

# BOSQUE

## CONTENIDO

### ARTÍCULOS

- Guzmán-Huerta A, LE Muñoz-Villers. **Comportamiento hidrológico de una mesocuenca de montaña en el centro oriente de México.** 163
- dos Santos Coêlho E, JE da Silva Ribeiro, FR Andrade Figueiredo, A Pereira Leite, M Ferreira Melo, M Bandeira de Albuquerque. **Variación estacional en el intercambio de gases y el índice de clorofila de *Palicourea racemosa* en un bosque ombrófilo abierto.** 177
- Ramírez C, C San Martín, J Amigo, M Álvarez, O Vidal, Y Pérez, Gisela Toledo. **Humedales turbosos de la Región de Aisén (Patagonia chilena): Clasificación y ordenación de la flora y la vegetación.** 187
- Peña MA, G Martínez. **Mapeo del daño en bosques incendiados de Chile central, mediante el modelado de índices espectrales *ex-ante* y *ex-post*.** 205
- Galindo N, JR Bannister, K Laage. **Monitoreo a corto y largo plazo en ensayos de restauración de la conífera longeva y de lento crecimiento *Pilgerodendron uviferum*.** 217
- Schuller P, DE Walling, A Iroumé, C Quilodrán, A Castillo. **Cuantificación de la variación temporal de la contribución de fuentes de sedimentos finos a la carga de sedimentos desde cuencas forestadas en Chile durante operaciones de cosecha.** 231
- Franco M, M Lemus-Canovas. **Observaciones en terreno y técnicas de teledetección para evaluar la recuperación vegetal después de un incendio forestal de diferente severidad en el ecosistema mediterráneo.** 245
- Coelho-Duarte AP, G Daniluk-Mosquera, V Gravina, A Hirigoyen, O Vallejos-Barra, M Ponce-Donoso. **Propuesta de dos métodos de evaluación visual del riesgo de árboles para parques urbanos en Montevideo, Uruguay.** 259
- Cabrera-Ariza AM, G Ragaglini, P Silva-Flores, O Bustos-Letelier, R Santelices-Moya. **Eficiencia en el uso de nutrientes (N, P, K) y balance de nitrógeno en una plantación bioenergética de *Populus deltoides* clon Lux en San Piero A Grado (Pisa).** 269

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 Pesquisas 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; **Douglass Jacobs** Purdue University, USA; **Antonio Jurado Bellote** Centro Nacional de Pesquisa de Florestas EMBRAPA, Brasil; **Thomas Knoke** Technische Universität München, Alemania; **Ludmila La Manna** Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico CIEFAP, Argentina; **Antonio Lara** Universidad Austral de Chile, Chile; **María V. Lencinas** CADIC-CONICET, Argentina; **Rafael Navarro** Universidad de Córdoba, España; **Peter Niemz** Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich; **Mario Niklitschek** Universidad Austral de Chile, Chile; **Leif Nutto** Universidad de Freiburg, Alemania; **Ralph Nyland** SUNY College of Environmental Science and Forestry, USA; **Pablo L. Peri** Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina; **Benno Pokorny**, Albert-Ludwigs Universität Freiburg, Alemania; **Albert Reif** Universidad de Freiburg, Alemania; **Christian Salas** Universidad Mayor, Chile; **Luis Silveira** Universidad de La República, Uruguay; **Tom Veblen** University of Colorado, USA; **Alejandra Zúñiga** Universidad Austral de Chile, Chile.

Editor:

**Horacio Samaniego S.**, Universidad Austral de Chile

Co-Editor:

**Marco Contreras 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](mailto:revistabosque@uach.cl)

Página web: <http://www.revistabosque.cl>

Toda correspondencia respecto a publicaciones debe ser remitida al editor ([revistabosque@uach.cl](mailto: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](mailto:revistabosque@uach.cl)

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

Correspondence dealing with publications must be sent to editor ([revistabosque@uach.cl](mailto: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

### ARTICLES

- Guzmán-Huerta A, LE Muñoz-Villers. **Hydrological behavior of a mesoscale montane catchment in central-eastern Mexico.** 163
- dos Santos Coêlho E, JE da Silva Ribeiro, FR Andrade Figueiredo, A Pereira Leite, M Ferreira Melo, M Bandeira de Albuquerque. **Seasonal variation in gas exchange and chlorophyll index of *Palicourea racemosa* in an open ombrophilous forest.** 177
- Ramírez C, C San Martín, J Amigo, M Álvarez, O Vidal, Y Pérez, Gisela Toledo. **Peat bog wetlands of Aisén Region (Chilean Patagonia): Classification and ordination of flora and vegetation.** 187
- Peña MA, G Martínez. **Mapping damage on forests burnt in Central Chile by modelling *ex-ante* and *ex-post* spectral indices.** 205
- Galindo N, JR Bannister, K Laage. **Short-term and long-term monitoring in restoration trials of the long-lived and slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*.** 217
- Schuller P, DE Walling, A Iroumé, C Quilodrán, A Castillo. **Quantifying the temporal variation of the contribution of fine sediment sources to sediment yields from Chilean forested catchments during harvesting operations.** 231
- Franco M, M Lemus-Canovas. **Field observations and remote sensing techniques for evaluation of vegetal recovery after different wildfire severity in a Mediterranean ecosystem.** 245
- Coelho-Duarte AP, G Daniluk-Mosquera, V Gravina, A Hirigoyen, O Vallejos-Barra, M Ponce-Donoso. **Proposal of two visual tree risk assessment methods for urban parks in Montevideo, Uruguay.** 259
- Cabrera-Ariza AM, G Ragaglini, P Silva-Flores, O Bustos-Letelier, R Santelices-Moya. **Nutrient (N, P, K) use efficiency and nitrogen balance in a bioenergy plantation of *Populus deltoides* clone Lux in San Piero A Grado (Pisa), Italy.** 269



ARTÍCULOS

**Comportamiento hidrológico de una mesocuenca de montaña  
en el centro oriente de México**

Hydrological behavior of a mesoscale montane catchment  
in central-eastern Mexico

**Alitzel Guzmán-Huerta <sup>a\*</sup>, Lyssette Elena Muñoz-Villers <sup>b</sup>**

<sup>a</sup>Autor de correspondencia: <sup>a</sup>Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Ciencias de la Tierra, Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria, 04510, Ciudad de México, México, tel.: 55-56-224092, alitzel.guzh@gmail.com

<sup>b</sup>Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510 México, tel.: 55-56-224089, lyssette.munoz@atmosfera.unam.mx

SUMMARY

Cloud forests are ecosystems with high hydrological value, however, land use change and the modification of climate patterns are increasingly threatening their existence. This study examined the hydrological behavior of the Los Gavilanes river catchment (~ 35 km<sup>2</sup>) that supplies 90 % of water to the city of Coatepec (Veracruz, México) and surrounding areas. Rainfall was registered using automatic rain gauges and streamflow was measured using water level readings from pressure transducers in combination with stream gauging methods. Annual rainfall (2015-2016) was 2,692 mm distributed in 177 events with mean rainfall amounts and average intensities of 22.6 mm and 6.5 mm hr<sup>-1</sup> during the wet season, respectively, and 11.4 mm and 1.6 mm hr<sup>-1</sup> during the dry season. Annual streamflow was 1,394 mm, of which 90 % was baseflow with no seasonal differences observed. In general, the catchment's hydrological response shows a clear signal of its high rainfall infiltration and water storage capacity, characteristics preserved by the forest cover allowing to sustain streamflow and the provision of water sources for the region throughout the year. Finally, maximum rain event intensities and amounts were the key variables explaining quickflow and baseflow generation and total discharge in the study catchment.

