, H Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, USA. John Wiley. 547 p.
- Mugasha AG. 1989. Evaluation of Simple Competition Indices for the Prediction of Volume Increment of Young Jack Pine and Trembling Aspen Trees. *Forest Ecology and Management* 26: 227-235. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(89\)90123-0](https://doi.org/10.1016/0378-1127(89)90123-0)
- Pukkala T, T Kolström. 1987. Competition indices and the prediction of radial growth in Scots pine. *Silva Fennica* 21: 55-67. DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.a15463>
- Rouvinen S, T Kuuluvainen. 1997. Structure and asymmetry of tree crowns in relation to local competition in a natural mature Scots pine forest. *Canadian Journal for Forest Research* 27: 890-902. DOI: <https://doi.org/10.1139/x97-012>
- SAS. 2004. The SAS System for Windows. Cary, USA. SAS Institute.
- Shorr LPB. 2019. Dinâmica e relações alométricas para espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Mista sob regime de não-manejo no sul do Brasil. Dissertação Mestrado. Lages, Brasil. Universidade do Estado de Santa Catarina. 71 p.
- Temesgen H, D Hann, V Monleon. 2007. Regional Height Diameter Equations for Maior Tree Species of Southwest Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 22: 213-219. DOI: <https://doi.org/10.1093/wjaf/22.3.213>
- Téo SJ, A Figueiredo Filho, C Lingnau. 2015. Análise espacial do estresse competitivo, incremento diamétrico e estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, Irati, PR. *Floresta* 45(4): 681-694. DOI: [10.5380/ufv.v45i4.39939](https://doi.org/10.5380/ufv.v45i4.39939)
- Weiskittel AR, DW Hann, JA Kershaw Jr, JK Vanclay. 2011. Forest Growth and Yield Modeling. 2nd ed. Chichester, UK. Wiley-Blackwell. 415 p.
- Zhang Y, X Deng, Y Huang, Y Li, W Xiang, W Yan. 2019. Quantification of individual tree competition index taking Chinese-fir plantations in subtropical low hilly area as an example. *Polish Journal of Ecology* 67: 1-16. DOI: <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2019.67.1.001>

NOTAS

Adjustments in the tetrazolium test methodology for assessing the physiological quality of *Jatropha mollissima* (Euphorbiaceae)

Adecuación metodológica de la prueba de tetrazolio para semillas de *Jatropha mollissima* (Euphorbiaceae)

Letícia Siqueira Walter ^{a,b*}, Mônica Moreno Gabira ^b,
Marcelle Almeida da Silva ^c, Antonio C Nogueira ^b, Dagma Kratz ^b

^a CIFLOMA, Av. Prof. Lothário Meissner, s/n, Jd, Botânico, Curitiba-PR, Brasil, tel.: +55 (81) 999758179.

*Autor de correspondência: ^b Universidade Federal do Paraná, Departamento de Ciências Florestais, Laboratório de Sementes Florestais, Curitiba, Brasil, leticiasiqueira.walter@gmail.com

^c Universidade Federal do Vale do São Francisco, Departamento de Biologia, Laboratório de Fisiologia Vegetal, Petrolina, Brasil.

SUMMARY

Jatropha mollissima is a species of the semiarid region of northeastern Brazil. It is known that individuals of the same species may present differences in seeds viability, thus it is necessary to define methodologies to evaluate the physiological potential of seeds. This study aimed at determining the best pre-moistening time and the concentration of the tetrazolium solution to evaluate the viability of *J. mollissima* seeds. Three pre-moistening times were tested (12, 14 and 16 hours) and two tetrazolium solution concentrations (0.25 and 0.5 %). As a comparative study, a germination test was performed, which consisted of two treatments: seeds between paper and on vermiculite. The values obtained in the tetrazolium test were similar, with average viable seeds of 21.3% for concentration 0.25 % and 27.3 % for the concentration of 0.5 %. It was observed, in the germination test, that the percentage of germination had averages equal to 22.5 % for the treatment between paper and 13.5 % for the treatment with vermiculite. The best procedure for performing the tetrazolium test in *J. mollissima* seeds is using the concentration of 0.25 % of tetrazolium solution, pre-moistening time of 16 hours, between paper at 25 °C and staining for 4 hours at 40 °C in the dark.

Key words: caatinga, pinhão-bravo, seeds analysis, viability.

RESUMEN

Jatropha mollissima es una especie que se encuentra en Caatinga, región semiárida del Nordeste Brasileño. Se sabe que los individuos de la misma especie pueden presentar diferencias en la viabilidad, por lo que es necesario definir metodologías para evaluar el potencial fisiológico de las semillas, especialmente para ajustar estándar de calidad. El objetivo de esta investigación fue determinar el mejor tiempo de humectación previa y la concentración de la solución de tetrazólio más adecuada para evaluar la viabilidad de las semillas de *J. mollissima*. Se probaron tres tiempos de humectación previa: 12, 14 y 16 h y dos concentraciones de solución de tetrazolio (0,25 y 0,5 %). A modo de comparación, se realizó una prueba de germinación con dos tratamientos: entre papel y vermiculita. Los valores obtenidos en los tres tiempos y en las dos concentraciones fueran similares, con semillas viables con un promedio de 21,3 % para 0,25 % y 27,3 % para 0,5 %. Se observó en la prueba de germinación que el porcentaje de germinación tenía promedios iguales a 22,5% para el tratamiento con papel y 13,5 % para el tratamiento con vermiculita. Se sugiere que el mejor procedimiento para realizar la prueba de tetrazolio en las semillas de *Jatropha mollissima* es usar una concentración de 0,25 % de sal de tetrazolio, 16 horas de tiempo de humectación previa, entre papel a 25 °C y coloración por 4 horas a 40 °C en la obscuridad.

Palabras clave: Caatinga, pinhão-bravo, análisis de semillas, viabilidad.

INTRODUCTION

Jatropha mollissima (Pohl) Baill. (syn. *Jatropha pohliana* var. *mollissima* (Pohl) Müll (Euphorbiaceae), known as pinhão-bravo, is an endemic species of the Caa-

tinga (Lima 2012, Maia 2012, IBGE 2012). It is a small tree, with arbustive character and ramifications (Vasconcelos *et al.* 2014). According to several investigations, the species of the genus *Jatropha* have medicinal properties contained in the latex and in the seeds oil (Maia 2012, Vas-

concelos *et al.* 2014, Gomes 2015, Paterlini *et al.* 2019, Souza and Cavalcanti 2019) besides being sources for the production of biodiesel (Loureiro *et al.* 2013, Queiroz *et al.* 2013). Given its importance, studies are indispensable for the development of technologies related to the cultivation of the species. Such as the viability of seeds produced and collected for seedling production.

Analysis of the viability of seed lots through biochemical assessments such as tetrazolium are effective to characterize the physiological quality of seeds, given its speed and precision (MAPA 2009, Dantas *et al.* 2015, Marcos Filho 2015). With this test, we can also evaluate the possible causes for the reduction of the germinative potential of the seeds (Pinto *et al.* 2009, Marcos Filho 2015). Because it is a visual assessment, the determination of viable and unviable seeds may become subjective, since the seeds are evaluated according to their coloration (Ferreira and Borghetti 2004). For this reason, it is important to have well-defined protocols for this type of evaluation.

The principle of the tetrazolium test consists of evaluating the viability through reduction reactions occurring between the living tissues of the seeds when immersed in the tetrazolium solution, forming a red-colored compound known as triphenylformazan (Santos *et al.* 2006, MAPA 2009, Deminincis 2014). This reaction is generated by respiratory activity in the mitochondria, indicating the viability of the seeds according to the intensity of the color (Barros and Marcos Filho 1990, Oliveira *et al.* 2014, França Neto and Krzyzanowski 2019), associated with the stage of embryo development (Mercado and Delgado 2018, França Neto and Krzyzanowski 2019).

Several factors may interfere with this assessment, such as age, stage of deterioration, concentration of tetrazolium solution and also the time of exposure of the seed to the solution (Añez *et al.* 2005, Oliveira *et al.* 2014, Mercado and Delgado 2018). To better define the protocol of the tetrazolium test, results must be compared with the germination pattern, to ensure that results are reliable and compatible with the reality of the species.

In recent years, studies concerning *J. mollissima* have been related to the morphological description or reproductive biology, for example (Neves *et al.* 2010, Neves *et al.* 2011, Queiroz *et al.* 2013, Vasconcelos *et al.* 2014, Souza and Cavalcante 2019). For viability analyses, there are still no methodologies established for the species, and it is necessary to adapt protocols of other species to perform the analyses (Pinto *et al.* 2009). It is more common to observe well-established tetrazolium test protocols for agricultural species (França Neto and Krzyzanowski 2019) such as *Glycine max* (soy) (França Neto and Krzyzanowski 1998, Santos *et al.* 2006, Mercado and Delgado 2018).

Given the above, the objective of this study is to determine the best pre-moistening time and the concentration of the tetrazolium solution to evaluate the viability of *Jatropha mollissima* seeds.

METHODS

The seeds of *J. mollissima* were collected by the Seed Network of the São Francisco Integration Project, the Ecology and Environmental Monitoring Center (NEMA/UNIVASF). The fruits were collected in the city of Floresta/PE, under the coordinates 08°36'04" S and 38°34'07" W at 316 m altitude, from 12 mother trees and sent to the Laboratory of Forest Seeds of the Federal University of Paraná, in Curitiba, Paraná, where the research was conducted.

Previously, some research was performed to define the best time and the pre-moistening method. Based on the results, we used as treatments for pre-moistening the times in which the seeds had 30-40 % of moisture, according to Pinto *et al.* (2009). For this purpose, three pre-moistening times were tested: 12, 14 and 16 hours, between paper, which were maintained in a B.O.D. germinating at 25 °C, allowing slow soaking to stimulate the germination process and prepare the seeds (Ferreira and Borghetti 2004). Two concentrations of tetrazolium solution (0.25 and 0.5 %) were also used, in four replications of 25 seeds. The solution of tetrazolium was prepared as the methodology describe at RAS (MAPA 2009), using the pattern solutions.

Subsequently, the seed caruncle and tegument were removed, keeping the integrity of endosperm and embryo (figure 1) which were submerged in tetrazolium solutions. The seeds in solution were kept in packaging covered by aluminum foil, since salt is photosensitive, and packed for 4 h at 40 °C in B.O.D.

After the staining period, the seeds were washed with distilled water to remove the excess of tetrazolium solution and packaged in containers with distilled water. For the evaluation, the seeds were cut in the longitudinal direction and evaluated in a stereomicroscope and visually classified in viable and unviable seed.

The best pre-moistening time was determined according to the uniformity of tissue staining and the germination test. The germination consisted of eight replications of 25 seeds packed in gerbox-type boxes with different substrates: between paper (BP) and fine vermiculite (FV). In the BP treatment, two sheets of blotting paper were saturated with water and, for the FV treatment, 90 mL of distilled water was added to 30 g of fine vermiculite. In both treatments, water was replaced as needed.

The gerbox-type boxes were kept in B.O.D. germinating at 25 °C and the germination was counted daily until it was stabilized, which occurred 13 days after installation. Seeds presenting radicle emission ≥ 2 mm were considered germinated. From these data, we calculated the percentage of germination (%G) and the mean germination time (MGT), according to Labouriou (1983) and germination speed index (GSI), according to Maguire (1962).

Data were subjected to the Bartlett homogeneity test and Shapiro-Wilk normality test. After that, data were submitted to ANOVA and Tukey test ($P < 0.05$), using the software Minitab 18.

RESULTS

Seeds were considered viable by tetrazolium test when presented embryo with pink coloration, without indication of dark red/wine, and with most of the colored endosperm (figures 2A, 2B). Unviable seeds presented embryo with white coloration (figure 2C); endosperm with white coloration in more than 50 % (figure 2D) and seeds presented deformities in the embryo (figures 2F, 2H) or endosperm with yellowish or necrosed staining (figure 2G).

(figures 2D, E), because this is indicative that this region is presenting excessive respiratory activity, close to becoming immutable or deteriorated; embryo with white coloration (figure 2C); endosperm with white coloration in more than 50 % (figure 2D) and seeds presented deformities in the embryo (figures 2F, 2H) or endosperm with yellowish or necrosed staining (figure 2G).

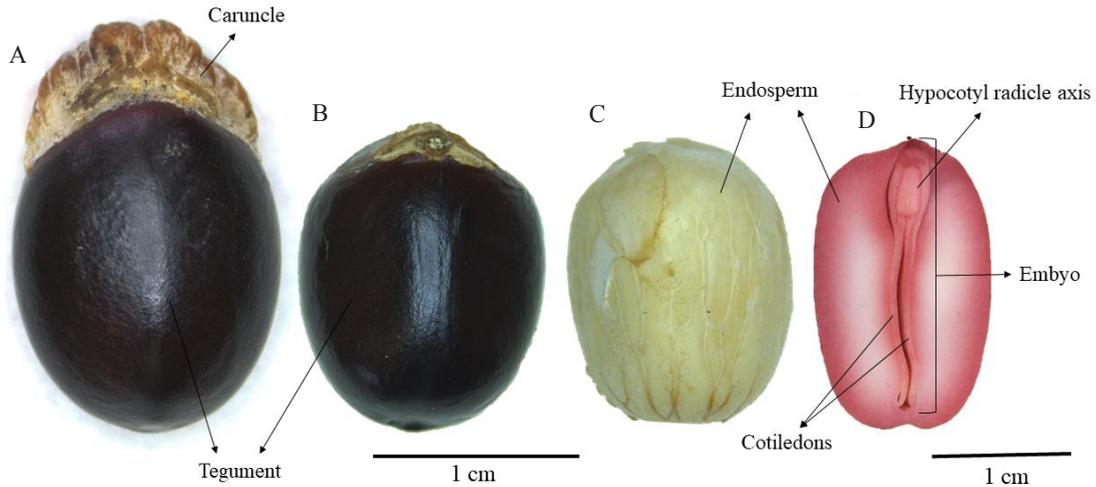


Figure 1. *Jatropha mollissima* seeds (A) with tegument and caruncle, (B) without caruncle and (C) without tegument and (D) longitudinal cut to evaluation. Source: Author (2018).

Preparación de semillas de *Jatropha mollissima*. (A) Con tegumento y carúncula, (B) sin carúncula, y (C) sin tegumento y (D) corte longitudinal para evaluación. Fuente: Autor (2018).