*Key words:* precipitation, streamflow, hydrograph separation, baseflow, cloud forest.

RESUMEN

Los bosques de niebla son ecosistemas de alto valor hidrológico, sin embargo, el cambio de uso de suelo y modificación de los patrones climáticos amenazan cada vez más su existencia. Este trabajo examinó el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Los Gavilanes (~ 35 km<sup>2</sup>) que suministra el 90 % del agua potable a la ciudad de Coatepec (Veracruz, México) y congregaciones aledañas. La precipitación fue registrada con pluviómetros y el caudal fue medido con transductores de presión y aforos. La cantidad de precipitación anual (año hidrológico 2015-2016) fue de 2.692 mm distribuida en 177 eventos con tamaños de lluvia e intensidades promedio de 22,6 mm y 6,5 mm hr<sup>-1</sup> durante la época de lluvias, respectivamente, y de 11,4 mm y 1,6 mm hr<sup>-1</sup> durante la época de secas. El caudal anual observado fue de 1.394 mm, con una contribución del 90 % del flujo base sin diferencias estacionales. En general, la respuesta hidrológica de la cuenca muestra una clara señal de sus altas tasas de infiltración y almacenamiento de agua en el suelo y subsuelo, características conservadas por la cobertura boscosa, lo que permite sostener caudales y proveer agua para la región a lo largo del año. Finalmente, el tamaño y la intensidad máxima de los eventos de precipitación fueron las variables que más se correlacionaron con el caudal total y la generación de flujos rápido y base en la cuenca estudiada.

*Palabras clave:* precipitación, caudal, separación de hidrogramas, flujo base, bosque de niebla.

## INTRODUCCIÓN

El bosque tropical húmedo de montaña, también referido como bosque de niebla (BN), es un ecosistema mundialmente importante por su biodiversidad y provisión de servicios hidrológicos (Bruijnzeel *et al.* 2011a), tales como el favorecimiento de infiltración, almacenamiento y recarga de agua en el subsuelo, así como la regulación de caudales en ríos con alta calidad de agua (Bruijnzeel *et al.* 2011b, Muñoz-Villers y McDonnell 2012).

Estos bosques cubren menos del 2,5 % (381.166 km<sup>2</sup>) de las áreas forestales tropicales en el mundo (15.373.235 km<sup>2</sup>), y una cuarta parte se encuentra en el continente americano (96.394 km<sup>2</sup>) (Kapos *et al.* 2000). En las últimas décadas la superficie de estos bosques ha disminuido rápidamente debido a procesos de fragmentación y deforestación derivados de los cambios en la cubierta vegetal y uso de suelo (Mulligan 2011).

A pesar de su importancia hidrológica, los estudios en BN han sido relativamente pocos y concentrados en el centro y sur de América, y la gran mayoría se han realizado en microcuencas (< 1 km<sup>2</sup>) o cuencas relativamente pequeñas (hasta 12 km<sup>2</sup>). Se ha reportado que los coeficientes de escurrimiento anuales ( $Q/P$ ; siendo  $Q$  el caudal y  $P$  la precipitación) oscilan entre el 35 y 49 % en microcuencas (Brasil: Mello *et al.* 2019, México: Muñoz-Villers *et al.* 2012, Ecuador: Timbe *et al.* 2017). En cambio, en cuencas de mayor tamaño (1-12 km<sup>2</sup>) se han reportado  $Q/P$  más variables (52-107 %, Ecuador: Crespo *et al.* 2011, Timbe *et al.* 2017; Colombia: Ramírez *et al.* 2017). Asimismo, se han observado flujos estables a lo largo del año en cuencas que drenan en suelos de origen volcánico, particularmente en las regiones de Mantiqueira, Brasil (Campos-Pinto *et al.* 2016), Monteverde, Costa Rica (Guswa *et al.* 2007), Filandia, Colombia (Roa-García *et al.* 2011) y en el centro de Veracruz, México (Muñoz-Villers *et al.* 2015), debido a la alta capacidad de infiltración de estos suelos y recarga de agua subterránea.

En cuencas de mayor tamaño (> 30 km<sup>2</sup>), los estudios en BN son aún más limitados y se han enfocado principalmente en determinar las fuentes de agua que contribuyen a la generación de caudales. Por ejemplo, Clark *et al.* (2014) muestran que en cuencas ubicadas en el Valle Kosñipata, Perú, los caudales se sostienen principalmente por la precipitación durante la época de lluvias. Por otra parte, en la cuenca del río San Francisco, Ecuador, Crespo *et al.* (2012) reportan que las fuentes principales del caudal en la época de lluvias es el flujo subsuperficial producido a poca profundidad en el suelo, y el flujo de agua subterránea durante la época de estiaje.

Además, es importante mencionar que una revisión de investigaciones reciente advierte que estudios publicados en hidrología observacional han disminuido drásticamente en los últimos 50 años y solo un 10 % de ellos incorpora hoy en día información de monitoreo y colecta de datos en campo (Burt y McDonnell 2015). Esto es preocupante,

particularmente para las regiones tropicales, en donde el funcionamiento hidrológico de cuencas y los mecanismos que lo controlan son aún muy poco entendidos y, pese a ello, se parametrizan modelos (Birkel *et al.* 2012, Arnold *et al.* 2015) y se toman decisiones con la poca información existente (Quintero *et al.* 2009). Por tanto, hacemos un llamado a desarrollar investigaciones enfocadas en el estudio de procesos hidrológicos en cuencas, basados en la medición continua de variables en campo con alta resolución de muestreo.

En México, estudios hidrológicos a nivel de procesos han sido también escasos a lo largo de la franja de distribución del BN. Destaca la región central de Veracruz por concentrar la mayor cantidad de investigaciones a nivel de microcuenca (< 1 km<sup>2</sup>: Muñoz-Villers y McDonnell 2012, 2013), sin embargo, son prácticamente inexistentes estudios a nivel de mesocuenca, lo cual es requerido para entender la generación de caudales estacionales y anuales y, a su vez, la provisión de agua para las partes bajas de la cuenca, la partición de caudal en flujos rápido y base, y las características de la lluvia que los controlan.