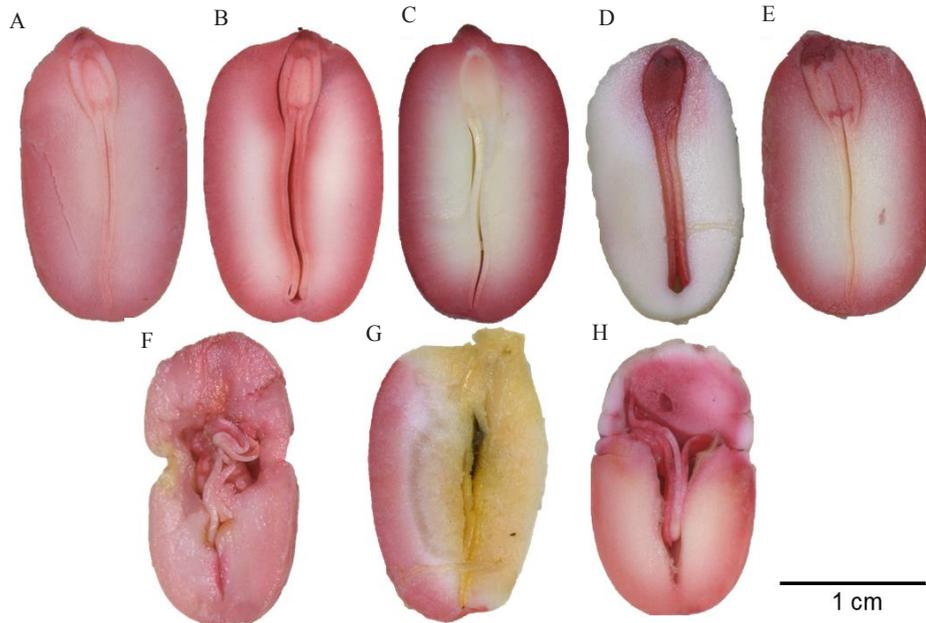


Figure 2. Classification of *Jatropha mollissima* seeds by tetrazolium test: (A, B) viable and (C, D, E, F, G, H) unviable form. Source: Author (2018).

Clasificación de semillas viables (A, B) and no viables (C, D, E, F, G, H) de *Jatropha mollissima* por la prueba de tetrazólio. Fuente: Autor (2018).

The values obtained in the three schedules and the two concentrations for the tetrazolium test were similar, with average viable seeds equal to 21.3 % and 27.3 %; unviable equal 68.3 % and 64.6 %; and deteriorated from 9.6 % and 80 % for concentrations of 0.25 % and 0.5 %, respectively (table 1). As predicted, the most concentrated solution was more responsive to the evaluation. However, considering the similarity, it is recommended to use the concentration of 0.25 %, given the reduced use of reagents.

When we associated the pre-moistening time with the tetrazolium solution concentration, we observed that the most suitable for *J. mollissima* seeds was 16 hours of pre-moistening and concentration of 0.25 % of the tetrazolium solution. This treatment allowed a uniform coloration of the seeds, allowing better visual interpretation of the characteristics. According to Mercado and Delgado (2018) from the reduction of tetrazolium salt in triphenyl formazan, it is possible to identify the seed viability because tissues with more respiratory activity showed a more intense red color and tissues with lower respiratory intensity showed pink or white color.

The results observed in the tetrazolium analysis were compatible with the germination test, where there was a mean percentage of 22.5 % of seeds germinated for the treatment between paper and 13.5 % for treatment with vermiculite, denoting the effectiveness of the protocol (table 2).

Table 1. Viability of *Jatropha mollissima* seeds submitted to two concentrations (%) and time (h) of exposure in tetrazolium.

Viabilidad de las semillas de *Jatropha mollissima* sometida a dos concentraciones de tetrazólio y tiempo de exposición.

Type of seeds	12 h		14 h		16 h	
	0.25 %	0.50 %	0.25 %	0.50 %	0.25 %	0.50 %
Viable (%)	21	29	20	25	25	28
Unviable (%)	64	66	73	68	68	60
Deteriorated (%)	15	5	7	7	7	12

Table 2. Percentage of germination (%G), germination speed index (GSI) and mean germination time (MGT) of *Jatropha mollissima* seeds.

Valores encontrados para porcentaje (%G), índice de velocidad (IVG) y tiempo de germinación medio (TGM) de semillas de *Jatropha mollissima*.

Treatments	%G	GVI	MGT
Between paper (BP)	22.5 a	1.60 a	7.20 a
Vermiculite (FV)	13.5 a	0.92 a	7.36 a

Equal letters do not differ from each other by the Tukey test at 5 % probability.

Seed germination in the BP treatment was more homogeneous concerning seed germination in FV treatment. The results obtained for the germination between paper resemble the values found in the viability of the seeds by the tetrazolium test in which, for the treatment with a better combination of pre-moistening (16 hours) and tetrazolium concentration (0.25 %), the percentage of viable seeds was equal to 23 %.

DISCUSSION

The treatments submitted to 0.5 % concentration of tetrazolium solution, even with a higher percentage of viable seeds, did not show uniformity in staining. This disuniformity influences the results due to the concentration of the solution and the time of exposure, making it difficult to interpret and differentiate the living (viable), deteriorated or dead tissues (unviable) (Añez *et al.* 2005, Lima *et al.* 2010, Mercado *et al.* 2018). One of the limitations of this test, described by França-Neto and Krzyzanowski (2019), is that it requires training and knowledge of seed structures and proper tetrazolium interpretation. It is even more difficult concerning forest seedlings, which are not frequently studied and differentiate a lot among species.

Evaluating the seeds of *Jatropha elliptica* Müll. Arg., Añez *et al.* (2005) defined that with the concentration of a 1 % solution, it is possible to obtain good results with only 60 minutes of staining. When the concentration of the solution is reduced to 0.1 %, the same authors indicate that the seeds stay at least 180 minutes in the solution, at temperatures of 30, 35 and 40 °C. For seeds of *Sebastiania commersoniana* (Baill.) Smith *et* Downs, Santos *et al.* (2006) recommend that, for the evaluation of tetrazolium, the seeds be maintained at 30 °C with the concentration of 0.1 % solution for 2 hours or 0.05 % for 4 hours. Pinto *et al.* (2009) defined that the best method of imbibition for seeds of *Jatropha curcas* is between paper until reaching 30 % of moisture content and concentration of 0.5 % of tetrazolium solution.

The fact that it excludes environmental disturbances that could affect other evaluation tests and the possibility to diagnose seed deterioration and even its causes makes this test the best option for evaluating the physiological quality of seeds (França-Neto and Krzyzanowski 2019). Another positive point regarding the results obtained in the tetrazolium and germination tests refers to the speed for the assessments (Corte *et al.* 2010, Lima *et al.* 2010). With the tetrazolium test for *J. mollissima*, it is possible to obtain results with only 24 hours and using the germination test, this time increases to a minimum of 10 days for obtaining consistent results.

CONCLUSIONS

It is suggested that the best procedure for performing the Tetrazolium test on *Jatropha mollissima* seeds is the

pre-moistening of 16 hours at 25 °C and staining for 4 hours at 40 °C in the dark and tetrazolium solution with a concentration of 0.25 %.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was carried out with the support of the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Financing code 001. The authors also thank the Nucleus of Ecology and Environmental Monitoring (NEMA/UNIVASF) and the São Francisco Integration Project (PISF) for collecting and processing the seeds used in this work.

REFERENCES

- Añez LMM, MFB Coelho, MCF Albuquerque, EAF Mendonça, JLD Dombroski. 2005. Padronização da metodologia do teste de tetrazólio para sementes de *Jatropha elliptica* M. Arg. (Euphorbiaceae). *Revista Brasileira de Plantas Medicinais* 9(3): 82-88.
- Barros ASR, J. Marcos Filho. 1990. Testes para avaliação rápida da viabilidade de sementes de soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 24(10): 1447-1459.
- Corte VB, EEL Borges, BLC Pereira. 2010. Adequação da metodologia do teste de tetrazólio para avaliação da viabilidade de sementes de *Melanoxylon braúna* Schot. *Cerne* 16(3): 415-421. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602010000300018>
- Dantas BF, JR Matias, RC Ribeiro. 2015. Teste de tetrazólio para avaliar viabilidade e vigor de sementes de espécies florestais da Caatinga. *Informativo ABRATES* 25(1): 60-64.
- Deminicis BB, PR Rodrigues, BP Faria, HD Vieira, AD Pandolfi Filho, G.S Freitas. 2014. Tetrazolium test to evaluate *Stizolobium aterrimum* seeds quality. *American Journal of Plant Sciences* 5: 148-152. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2014.51019>
- Ferreira AG, F Borghetti (eds). 2004. Germinação: do básico ao aplicado. Porto Alegre, Brasil. Artmed. 323 p.
- França Neto JB, FC Krzyzanowski, NP Costa. 1998. O teste de tetrazólio em sementes de soja. Londrina, Brasil. EMBRAPA-CNPSo. 72 p. (EMBRAPA-CNPSo. Documentos, 116)
- França Neto JB, FC Krzyzanowski. 2019. Tetrazolium: an important test for physiological seed quality evaluation. *Journal of Seed Science* 41(3):359-366. DOI: <https://doi.org/10.1590/2317-1545v41n3223104>
- Gomes JAS. 2015. Inibição dos efeitos locais induzidos pelas peçonhas das serpentes *Bothrops erythomelas* e *Bothrops jararaca* pelo extrato aquoso das folhas de *Jatropha mollissima* Pohl Bail. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ciências Farmacêuticas. Natal, Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 64 p.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, BR). 2012. Manuais Técnicos de Geociências, nº 1: Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2 ed. Rio de Janeiro, Brasil. IBGE. 275 p.
- Labouriau LG. 1983. A germinação das sementes. Washington, USA. OEA. 174 p.
- Lima LB, TLF Pinto, ADLC Novembre. 2010. Avaliação da Viabilidade e do Vigor de Sementes de Pepino pelo Teste de Tetrazólio. *Revista Brasileira de Sementes* 32(1):060-068. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-31222010000100007>
- Lima BG. 2012. Caatinga: espécies lenhosas e herbáceas. Mos-soró, Brasil. Ufersa. 316 p.
- Loureiro MB, CAS Teles, CCA Colares, BRN Aratijo, LG Fernandez, RD Castro. 2013. Caracterização morfoanatômica e fisiológica de sementes e plântulas de *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae). *Revista Árvore* 37(6):1093-1101. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000600011>
- Maia GN. 2012. Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades. 2nd. ed. Fortaleza, Brasil. Printcolor Gráfica e Editora. 413 p.
- Maguire JD. 1962. Speed of germination-ais in selection and evaluation for seedlings emergence and vigour. *Crop Science Madson* 2(2): 176-177. DOI: <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci1962.0011183X000200020033x>
- MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, BR). 2009. Regra para análises de sementes. Brasília, Brasil. MAPA/ACS. 395 p.
- Marcos Filho J. 2015. Fisiologia de sementes de plantas cultivadas. Londrina, Brasil. Abrates. 659 p.
- Mercado SAS, EDB Delgado. 2018. Viabilidad de semillas de *Glycine max* (L.) utilizando la prueba de tetrazólio. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental* 9(2): 89-98. DOI: <10.22490/21456453.2270>
- Mercado SAS, HAM Bayona, JDQ Caleño. 2018. Evaluación de la calidad fisiológica de las semillas de *Linum usitatissimum* L. con la prueba de tetrazólio. *Avances en Investigación Agropecuaria* 22(3). DOI: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=83758178005>
- Neves EL, LS Funch, BF Viana. 2010. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 33(1): 155-166. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000100014>
- Neves EL, IC Machado, BF Viana. 2011. Sistemas de polinização e de reprodução de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) na Caatinga, semi-árido do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 34(4): 553-563. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042011000400009>
- Oliveira LM, CM Caldeira, LAS Abreu, MLM Carvalho, CD Silva. 2014. An alternative procedure for evaluating the quality of castor seeds by the tetrazolium test. *African Journal of Agricultural Research* 9(35): 2664-2668. DOI: <https://doi.org/10.5897/AJAR2014.8962>
- Paterlini P, GS Jaime, CAC Olivaro, MI Gómez, K Cruz, U Tonello, CM Romero. 2019. Seeds characterization of wild species *Jatropha peiranoi* endemic of arid areas of Monte Desert Biome, Argentina. *Industrial Crops & Products* 141(111796). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111796>
- Pinto TLF, J. Marcos Filho, VA Forti, C Carvalho, FG Gomes Junior. 2009. Avaliação da viabilidade de sementes de pinhão manso pelos testes de tetrazólio e de raio X. *Revista Brasileira de Sementes* 31(2): 195-201. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-31222009000200023>
- Queiroz MF, PD Fernandes, J Dantas Neto, NHC Arriel, FJL Marinho, SF Leite. 2013. Crescimento e fenologia de espécies de *Jatropha* durante a estação chuvosa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 17(4): 405-411. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000400008>
- Santos SRG, RC Paula, CA Fogaça, FV Mõro, RS Costa. 2006. Viabilidade de sementes de *Sebastiania commersoniana*

(Baill.) Smith & Downs (branquilha) – Euphorbiaceae – pelo teste de tetrazólio. *Científica* 34(1): 39-45.
Souza DD, NB Cavalcante. 2019 Biometria de frutos e sementes de *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill. (Euphorbiaceae). *Acta Biológica Catarinense* 6(2): 115-122. DOI: [http://dx.doi.](http://dx.doi.org/10.21726/abc.v6i2.663)

[org/10.21726/abc.v6i2.663](http://dx.doi.org/10.21726/abc.v6i2.663)
Vasconcelos GCL, FS Fernandes, AM Amador, KAM Amador, NHC Arriel. 2014. Caracterização morfológica de *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill. *Revista Verde* 9(3): 263-268. <http://oaji.net/articles/2015/2238-1445802863.pdf>

Recibido: 09/12/19

Aceptado: 12/03/20

Instrucciones para los autores de la revista Bosque, proceso de publicación y políticas para los árbitros

Actualización de fecha: agosto 2011

Instrucciones para los autores

Bosque es una revista científica que publica trabajos originales relacionados con el manejo y producción de recursos forestales, ciencias y tecnología de la madera, silvicultura, ecología forestal, conservación de recursos naturales y desarrollo rural asociados con los ecosistemas forestales. Las fechas de publicación son en abril, agosto y diciembre de cada año. Las contribuciones podrán ser en las modalidades de artículos, revisiones, notas u opiniones, en castellano o inglés.