Resultados de un solo sitio a escala de mesocuenca (75,3 km<sup>2</sup>) en la región andina, muestra que la generación de caudales está dominada por flujos subsuperficiales poco profundos, reflejado en tiempos cortos de residencia del agua (0,7-0,9 años: Timbe *et al.* 2014) y un alto  $Q/P$  (78 %: Crespo *et al.* 2011). En nuestro caso, estudios previos han reportado tiempos de residencia del agua más prolongados (~ 2 años: Muñoz-Villers *et al.* 2016), por tanto, hipotetizamos que la razón  $Q/P$  en la cuenca del río Los Gavilanes será menor y el caudal estará dominado por flujos base principalmente.

En México como en otros países de América Latina, existe poca información hidrometeorológica en cuencas de montaña (< 25 %; ERIC III v.1.0, SEMAR 2020). Esto se debe a la limitada infraestructura de monitoreo en estas regiones, caracterizadas por ser generalmente remotas y poco accesibles. En cuanto a aspectos hidrológicos, se carece de información sobre la dinámica estacional y anual de los afluentes montañosos, los cuales en México conforman los sistemas de grandes ríos que desembocan en el Golfo de México y Océano Pacífico. De las estaciones hidrométricas existentes, menos del 5 % se localiza en microcuencas (0,7 %, < 1 km<sup>2</sup>) o cuencas relativamente pequeñas (4,1 %, < 15 km<sup>2</sup>), siendo más monitoreadas las cuencas de mayor área de drenaje (83,6 %, 100-85.000 km<sup>2</sup>; CONAGUA 2020). Sin embargo, la alta variabilidad microclimática y biofísica del paisaje montañoso hace necesario colocar infraestructura para su monitoreo y estudio (Célleri y Feyen 2009).

Este estudio tiene como objetivo evaluar el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Los Gavilanes, a partir de información hidrometeorológica colectada a una alta resolución temporal de muestreo durante el año hidrológico 2015-2016. A partir de ello, se cuantificó la precipitación y el caudal a escala de evento, estacional y

anual, así como métricas de respuesta hidrológica de la cuenca durante eventos de lluvia (tiempo de retraso, de pico, de recesión y pico de descarga), con el fin de conocer los volúmenes de provisión de agua de la cuenca y proporcionar información de referencia para la parametrización de modelos hidrológicos, y desarrollo de políticas públicas locales y regionales.

## MÉTODOS

**Área de estudio.** La cuenca del río Los Gavilanes (~ 35 km<sup>2</sup>), cuyo afluente es de quinto orden y es a su vez cabecera de la cuenca del río La Antigua, se localiza en el barlovento del sistema volcánico Cofre de Perote, centro de Veracruz, México (19°29'5" N, 97°02'53" O) (Muñoz-Villers *et al.* 2016).

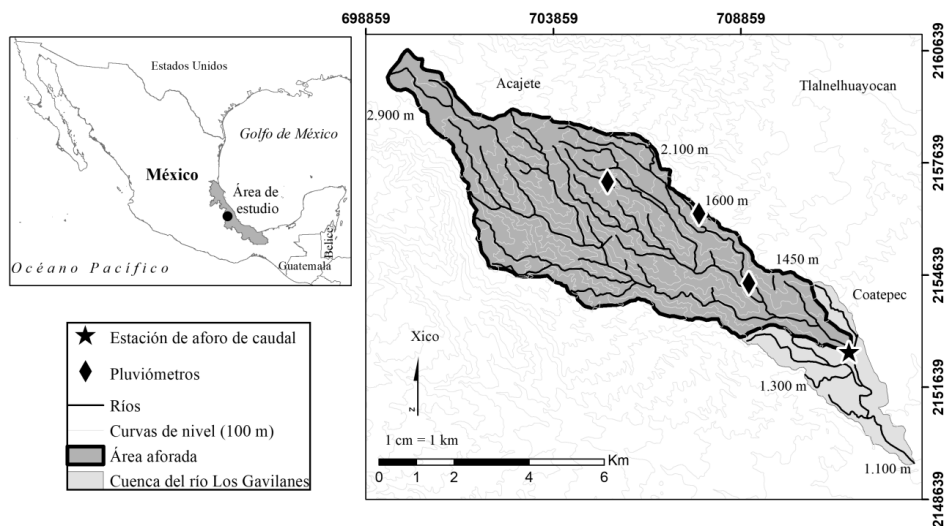
La cuenca presenta una forma alargada con un extenso afluente principal (21 km), siendo los ríos Huehueyapan y Puente Zaragoza los principales tributarios (figura 1) (Muñoz-Villers *et al.* 2016). Esta cuenca abarca un rango altitudinal de ~ 1.200 a 3.000 m s.n.m., y debido a su relieve montañoso posee una densa red de drenaje (1,52 km km<sup>-2</sup>) (Muñoz-Villers *et al.* 2016, Guzmán-Huerta 2019). En conjunto, la cuenca de Los Gavilanes suministra el 90 % del agua que consume la ciudad de Coatepec y congregaciones aledañas (~ 80.000 hab.) (Muñoz-Villers *et al.* 2016), y es también fuente de agua para actividades económicas asociadas a la agricultura, ganadería, pesca y turismo que tienen lugar en la parte baja de la cuenca principalmente.

El clima predominante es templado húmedo y subtropical húmedo (García 2004), identificando tres periodos: 1) Un periodo relativamente seco y frío (noviembre-abril) causado por el ingreso de frentes fríos; 2) Un periodo seco y cálido (abril-mayo), originado por la estabilidad del cin-

turón subtropical y 3) Un periodo húmedo cálido (junio-octubre) caracterizado por lluvias producidas por la humedad proveniente de los vientos alisios (Williams-Linera 2012). La precipitación promedio anual registrada en la parte media-alta de la cuenca (1.400-3.000 m s.n.m.) fue de 3.184 mm y en la parte media-baja (< 1.400 m s.n.m.) fue de 1.386 mm, de la cual el 80 y 67 %, respectivamente, se observa durante la época de lluvias (mayo-octubre) (Muñoz-Villers *et al.* 2012, Holwerda *et al.* 2013). Las temperaturas promedio fueron, respectivamente, de 13,4 y 17,3 °C para la parte media-alta y media-baja durante la época de secas (noviembre-abril) y de 15,4 y 20,2 °C durante la época de lluvias (Holwerda *et al.* 2010). Cabe resaltar que la cuenca de Los Gavilanes no dispone de estaciones hidrometeorológicas oficiales para registros de precipitación y caudal.

Los tipos de vegetación y usos de suelo en la cuenca son bosque de coníferas (1 %), bosque de pino-encino (20 %), BN (51 %), pastizal (24 %), cultivos temporales de maíz (1 %) y plantaciones de café (3 %) (Muñoz-Villers *et al.* 2016). Altitudinalmente el BN está ubicado entre los 1.200 y 2.100 m s.n.m. en esta región, y se caracteriza por especies como *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne y Planch, *Liquidambar styraciflua* L., *Carpinus tropicalis* (Donn. Sm.) Lundell, *Clethra macrophylla* M. Martens y Galeotti, *Quercus corrugata* Hook, *Quercus lancifolia* Schltld y Cham, y *Hedyosmum mexicanum* C. Cordem (Williams-Linera *et al.* 2013).

El material parental de la cuenca está conformado de brechas andesíticas intemperizadas y saprolita fracturada, con suelo dominante clasificado como Andosol úmbrico. Estos suelos están caracterizados por tener bajas densidades aparentes (0,25-0,45 g cm<sup>-3</sup>) con una secuencia de horizontes A, AB, Bw, Bw/C (Muñoz-Villers *et al.* 2016).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio e instrumentación en la cuenca.

Location of the study area and instrumentation in the catchment.

*Instrumentación y medición de variables hidrometeorológicas.* Se instalaron dos pluviómetros automáticos HOBO RGM3 (Onset, resolución de 0,2 mm por golpe), uno en la parte baja (1.450 m s.n.m.) y el otro en la parte media-alta de la cuenca (2.100 m s.n.m.) (figura 1), mientras que en la parte media-baja (1.600 m s.n.m.) se instaló un pluviómetro automático TR-525M (Texas Electronics, resolución de 0,1 mm por golpe). Todos los pluviómetros fueron programados para medir acumulados de lluvia cada 5 min. Los pluviómetros ubicados a los 2.100 y 1.450 m s.n.m. registraron lecturas durante todo el periodo de estudio (año hidrológico mayo 2015-abril 2016), mientras que el pluviómetro ubicado a los 1.600 m s.n.m. solo registró lecturas durante la época de lluvias, y esos datos fueron utilizados específicamente para el análisis de hidrogramas en esa temporada.

Para el monitoreo de caudales, el sitio de aforo se ubicó 6 km<sup>2</sup> aguas arriba del cierre de la cuenca (figura 1), por tanto, el área aforada fue de 35 km<sup>2</sup> equivalente al 83 % de la superficie total de la cuenca. El sitio fue instrumentado con un limnógrafo y un barómetro (HOBO U20 Onset), ambos transductores de presión, con una resolución de medición de ± 2 mm. La frecuencia de muestreo del limnógrafo y barómetro fue de 5 y 10 min, respectivamente. A partir de ellos se obtuvo la columna de agua del río (m) convertida posteriormente a valores de caudal (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), utilizando la curva de altura de agua-caudal construida con 13 aforos realizados a distintas alturas del río, empleando el método de trazador químico (Moore 2004, 2005). Brevemente, este método consistió en verter de golpe un volumen de agua (15 L) con sal de mesa (3 kg) aguas arriba (26 m) del sitio de aforo. En este sitio, la conductividad eléctrica del río (CE) fue registrada con un multiparamétrico portátil (PC450 Oakton) cada 5 s, hasta que la CE regresó a su valor inicial (Ecuación 1). Cada aforo, consistió en tres ensayos y a partir de ellos, se obtuvo un valor promedio de caudal. Posteriormente, el caudal fue convertido a unidades de mm utilizando el área de la cuenca. Más información sobre los métodos referirse a los trabajos de Guzmán-Huerta (2017, 2019).

$$Q = \frac{V}{k\Delta t \sum (CE(t) - CE_b)} \quad [1]$$

Donde,

$Q$  = caudal (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>).

$V$  = Volumen de agua vertido (m<sup>3</sup>).

$k$  = Constante de calibración (cm μs<sup>-1</sup>).

$\Delta t$  = Intervalo de tiempo de medición de la conductividad eléctrica (s).

$CE(t)$  = Conductividad eléctrica del agua del río, por intervalo de tiempo (μs cm<sup>-1</sup>).

$CE_b$  = Conductividad eléctrica inicial del agua del río (μs cm<sup>-1</sup>).

Posteriormente, las estimaciones de caudal obtenidas con el método de trazador químico fueron corroboradas

con mediciones de caudal, utilizando el método de aforo área-velocidad, las cuales se realizaron de forma simultánea al método de trazador ( $n = 8$ ). Para ello, la velocidad del río fue medida con un molinete marca AquaCal 5000 (JBS Instruments) cada 1,2 m sobre la sección transversal de aforo del río definida. Las mediciones de velocidad se realizaron tanto en superficie (5 %) como a profundidad (60 %) en la columna de agua. Para más información consultar el trabajo de Guzmán-Huerta (2017).

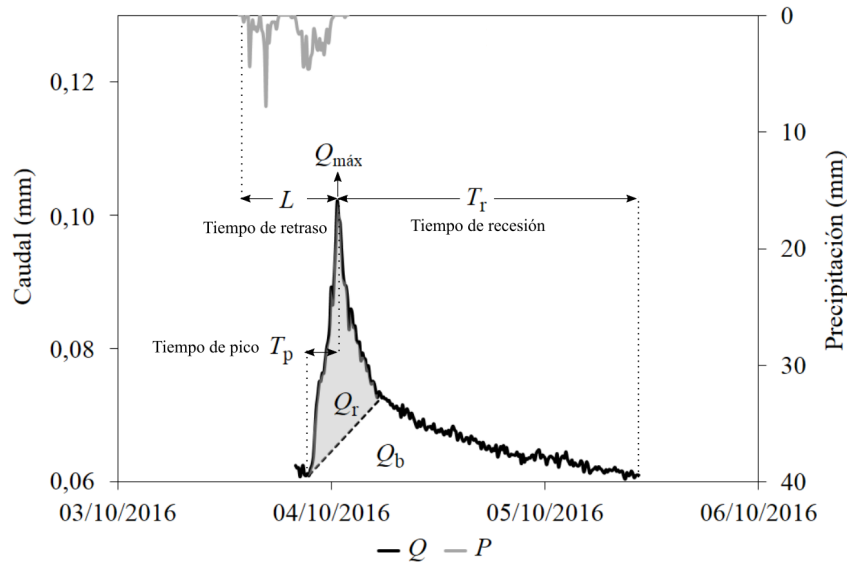
*Análisis de datos.* Las series de datos de precipitación fueron remuestreadas a escala horaria, diaria y mensual, identificando los eventos de precipitación a partir del remuestreo por hora. Un evento fue definido como aquel acumulado de lluvia ( $P \geq 0,2$  mm) y separado uno de otro con al menos 3 horas de diferencia sin lluvia (Holwerda *et al.* 2010). Para cada evento se determinó la intensidad promedio ( $I_{prom}$ ; mm h<sup>-1</sup>) y máxima ( $I_{máx}$ ; mm h<sup>-1</sup>), así como el tiempo de duración ( $T_d$ ; horas). En este caso, la  $I_{prom}$  fue calculada dividiendo  $P$  entre  $T_d$ , y para  $I_{máx}$  se utilizó la cantidad máxima de lluvia reportada por evento. Para  $T_d$ , se cuantificó el tiempo entre el inicio y fin de cada evento.