- *Artículos.* Informan acerca de investigaciones inéditas de carácter científico que proyectan el conocimiento actualizado en un campo particular contemplado en los ámbitos de la revista y están sustentados en datos procedimentales propios o generados a partir de otros estudios publicados. La extensión máxima de los manuscritos será de 8.000 palabras, considerando todo su contenido (incluye todos los archivos del manuscrito con sus contenidos completos).
- *Revisiones.* Síntesis y discusión de la información científica más actual con respecto a un tema relevante en el ámbito de la revista. La extensión máxima de los manuscritos será de 8.000 palabras, considerando todo su contenido.
- *Opiniones.* Analizan, desde un punto de vista personal o con apoyo bibliográfico, un tema de actualidad relacionado con el carácter de la revista. La extensión máxima de los manuscritos será de 3.000 palabras, considerando todo su contenido.
- *Notas.* Describen metodologías o técnicas nuevas en el ámbito de la revista, o bien informan acerca de investigaciones en desarrollo, con resultados preliminares. La extensión máxima de los manuscritos será de 3.000 palabras, considerando todo su contenido.

Estructura de los manuscritos

La organización de artículos y notas debe seguir la siguiente estructura:

- *Título.* El título debe ser preciso y conciso. Elegir con mucho cuidado todas las palabras del título; su asociación con otras palabras debería ser cuidadosamente revisada. Debido al acceso internacional de la revista, se recomienda incluir en el título información relevante sobre la localización geográfica del estudio cuando corresponda.

- *Autores.* Indicar el nombre y apellido de todos los autores con letras minúsculas, con las letras iniciales en mayúscula. Separar los autores con coma. Ordene cada dirección mencionando los datos necesarios, primero la institución matriz (por ejemplo, la universidad) y luego las dependencias dentro de aquella en orden decreciente (por ejemplo, facultad, departamento, laboratorio); a continuación indique la ciudad y el país de residencia del autor. Aplique el formato del siguiente ejemplo:

Nombre1 Apellido1^a, Nombre2 Apellido2^{b*}, Nombre3 Apellido3^{a,b}

^aUniversidad Uuu, Facultad Ffff, Departamento de Dddd, Ciudad, País.

*Autor de correspondencia: ^bInstituto de Iiiii, Departamento de Dddddd, Nombre de calle y número, Ciudad, País, tel.: 56-63-2221056, correo@electronico.cl

- *Resumen.* Debe contener el planteamiento del problema, el objetivo, fundamentos metodológicos, resultados y conclusiones más relevantes, con un máximo de 250 palabras. Evite descripciones largas de métodos y no incluya citas bibliográficas ni los niveles de significancia estadística.
- *Palabras clave.* Como máximo cinco palabras (puede incluir una o dos frases breves de un máximo de tres palabras) que identifiquen claramente el tema del trabajo. Se sugiere usar nuevas palabras no incluidas en el título del manuscrito.
- *Introducción.* Comprende planteamiento del problema, importancia del tema, hipótesis si compete, objetivos, alcances del trabajo y limitaciones para su desarrollo, si es que las hubo. En este capítulo se realizará una síntesis e interpretación de la literatura relacionada directamente con el título y objetivos del trabajo.
- *Métodos.* Proveerá información suficiente y concisa de manera que el problema o experimento pueda ser reproducido o fácilmente entendido por especialistas en la materia. Deberán señalarse claramente las especificaciones técnicas y procedencia de los materiales usados, sin describir materiales triviales. Los organismos bióticos deberán ser convenientemente identificados de acuerdo con las normas internacionales que correspondan. En los métodos empleados se deberá señalar claramente el procedimiento experimental o de captación de datos y los métodos estadísticos, así

como los programas computacionales. Si el método no fue original, se indicará bibliográficamente; si fuera original o modificado se describirá convenientemente. En cualquier caso, la presentación de varios métodos será cronológica.

- **Resultados.** Incluye la presentación sintética, ordenada y elaborada de la información obtenida. Entrega resultados en forma de texto escrito con apoyo de cuadros y figuras, si corresponde, conjuntamente con análisis e interpretación de los datos. Se deberá evitar tanto la repetición de detalles dados en otros capítulos como la descripción de aquello que sea evidente al examinar los cuadros o figuras que se presenten.
- **Discusión.** Incluye la interpretación integrada de los resultados y, cuando corresponda, la comparación de ellos con los de publicaciones previas. Es un análisis crítico de los resultados de acuerdo con los objetivos y la hipótesis, si fuera el caso. Debe comentarse el significado y la validez de los resultados, de acuerdo con los alcances definidos para el trabajo y los métodos aplicados. En este capítulo no deberán repetirse los resultados obtenidos.
- **Conclusiones.** Podrán ser incluidas en un capítulo único de conclusiones o bien integradas en la discusión. En caso de presentarlas como un capítulo, se incluirán allí en forma precisa y concisa aquellas ideas más relevantes que se deriven directamente de lo aportado por el trabajo. Deben dar respuesta a las hipótesis o a los objetivos planteados en la introducción. Deben redactarse en forma clara y objetiva sin incluir citas bibliográficas. Pueden incluir recomendaciones para trabajos futuros.
- **Agradecimientos.** En este acápite se deberán mencionar brevemente a personas e instituciones que contribuyeron con financiamiento u otro tipo de colaboración para la realización del trabajo.
- **Referencias.** Se indicarán las referencias de todas las citas bibliográficas señaladas en el texto, ordenadas alfabéticamente. La precisión y la veracidad de los datos entregados en las referencias bibliográficas son responsabilidad del o los autores de las contribuciones y deben corresponder a publicaciones originales. El número máximo de referencias será de 25 para artículos, notas y opiniones, y de 40 para revisiones. Utilice literatura moderna, relevante y directamente relacionada con su trabajo. Por lo menos 2/3 de las referencias deberán corresponder a revistas científicas de corriente principal.

Para las modalidades de revisión y opinión no se exige seguir la estructura indicada anteriormente. En todo caso, deben contener las secciones de título, autores, resumen, palabras clave, introducción, el desarrollo del trabajo adecuadamente dividido en capítulos, agradecimientos y referencias.

Estilo y formato

En general, el resumen, métodos y resultados del manuscrito deberán estar redactados en tiempo pasado, y la introducción, discusión y conclusiones en tiempo presente. Use tiempo presente cuando se refiera a resultados publicados previamente, esto ayuda a diferenciar entre los hallazgos de su estudio (tiempo pasado) y los hallazgos de otros estudios. En el texto no utilice acrónimos ni abreviaturas, escriba el nombre completo de las cosas; las excepciones que se pueden utilizar son aquellas de dominio global como, por ejemplo, ADN, pH, CO₂ y muy pocas otras. Tampoco utilice en el texto los símbolos de los elementos químicos. Acate las reglas gramaticales en todo el manuscrito, incluidos cuadros y figuras.

El trabajo debe estar escrito en hojas tamaño carta (279 x 216 mm), con márgenes de 2 cm por lado, interlineado a espacio y medio, letra Times New Roman, tamaño 12 puntos, con numeración de página en el extremo inferior derecho y número de línea correlativo para todo el trabajo, a la izquierda. Separar los párrafos a renglón seguido y con sangría de ocho caracteres a la izquierda de la primera línea. Debe presentarse en archivos electrónicos con procesador de texto Word o formato RTF.

El título principal se escribirá con letras minúsculas y negritas, centrado. En él deberá omitirse la mención de los autores de nombres científicos, los que, sin embargo, se presentarán la primera vez que se mencionen en el texto a partir de la introducción. En el encabezado superior derecho de cada página debe incluirse un título abreviado con un máximo de 60 caracteres y espacios.