Para asociar la respuesta del caudal a las entradas de precipitación, cada hidrograma fue comparado individualmente con los eventos de lluvia observados simultáneamente en las tres alturas (los registros del pluviómetro a 1.600 m s.n.m. abarcaron del 17 de junio al 31 de octubre de 2015). Como criterio, se asoció el hidrograma con la altitud que mostró el primer registro de lluvia, y en todos los casos, el tiempo de inicio de la lluvia siempre fue previo al ascenso del hidrograma.

Para identificar, separar y cuantificar los flujos rápido ( $Q_r$ ) y base ( $Q_b$ ) de los caudales en respuesta a eventos individuales de precipitación (hidrogramas), se tomaron en cuenta hidrogramas completos y bien definidos, asociados a eventos de precipitación > 1 mm. Cuando se presentaron dos eventos de lluvia consecutivos o más, estos fueron analizados conjuntamente para cuantificar mejor sus flujos. Además, se determinó el coeficiente de escurrimiento ( $Q/P$ ; adimensional) para analizar la proporción de precipitación que contribuyó a la formación del caudal por evento de lluvia.

Para conocer las aportaciones de los flujos (rápido y base) al caudal total del río por los distintos eventos de precipitación, se utilizó el método aproximado de separación de hidrogramas (Hewlett y Hibbert 1967). Con este método se obtuvieron los siguientes parámetros y métricas hidrológicas: caudal total ( $Q_T$ ; mm h<sup>-1</sup>), flujo rápido ( $Q_r$ ; mm h<sup>-1</sup>), flujo base ( $Q_b$ ; mm h<sup>-1</sup>), pico de descarga ( $Q_{máx}$ ; m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), tiempo de pico ( $T_p$ ; horas), tiempo de retraso ( $L$ ; horas) y tiempo de recesión ( $T_r$ ; horas; figura 2). Asimismo, se determinó la precipitación antecedente (PA) calculado como el acumulado diario de precipitación durante los siete días previos a cada evento estudiado (McGuire y McDonnell 2010), con el fin de conocer las condiciones de humedad antecedentes.





**Figura 2.** Ejemplo de un hidrograma descompuesto en flujo rápido y base, y representación de distintos tiempos de respuesta del hidrograma a un evento de lluvia dado en el río Los Gavilanes. Figura modificada de Guzmán-Huerta (2019).  $L$  es el tiempo de retraso,  $Q_b$  es el flujo base,  $Q_{m\acute{a}x}$  es el pico de descarga,  $Q_r$  es el flujo rápido,  $T_p$  es el tiempo de pico y  $T_r$  es el tiempo de recesión.

Example of a hydrograph separated into quickflow and baseflow, and representation of different rainfall-runoff event time responses for a given precipitation event in Los Gavilanes river. Modified figure from Guzmán-Huerta (2019).  $L$  is the time lag,  $Q_b$  is the baseflow,  $Q_{m\acute{a}x}$  is the peak discharge,  $Q_r$  is the quickflow,  $T_p$  is the time to peak discharge and  $T_r$  is the recession time.

Para evaluar diferencias significativas de los flujos ( $Q_r$ ,  $Q_b$  y  $Q_{m\acute{a}x}$ ) y los tiempos de respuesta ( $T_r$ ,  $T_p$  y  $L$ ) en función de la temporada de lluvias, de secas y cambios mensuales, se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis de un solo factor, utilizando el método de Dunn's para la comparación múltiple por pares; el nivel de confianza utilizado fue de 0,05. Estas mismas variables fueron correlacionadas con las características de la lluvia ( $P$ ,  $I_{prom}$ ,  $I_{m\acute{a}x}$  y  $T_d$ ) y con la precipitación antecedente (PA) mediante pruebas de correlación de Spearman. Los análisis se realizaron en el programa SigmaPlot (versión 13.0, Systat Software Inc).

## RESULTADOS

**Precipitación.** Durante el año hidrológico estudiado (mayo 2015-abril 2016), la precipitación fue mayor en la parte baja de la cuenca con 2.838 mm, mientras que en la parte media-alta fue de 2.545 mm. Durante la época de lluvias (mayo-octubre), la precipitación registrada en ambas altitudes fue en promedio de 1.989 mm, la cual se distribuyó en 177 eventos, aproximadamente. Asimismo, la época de lluvias se distinguió por presentar un patrón bimodal, observándose los máximos de lluvia en junio y septiembre. Para la época de secas (noviembre-abril), los acumulados de precipitación disminuyeron considerablemente, registrando la menor cantidad mensual en diciembre (figura 3).

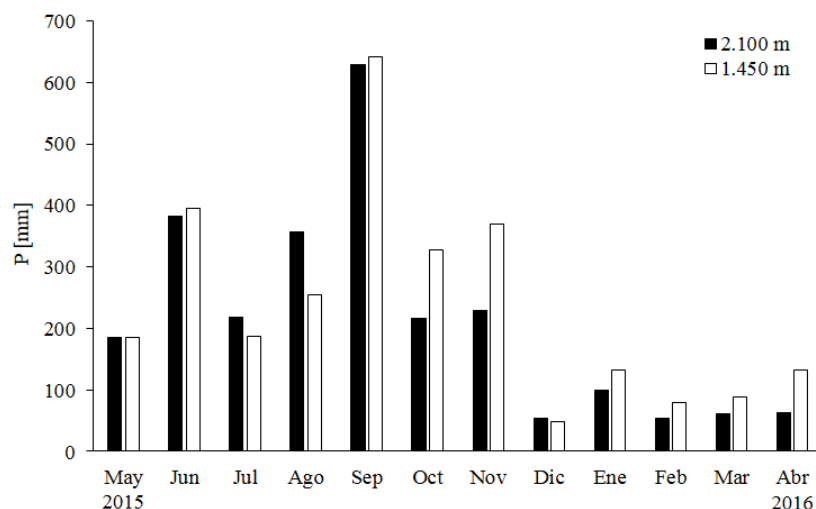
**Caudal.** El caudal total observado fue de 1.394 mm, equivalente al 52 % de la precipitación anual. La figura 4 mues-

tra la variación temporal de la precipitación y del caudal del río durante el periodo investigado. Se observa que el caudal mensual fue máximo en septiembre (221 mm) y mínimo en febrero (51 mm).

Durante la época de lluvias, el caudal promedio diario fue de  $5,1 \pm 1,5$  ( $\sigma$ ) mm día<sup>-1</sup>; observándose los valores máximos en septiembre (10,8 mm día<sup>-1</sup>) y mínimos en mayo (2,4 mm día<sup>-1</sup>) (cuadro 1). En cambio, el caudal promedio diario fue de  $2,6 \pm 1,4$  ( $\sigma$ ) mm día<sup>-1</sup> durante la época de secas, siendo máximo en noviembre (7,8 mm día<sup>-1</sup>) y mínimo en marzo (0,8 mm día<sup>-1</sup>).

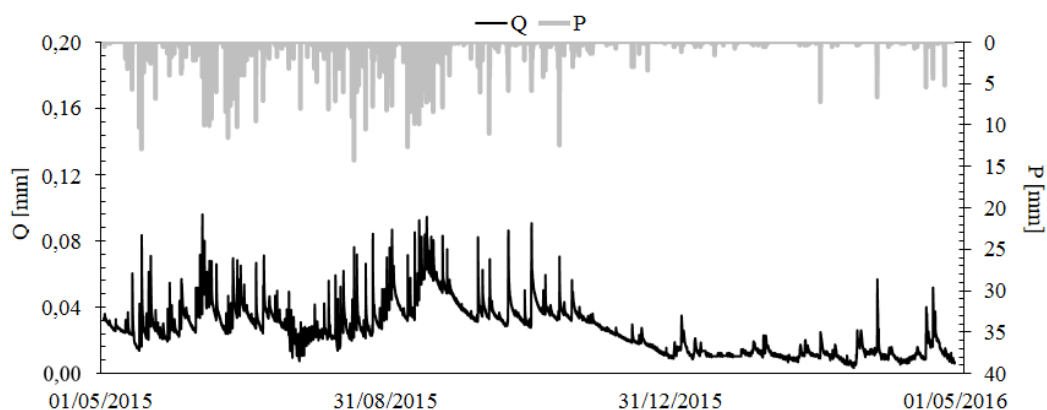
**Eventos de precipitación-escurrimiento: razones  $Q/P$ , flujos rápido y base y picos de descarga.** En total, se analizaron 165 hidrogramas con  $Q/P < 1$ , y solo se presentaron cinco casos en los que  $Q/P$  fue  $> 1$ , los cuales fueron excluidos del análisis. Para el 63 % de los eventos de precipitación-escurrimiento analizados, las respuestas del río estuvieron asociadas a lluvias registradas en la parte media-alta de la cuenca (2.100 m s.n.m.). Durante la temporada de lluvias, los eventos presentaron cantidades promedio de precipitación ( $P$ ) de  $22,6 \pm 19,2$  ( $\sigma$ ) mm con intensidades promedio ( $I_{prom}$ ) de  $6,5 \pm 8,2$  ( $\sigma$ ) mm h<sup>-1</sup> y máximas ( $I_{m\acute{a}x}$ ) de  $11,1 \pm 11,0$  ( $\sigma$ ) mm h<sup>-1</sup>, el tiempo de duración de la lluvia ( $T_d$ ) fue de  $6,2 \pm 5,9$  ( $\sigma$ ) horas. En cambio, durante la época de secas la  $P$  fue de  $11,4 \pm 13,5$  ( $\sigma$ ) mm,  $I_{prom}$  de  $1,6 \pm 1,7$  ( $\sigma$ ) mm h<sup>-1</sup>,  $I_{m\acute{a}x}$  de  $3,9 \pm 4,8$  ( $\sigma$ ) mm h<sup>-1</sup> y  $T_d$  de  $9,4 \pm 8,7$  ( $\sigma$ ) horas.

A nivel mensual se observó que el valor promedio de  $Q/P$  varió relativamente poco durante la época de lluvias



**Figura 3.** Precipitación mensual observada en las dos altitudes estudiadas.

Monthly rainfall observed at the two studied altitudes.



**Figura 4.** Precipitación (2.100 m s.n.m.) y caudal del río Los Gavilanes durante el año hidrológico mayo 2015-abril 2016. Ambas variables se muestran a una resolución de 10 min.

Rainfall (2,100 m a.s.l.) and streamflow of Los Gavilanes river during the hydrological year May 2015-April 2016. Both variables are presented at 10 min resolution.

( $0,3 \pm 0,2 (\sigma)$ ), mientras que en la época de secas  $Q/P$  fue mayor en noviembre, enero y febrero ( $0,4 \pm 0,2 (\sigma)$ ) y menor en marzo y abril ( $0,2 \pm 0,1 (\sigma)$ ).

Del caudal total ( $Q_T$ ) generado en respuesta a los eventos de lluvia, la aportación del flujo base ( $Q_b$ ) y flujo rápido ( $Q_r$ ) fue en promedio de  $90,4 \pm 6,7 (\sigma) \%$  y  $9,6 \pm 6,7 (\sigma) \%$ , respectivamente (figura 5). Esto muestra una clara dominancia de  $Q_b$  sobre  $Q_r$ . Las mayores contribuciones de  $Q_b$  se observaron en julio (94,1 %) y noviembre (94,4 %), mientras que las mayores aportaciones de  $Q_r$  fueron registradas en mayo (12,1 %) y marzo (14 %).

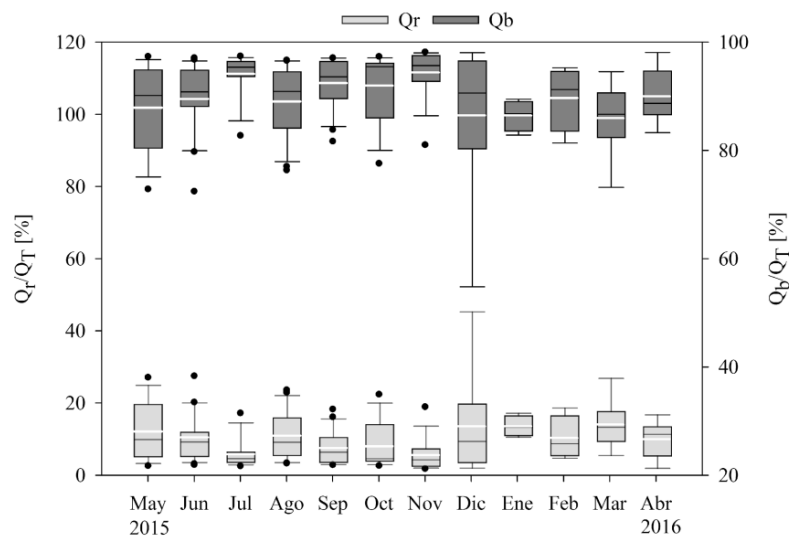
Los picos de descarga abarcaron un rango de  $0,5-7,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un promedio de  $3,0 \pm 1,1 (\sigma) \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  y  $1,7 \pm 1,0 (\sigma) \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para la época de lluvias y de secas, respectivamente.