Las ecuaciones se numerarán en el margen derecho con paréntesis cuadrados “[]”; en el texto se mencionarán de acuerdo con esta numeración.

Las unidades de medidas deberán circunscribirse al Sistema Internacional de unidades (SI). En la notación numérica, los decimales deberán ser separados por coma (,) y las unidades de miles por punto (.). En los textos en inglés, los decimales separados por punto y las unidades de miles por coma. Usar cero al comienzo de números menores a una unidad, incluyendo valores de probabilidad (por ejemplo, $P < 0,001$).

La descripción de los resultados de cada prueba estadística en el texto debe incluir el valor exacto de probabilidad asociado P . Para valores de P menores que 0,001, indique como $P < 0,001$. En cuadros y figuras usar asteriscos para señalar el nivel de significancia de las pruebas estadísticas: * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$; ns = no significativo.

Debe indicarse el nombre científico de todos los organismos biológicos que aparezcan en el texto, de acuerdo con la nomenclatura internacional respectiva. Si un nombre común es usado para una especie, la primera vez que cite en el texto, a partir de la introducción, se debe dar a continuación su nombre científico en cursiva entre paréntesis, por ejemplo, coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.))

Oerst.). Citas posteriores pueden aparecer con el nombre del género abreviado seguido del adjetivo del nombre científico (por ejemplo, *N. dombeyi*), siempre y cuando no produzca confusiones con otras especies citadas en el manuscrito. Al iniciar una oración con el nombre de una especie, escriba su género completo y no lo abrevie con su inicial. En el resumen y en el título no mencione los autores de nombres científicos.

En los cuadros se deben incluir los datos alfanuméricos ordenados en filas y columnas, escritos con fuente Times New Roman de 12 puntos (mínimo 9 puntos de tamaño), sin negritas. Sólo los encabezamientos de las columnas y los títulos generales se separan con líneas horizontales; las columnas de datos deben separarse por espacios y no por líneas verticales. En las figuras se incluyen otras formas de presentación de datos o información, como gráficos, dibujos, fotografías y mapas. En cuadros y figuras se deben incluir los títulos auto explicativos en castellano e inglés numerados en forma consecutiva (cuadro 1., cuadro 2., ...; figura 1., figura 2., ...). Las figuras llevan el título en el margen inferior y los cuadros en el margen superior. Los cuadros y figuras deben tener una resolución tal que permitan ser reducidos sin perder legibilidad. Sólo se trabaja en blanco, negro y tonos de grises. Sin embargo, podrán usarse colores en las figuras si ello es imprescindible para su comprensión. La inclusión de figuras con colores deberá acordarse previamente con el editor. El espacio que ocupen cuadros y figuras en el trabajo deberá ser menor al 50 % del total del impreso. Incluya en el archivo de texto principal los cuadros con sus respectivos títulos, ubicándolos lo más próximo posible después de haberlos citado por primera vez en el texto. Los cuadros deben estar en el formato de tablas (editables, no como imágenes). Las figuras deben ser entregadas en un archivo aparte, con un formato editable; su ubicación en el texto principal debe ser informada, incluyendo su título, al igual que los cuadros.

En las figuras todos los rótulos y leyendas deben estar escritos con letra Times New Roman de tamaño 9 a 12 puntos, sin negrita y respetando la gramática y normas de escritura de la revista. Las figuras pequeñas deberán estar diseñadas con un ancho máximo de 8 cm (una columna en la revista) y las grandes con un máximo de 16 cm de ancho (dos columnas en la revista). Excepcionalmente, una figura podrá tener 23 cm de ancho (y máximo 14 cm de alto) para presentarla en formato apaisado. Organice las figuras reuniendo en una sola aquellos objetos afines (por ejemplo, gráficos de un mismo tipo de información) e identifíquelos con una letra mayúscula (A, B, C...), la que se explicará en el título de la figura.

Los manuscritos en castellano deben incluir en un archivo separado las respectivas traducciones al inglés de:

- Título del manuscrito.
- Summary: debe ser equivalente en contenido al resumen en castellano.

- Key words: equivalentes a las palabras clave en castellano.
- Títulos de cuadros y de figuras.

En el caso de manuscritos en inglés, se debe incluir el respectivo texto en castellano.

Citas y referencias

Las citas bibliográficas se indicarán en el texto por el apellido del o los autores, seguido del año de publicación. Algunos ejemplos de citas bibliográficas más frecuentes son:

- Citas bibliográficas de uno y dos autores:

Santamaría (2010) constata que el crecimiento...
... están influidos por el sitio en cuestión (Santamaría 2010, López y Castro 2011).

- Citas bibliográficas de más de dos autores:

Barría *et al.* (2009) señalan como factor más importante...
... entre otros, el diámetro y la altura (Barría *et al.* 2009, Morán *et al.* 2010).

- Citas bibliográficas de un mismo autor, publicadas en un mismo año:

Rodríguez (2009abd) observa que en cada unidad de muestreo...
... lo que es coincidente con estudios anteriores (Rodríguez 2009ab, Morán *et al.* 2010acd).

- Citas de más de una publicación a la vez, se ordenan cronológicamente:

Cerón (2007), García y Villanueva (2009) y Suárez *et al.* (2010) analizan los componentes edafoclimáticos...

En el capítulo de referencias, las referencias bibliográficas deben incluir apellido paterno e inicial del o los nombres de todos los autores, el año de publicación, el título y la información complementaria que permita localizar la fuente del documento en cuestión; si cuentan con DOI, debe agregarlo al final de la respectiva referencia. Algunos ejemplos de los formatos de las referencias bibliográficas más frecuentes son:

- Referencias de artículos en revistas periódicas (escriba con cursiva los nombres completos de las revistas, sin abreviar):

Guddants S. 2008. Replicating sawmill sawing with top-saw using CT images of a full-length hardwood log. *Forest Products Journal* 48(1): 72-75.

Kogan M, C Alister. 2010. Glyphosate use in forest plantations. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70(4):652-666. DOI: 10.4067/S0718-58392010000400017.

Karzulovic JT, MI Dinator, J Morales, V Gaete, A Barrios. 2009. Determinación del diámetro del cilindro central defectuoso en trozas podadas de pino radiata (*Pinus radiata*) mediante atenuación de radiación gamma. *Bosque* 26(1):109-122.

- Referencias de libros como un todo:

Morales EH. 2005. Diseño experimental a través del análisis de varianza y modelo de regresión lineal. Santiago, Chile. Andros. 248 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2007. Estadísticas de visitantes e ingresos propios de áreas silvestres protegidas de la Décima Región de Los Lagos. 52 p. (Informe Estadístico N° 47).

- Referencias a partes o capítulos de libros:

Gutiérrez B, R Ipinza. 2010. Evaluación de parámetros genéticos en *Nothofagus*. In Ipinza R, B Gutiérrez, V Emhart eds. Domesticación y mejora genética de raulí y roble. Valdivia, Chile. Exion. p. 371-390.

- Referencias a memorias, tesis, seminarios de titulación o trabajos de titulación:

Emhart V. 2006. Diseño y establecimiento de un huerto semillero clonal de *Eucalyptus nitens* (Deane et Maiden) con fines de producción, investigación y docencia. Tesis Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 79 p.

Aparicio J. 2008. Rendimiento y biomasa de *Eucalyptus nitens* con alternativas nutricionales para una silvicultura sustentable en suelo rojo arcilloso. Tesis Magister en Ciencias. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 234 p.

- Referencias a documentos en internet:

De Angelis JD. 2009. European pine shoot moth. Oregon State University Extension (Urban Entomology Notes). Consultado 10 jul. 2009. Disponible en <http://www.ent.orst.edu/urban/home.html>.

Para mayor información respecto de otros casos específicos relacionados con las citas bibliográficas y referencias bibliográficas, se pueden consultar los documentos que a continuación se señalan. No obstante, el orden y la tipografía de los elementos constituyentes de las citas y referencias bibliográficas deberán ajustarse a la reglamentación de la revista Bosque.

Biblioteca Conmemorativa Orton (IICA/CATIE). 2011. Normas para citar referencias bibliográficas en artículos científicos 4 ed. Consultado 13 abr. 2011. Disponible en http://biblioteca.catie.ac.cr/index.php?option=com_content&task=view&id=18&Itemid=50

The Council of Biology Editors (CBE). 1994. Scientific style and format: The CBE manual for authors, editors, and publishers. 6 ed. Cambridge, New York. Cambridge University Press. 704 p.

Carta de envío

Los autores deberán acompañar su manuscrito con una carta de envío que indique que el trabajo es original, no ha sido publicado previamente y no está siendo considerado para publicación en otro medio de difusión. También deberán declarar cualquier posible conflicto de intereses que pudiesen tener. Se deberá señalar el tipo de contribución del manuscrito (artículo, revisión, opinión, nota). La carta deberá ser firmada al menos por el autor líder del manuscrito.

Envío de documentos

Los archivos deberán ser nombrados según el tipo de información contenida en el archivo. Por ejemplo, los archivos digitales del manuscrito se etiquetarán de la siguiente forma:

Texto.doc: texto principal del trabajo (incluye cuadros).

Figuras.doc: figuras con sus títulos en castellano.

Ingles.doc: textos en inglés con el siguiente orden: título del trabajo, summary, key words, títulos de cuadros y de figuras.

Carta: carta de presentación y envío del manuscrito.

Los archivos digitales del manuscrito deben ser remitidos por correo electrónico a revistabosque@uach.cl. El autor de correspondencia recibirá una carta de acuse de recibo del Editor.

Proceso de publicación

El cabal cumplimiento de las instrucciones para los autores se refleja en menores tiempos del proceso editorial. El comité editor revisa el manuscrito para verificar la pertenencia al ámbito de la revista y el cumplimiento de las instrucciones para los autores. Cuando no se cumplen tales condiciones, el manuscrito es devuelto al autor de correspondencia, informándole su situación. Cuando se ha verificado el cumplimiento de dichas condiciones, se registra esa fecha como recepción del manuscrito y el comité editor envía el manuscrito a un mínimo de dos árbitros o revisores externos, en un sistema de doble ciego. A los árbitros se les solicita declinar la revisión de un manuscrito cuando sientan que presentan conflictos de interés o que no podrán realizar una revisión justa y objetiva. Los

árbitros evalúan el manuscrito de acuerdo con la pauta que proporciona la revista. Si los árbitros o el comité editor lo estiman pertinente, podrán solicitar a los autores, a través del editor, información adicional sobre el manuscrito (datos, procedimientos, etc.) para su mejor evaluación. La respuesta de los árbitros puede ser: publicar con modificaciones menores, publicar con modificaciones mayores o no publicar. Las observaciones de los árbitros son evaluadas por el comité editor, el cual informa por escrito al autor de correspondencia la decisión de continuar o no en el proceso de publicación y si su manuscrito deberá ser nuevamente evaluado por árbitros. Cuando el manuscrito es aceptado, el comité editor envía al autor de correspondencia una carta de aceptación de su manuscrito, indicando el tipo de modificación necesaria. En no más de ocho semanas el autor de correspondencia debe devolver una versión modificada a la revista, para que el comité editor analice el manuscrito corregido. El comité editor decide el orden en que aparecerán los trabajos publicados en cada número. Una contribución puede ser rechazada por el comité editor en cualquiera de las instancias del proceso de publicación, ya sea por cuestiones de fondo o de forma que no cumplan con las instrucciones para los autores. Ante sospecha de conducta poco ética o deshonesto por parte de los autores que han sometido su manuscrito al proceso de edición, el editor se reserva el derecho de informar a las instituciones patrocinadoras u otras autoridades pertinentes para que realicen la investigación que corresponda.

Los trabajos publicados en Bosque están bajo licencia Creative Commons Chile 2.0.

Ante cualquier duda se sugiere contactarse con el editor (revistabosque@uach.cl) o revisar la información adicional de nuestra página web www.revistabosque.cl

La versión electrónica de libre acceso de los trabajos completos publicados por Bosque se encuentran en: <http://mingaonline.uach.cl/scielo.php>, <http://www.scielo.cl>, y <http://redalyc.uaemex.mx/>.

Políticas para los árbitros

Los árbitros o revisores de los manuscritos son integrantes clave del proceso editorial de la revista. Tienen la misión de contribuir a que la ciencia avance a través de su aporte en garantizar la alta calidad de los trabajos antes que estos se publiquen. Su trabajo es altruista y anónimo con respecto a los autores de los manuscritos.

El editor envía cada manuscrito a por lo menos dos árbitros que considera idóneos para el tema y así el comité editor puede considerar diversas opiniones de especialistas para decidir sobre el proceso editorial.

La responsabilidad de los árbitros es la de evaluar rigurosamente los manuscritos dentro del plazo propuesto por la revista.

Los árbitros deberán declinar la revisión del manuscrito cuando sientan que presentan conflictos de interés o que no podrán realizar una revisión justa y objetiva, los árbitros deberán declinar la revisión del manuscrito. Un arbitraje apropiado incluye virtudes y debilidades del manuscrito, sugerencias para su mejoramiento, preguntas precisas para que los autores puedan responderlas y orientaciones para que el trabajo sea de mejor calidad y mayor aceptación por los futuros lectores. Los árbitros deben mantener la confidencialidad de los manuscritos que reciben para revisión y nunca utilizar o difundir datos o información de ellos; el hacerlo es una conducta reñida con la ética. Los árbitros deberán abstenerse de solicitar la inclusión de aspectos que el manuscrito no busca responder, como también de insinuar que sean citados sus propios trabajos.

Frente a la revista, los árbitros deberán velar por la calidad y rapidez de sus revisiones y evitar los conflictos de intereses. Los árbitros deben cumplir los plazos y formatos solicitados por la revista. Cuando ello no sea posible, deberán declinar oportunamente el arbitraje. Cuando requieran de un tiempo adicional para la revisión de un manuscrito, deberán informar al editor. Si un árbitro presenta conflicto de intereses con respecto a un manuscrito, deberá abstenerse de realizar la revisión, informando al editor. Cuando un árbitro propone no publicar un manuscrito o hacerlo sólo después de cambios mayores, podrá recibir una nueva versión corregida por los autores que haya acogido las sugerencias de mejoramiento. El arbitraje es una herramienta eficaz para mejorar la calidad de los trabajos.

El editor podrá difundir informes de arbitrajes entre los revisores (conservando el anonimato) para promover el buen desempeño, resolver controversias y mejorar el proceso de edición.

Los árbitros serán informados del destino del manuscrito que revisaron. Como una forma de retribuir sus valiosos aportes, el editor les enviará una carta de agradecimiento por cada arbitraje y publicará sus nombres a inicios del año siguiente a su colaboración.