En relación con la precipitación, las razones  $Q_b/P$  fueron relativamente pequeñas a nivel de evento y similares entre las temporadas de lluvias y secas ( $27,3 \pm 18,4 (\sigma) \%$ , y  $29,1 \pm 15,3 (\sigma) \%$ , respectivamente). Por otra parte, las razones  $Q_r/P$  obtenidas fueron en general bajas siendo de  $2,4 \pm 1,7 (\sigma) \%$  y  $3,2 \pm 3,6 (\sigma) \%$  para la época de lluvias y de secas, respectivamente.

A escala mensual, los valores más altos de  $Q_b/P$  se observaron en los meses de julio (31,2 %; promedio), noviembre (38,0 %), enero (31,2 %) y febrero (31,6 %); en cambio las menores aportaciones fueron reportadas al inicio de la época de lluvias (mayo: 22,5 %) y en la transición secas-lluvias (marzo-abril: 16,2-22,2 %). Respecto a las razones  $Q_r/P$ , los valores más altos fueron observados en el

**Cuadro 1.** Promedios diarios de caudal por mes durante el periodo estudiado.  
Mean daily streamflow for each month during the study period.

Mes	Caudal mínimo (mm día <sup>-1</sup> )	Caudal máximo (mm día <sup>-1</sup> )	Caudal promedio ( $\pm \sigma$ ) (mm día <sup>-1</sup> )
Mayo	2,4	5,6	3,9 $\pm$ 0,6
Junio	3,5	8,0	5,4 $\pm$ 1,2
Julio	2,5	6,6	4,3 $\pm$ 1,1
Agosto	3,0	5,9	4,2 $\pm$ 0,8
Septiembre	5,1	10,8	7,4 $\pm$ 1,5
Octubre	4,3	7,0	5,3 $\pm$ 0,6
Noviembre	4,2	7,8	5,4 $\pm$ 0,8
Diciembre	1,5	4,0	2,8 $\pm$ 0,7
Enero	1,4	3,6	1,8 $\pm$ 0,5
Febrero	1,2	2,6	1,8 $\pm$ 0,4
Marzo	0,8	3,0	1,8 $\pm$ 0,6
Abril	1,0	3,9	1,9 $\pm$ 0,8



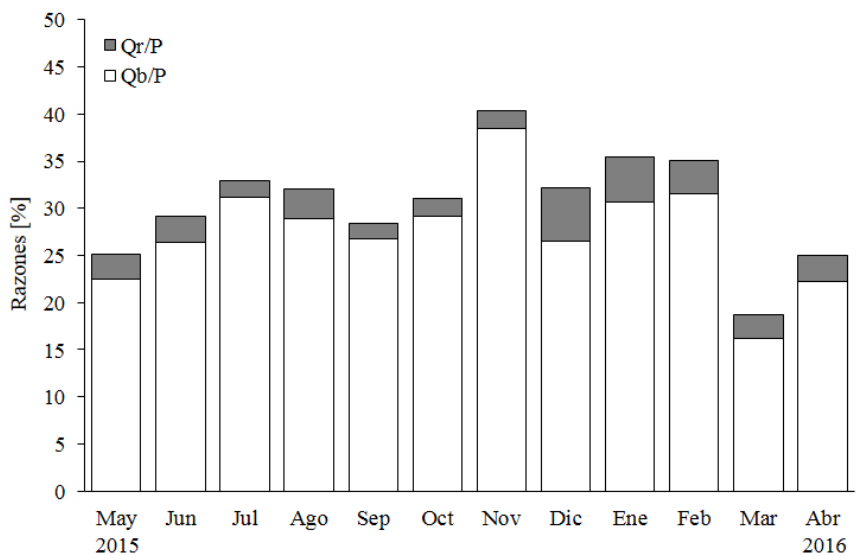
**Figura 5.** Distribución de las razones  $Q_b/Q_T$  y  $Q_r/Q_T$  por mes durante el periodo estudiado. La línea blanca representa el valor promedio y la línea negra el valor de la mediana.

Distribution of the  $Q_b/Q_T$  and  $Q_r/Q_T$  ratios per month during the studied period. The white line represents the mean value and the black line the median value.

periodo diciembre-febrero (4,7 %); mientras que los valores más bajos fueron observados en el mes de julio (1,7 %) y durante el periodo septiembre-noviembre (1,8 %) (figura 6).

*Tiempos de retraso, de pico y de recesión del caudal.* El análisis de hidrogramas mostró en promedio, un tiempo de retraso ( $L$ ) de  $4,0 \pm 3,0$  ( $\sigma$ ) horas, un tiempo de pico ( $T_p$ ) de  $2,2 \pm 1,8$  ( $\sigma$ ) horas y un tiempo de recesión ( $T_r$ ) de

$13,7 \pm 9,5$  ( $\sigma$ ) horas para la época de lluvias. En cambio, para la época de secas, el valor promedio de  $L$  fue de  $7,1 \pm 4,8$  ( $\sigma$ ) horas,  $T_p$  de  $5,4 \pm 4,1$  ( $\sigma$ ) horas y  $T_r$  de  $14,7 \pm 10,9$  ( $\sigma$ ) horas. Mensualmente se observaron los valores promedios más altos de  $L$  y  $T_p$  en febrero, mientras que los tiempos más cortos ocurrieron en mayo y septiembre. Respecto a  $T_r$ , los tiempos más prolongados tuvieron lugar en noviembre, enero y abril, y los más cortos en diciembre (cuadro 2).



**Figura 6.** Contribución de la precipitación al flujo base y rápido ( $Q_b/P$  y  $Q_r/P$ ) durante el periodo estudiado.  
 Quickflow and baseflow contribution to rainfall ( $Q_b/P$  and  $Q_r/P$ ) over the period study.

**Cuadro 2.** Estadística básica de las métricas obtenidas de los hidrogramas a nivel mensual durante el periodo estudiado.  
 Statistics of monthly stream hydrograph metrics during the study period.