Árbitros que colaboraron con revista Bosque el año 2019

Árbitro	Institución
Manuel Acevedo Tapia	Instituto Forestal, Chile
Miguel Acosta Mireles	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México
Zhofre Huberto Aguirre M.	Universidad Nacional de Loja, Ecuador
Tomás Altamirano	University of British Columbia, Canada
Mariano Amoroso	Universidad Nacional de Río Negro, Argentina
Ernesto Andenmatten	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina
Dâmaris Araújo da Silva	Universidade Federal do Paraná, Brasil
Marcelo Arturi	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Jan Bannister	Instituto Forestal, Castro, Chile
Jonathan Barichivich	Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR) ² , Chile
Alexandra Boligon	Universidade Federal do Pampa, Brasil
Claudia Bonomelli	Pontificia Universidad Católica de Chile
Pablo Borja Ramon	Universidad de Cuenca, Ecuador
Luis Bravo Peña	Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México
Hugo Omar Cabrera Cisneros	Universidad Técnica Particular de Loja, Ecuador
Rozimar Campos Pereira	Universidade Federal do Recôncavo Baiano, Brasil
José Cláudio Caraschi	Universidade Estadual Paulista, Brasil
Felipe Carević Vergara	Universidad Arturo Prat, Chile
Carlos Chávez Rebolledo	Universidad de Talca, Chile
José Climent	Centro de Investigación Forestal, INIA, España
Roberta Curiazi	Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, Ecuador
Katia Emidio da Silva	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasil
Ursula Doll	Universidad de Talca, Chile
Meng Dongping	Shanxi University, China
Sergio Donoso Calderón	Universidad de Chile
Seyed Eshagh Ebadi	Islamic Azad University of Chalous Branch, Irán
Beatriz Eibl	Universidad Nacional de Misiones, Argentina
Tíscar Espigares Pinilla	Universidad de Alcalá, España
Bruno Esteves	Instituto Politécnico de Viseu, Portugal
Luciano Farinha Watzlawick	Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, Brasil
Ezequiel Fernández Tschieder	EEA INTA Delta, Argentina
Sebastian Fiedler	Freie Universität Berlin, Germany
Wenceslao Santiago García	Universidad de la Sierra Juárez, México
Arturo García Romero	Universidad Nacional Autónoma de México
Ignacio García González	Universidad de Santiago de Compostela, España
Enrique García de la Riva	Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España
Ezequiel Gasparin	Universidade Federal de Santa Maria, Brasil
Víctor Gerding	Universidad Austral de Chile
Eugenia Mabel Giamminola	Universidad Nacional de Salta, Argentina

Flávio Gonçalves de Jesus	Instituto Federal Goiano, Brasil
Juan Goya	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Javier Gyenge	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Balcarce , Argentina
Norma Hilgert	Universidad Nacional de Misiones, Argentina
Vitor Afonso Hoeflich	Universidade Federal do Paraná, Brasil
Ana Belén Hurtado	Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, Colombia
Mauricio Jerez	Universidad de Los Andes, Venezuela
Enéas Ricardo Konzen	Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil
Antonio Lara Aguilar	Universidad Austral de Chile
Marilia Lazarotto	Universidad Federal de Rio Grande do Sul, Brasil
Felipe Leiva	Universidad Austral de Chile
Paulina Lobos	Universidad Austral de Chile
Javier López Upton	Colegio de Postgraduados, México
Mario Luna Cavazos	Colegio de Postgraduados, México
Christopher Lusk	University of Waikato, New Zealand
Xavier Marquínez Casas	Universidad Nacional de Colombia
Carolina Martínez	Universidad de Valladolid, España
Guillermo Martínez-Pastur	Centro Austral de Investigaciones Científicas- CONICET, Argentina
Angeline Martini	Universidade Federal de Viçosa, Brasil
Sayed Mehdi Jazayeri	Universidad Nacional de Colombia
Renata Diane Menegatti	Universidade Federal de Pelotas, Brasil
Osberth Morales Esquivel	Universidad de San Carlos de Guatemala
Virginia Morales	Universidad de la República de Uruguay
Fabiano Morelli	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Brasil
Fernando Muñoz	Universidad de Concepción, Chile
Laura Nahuelhual	Centro de Investigación Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes, Chile
Marcio Carlos Navroski	Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil
Andreza Viana Neri	Universidade Federal de Viçosa, Brasil
Javier Oberschelp	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Concordia, Argentina
Marcelo Rodrigo Pace	Universidad Nacional Autónoma de México
Juarez Benigno Paes	Universidad Federal Espírito Santo, Brasil
Ximena Palomeque	Universidad de Cuenca, Ecuador
Claudio Pastenes Villarreal	Universidad de Chile
Valerià Paül Carril	Universidad De Santiago de Compostela, España
Erika Pagaza Calderón	Jardín Botánico de Culiacán, México
Pablo Luis Peri	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria INTA, Argentina
Patricia Perissi	Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
Josep Pintó Fusalba	Universidad de Girona, España
Roberto Pizarro	Universidad de Talca, Chile
José Ángel Prieto Ruiz	Universidad Juárez del Estado de Durango, México
Álvaro Promis	Universidad de Chile
Ana Quevedo-Rojas	Universidad de Los Andes, Venezuela

Kishore S Rajput	The Maharaja Sayajirao University of Baroda, India
Javier Ramírez	Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, México
Neptalí Ramírez Marcial	El Colegio de la Frontera Sur, México
Jesús Ramos Martín	Universidad Regional Amazónica, IKIAM, Ecuador
Catherine Rébufa	Aix Marseille University, Francia
Daniel Renison	CONICET-Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
René Reyes Gallardo	Instituto Forestal, Valdivia, Chile
Vanessa Leite Rezende	Universidade Federal de Lavras, Brasil
Aldo Rolleri	Universidad Austral de Chile
Jennifer Romero Valpreda	Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo, Chile
Ana Paula Moreira Rovedder	Universidad Federal de Santa María, Brasil
Ahmad Samariha	Islamic Azad University, Irán
Rómulo Santelices M	Universidad Católica del Maule, Chile
Gilmar Schafer	Unuversidade Federal de Río Grande do Sul, Brasil
Lauri Amândio Schorn	Universidade Regional de Blumenau, Brasil
Wanderley Silveira Junior	Universidade Federal de Lavras, Brasil
Alexandre Siminski	Universidad Federal de Santa Catarina, Brasil
Cecilia Smith Ramírez	Universidad de Los Lagos, Chile
Daniel Soto	Universidad de Aysén, Chile
Caian Souza Gerolamo	Universidade de São Paulo, Brasil
Thiago Floriani Stepka	Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil
Diogo Guido Streck Vendruscolo	PROTERRA Florestal, Brasil
Oscar Thiers	Universidad Austral de Chile
Cristian Torres	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Hamleth Valois Cuesta	Universidad Tecnológica del Chocó Diego Luis Córdoba, Colombia
Jhon A Vargas Figueroa	Universidad del Valle, Colombia
José Villanueva Díaz	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México
Pedro Zamora Crescencio	Universidad Autónoma de Campeche, México
René Zamora Cristales	World Resources Institute, Washington DC, USA
Hayati Zengin	Kastamonu University, Turquía



**UNIVERSIDAD AUSTRAL
DE CHILE FACULTAD DE
CIENCIAS FORESTALES Y
RECURSOS NATURALES**