Mes	n (eventos)	Tiempo de retraso (L; horas)			Tiempo de pico ( $T_p$ ; horas)			Tiempo de recesión ( $T_r$ ; horas)		
		Mín.	Máx.	Promedio ( $\pm \sigma$ )	Mín.	Máx.	Promedio ( $\pm \sigma$ )	Mín.	Máx.	Promedio ( $\pm \sigma$ )
Mayo	16	1,2	7,3	3,6 $\pm$ 1,7	0,2	4,5	1,7 $\pm$ 1,2	0,5	27,2	12,9 $\pm$ 7,6
Junio	24	1,5	6,2	3,7 $\pm$ 1,4	0,2	5,3	2,1 $\pm$ 1,3	2,2	23,2	12,9 $\pm$ 6,5
Julio	12	1,2	12,8	4,0 $\pm$ 3,0	0,5	9,0	2,9 $\pm$ 2,3	1,7	41,0	15,7 $\pm$ 13,8
Agosto	26	1,8	5,8	3,7 $\pm$ 1,3	0,3	4,7	2,0 $\pm$ 1,2	0,8	46,5	14,5 $\pm$ 11,6
Septiembre	25	1,5	12,3	3,6 $\pm$ 2,4	0,2	3,7	1,6 $\pm$ 0,9	3,0	29,2	13,8 $\pm$ 7,5
Octubre	15	1,8	26,3	6,1 $\pm$ 6,6	0,7	11,5	3,5 $\pm$ 3,6	1,7	43,3	12,7 $\pm$ 11,7
Noviembre	14	1,7	14,0	5,6 $\pm$ 3,2	0,5	8,3	3,8 $\pm$ 1,9	1,2	40,0	16,5 $\pm$ 13,1
Diciembre	6	2,3	7,2	4,1 $\pm$ 1,7	1,7	7,0	3,4 $\pm$ 2,1	2,5	19,3	10,5 $\pm$ 7,5
Enero	4	4,2	8,5	7,2 $\pm$ 2,1	2,7	7,3	5,5 $\pm$ 2,0	9,5	35,7	17,0 $\pm$ 12,5
Febrero	8	5,2	26,2	12,2 $\pm$ 7,7	3,5	25,8	9,3 $\pm$ 7,1	0,3	36,3	13,9 $\pm$ 11,4
Marzo	6	3,2	13,8	7,2 $\pm$ 3,8	2,2	12,0	6,1 $\pm$ 3,5	2,0	21,8	15,2 $\pm$ 8,5
Abril	9	2,5	13,8	6,9 $\pm$ 4,0	1,8	12,3	5,3 $\pm$ 3,5	9,7	41,2	22,4 $\pm$ 16,6

*Cambios estacionales en las características de los hidrogramas.* Los análisis no sugirieron diferencias mensuales en los valores de  $Q_r$ ,  $Q_r$ ,  $T_r$  y  $T_p$  ( $P > 0,05$ ). En cambio, sí se observaron diferencias mensuales en  $Q_{m\acute{a}x}$  y  $Q_b$  ( $P < 0,05$ ), siendo  $Q_{m\acute{a}x}$  la variable con más cambios a lo largo del año.

A nivel estacional, en la época de lluvias solo mostró diferencias  $Q_{m\acute{a}x}$  ( $P \leq 0,001$ ) entre los últimos pares de me-

ses (jul.-ago. y sep.-oct.). En cambio, diferencias fueron observadas en los parámetros  $Q_b$ ,  $T_p$  y  $L$  entre los tres primeros meses (nov.-ene.) y los tres últimos (feb.-abr.) de la época de secas ( $P < 0,05$ ). Los parámetros  $L$ ,  $T_p$  y  $Q_{m\acute{a}x}$  mostraron diferencias en los primeros dos pares de meses de la época de secas (nov.-dic. y ene.-feb.:  $P \leq 0,001$ ). A nivel estacional, los parámetros  $T_p$ ,  $L$  y  $Q_{m\acute{a}x}$  sugirieron

ser estadísticamente diferentes ( $P \leq 0,001$ ), igualmente  $Q_T$  ( $P = 0,036$ ) y  $Q_b$  ( $P = 0,028$ ).

*Influencia de las características de la lluvia y la precipitación antecedente en las propiedades de los hidrogramas.* Al evaluar el efecto de las características de precipitación sobre los flujos y propiedades de los hidrogramas, se encontró que la cantidad de precipitación (P) y la intensidad máxima de lluvia ( $I_{m\acute{a}x}$ ) presentaron altas correlaciones ( $r_s \geq 0,56$ ) con los flujos  $Q_T$ ,  $Q_r$ ,  $Q_b$ ,  $Q_{m\acute{a}x}$  y el tiempo de recesión ( $T_p$ , cuadro 3). También se observaron correlaciones importantes ( $r_s \sim 0,5$ ) entre el tiempo de duración de la lluvia ( $T_d$ ) y los parámetros  $Q_T$ ,  $Q_b$ ,  $T_r$  y  $L$ ; así como la intensidad promedio de lluvia ( $I_{prom}$ ) y la precipitación antecedente (PA) con los valores de  $Q_{m\acute{a}x}$ .

### DISCUSIÓN

El presente trabajo es el primero en estudiar el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Los Gavilanes, cubierta mayormente por bosque de niebla (51 %) sobre suelo Andosol, para lo cual fue indispensable instrumentarla, debido a la ausencia de estaciones hidrometeorológicas oficiales dentro de la cuenca. De haber utilizado datos de estaciones meteorológicas cercanas, las entradas de precipitación en la cuenca hubieran sido subestimadas en aproximadamente 300 mm para la época de lluvias (Shinbrot *et al.* 2020).

Por tratarse de una cuenca de mesoescala, fue un gran reto e implicó un enorme esfuerzo medir continuamente la precipitación y caudal del río a una alta resolución (5 y 10 min), para así conocer su variación a distintas escalas temporales y cuantificar métricas de respuesta del caudal a la precipitación. Previo a esto, fue necesario contrastar las estimaciones de caudal obtenidas con el método de aforo químico con el método área-velocidad, por tratarse de un río de quinto orden con altos flujos observados particular-

mente durante la época de lluvias. Respecto a los registros de lluvia, se recomienda densificar la red de pluviómetros sobre el rango altitudinal para robustecer aún más las observaciones. Esto debido a que hubo zonas en la cuenca (parte centro y sur) que por su poca accesibilidad no pudieron colocarse pluviómetros. Además, el presente trabajo examinó el comportamiento hidrológico de la cuenca durante un año hidrológico, sin embargo, se considera importante continuar su monitoreo a largo plazo, para así entender su dinámica a través del tiempo y conocer cómo influye la variabilidad climática y los eventos extremos (huracanes, sequías, etc.) en la dinámica de la cuenca.

*Dinámica hidrológica de la cuenca del río Los Gavilanes.* La dominancia del flujo base (90,4 %) al caudal de la cuenca estudiada, indica un fuerte control de los flujos subsuperficiales en la generación de caudales y, aunado al aumento de la contribución del flujo base conforme la época de lluvias transcurre, sugiere un aumento de la capacidad de almacenamiento y movilización del agua en el subsuelo por procesos de infiltración, percolación y recarga de agua en la cuenca, resultando en una mayor aportación del flujo subsuperficial al caudal total. Esta dominancia del flujo base es consistente con lo reportado por Muñoz-Villers y McDonnell (2012, 2013) en microcuencas de bosques de niebla maduro y secundario (0,1 y 0,3 km<sup>2</sup>) en la parte media-alta de Los Gavilanes, y también con lo que reporta López-Hernández (2019) en la cuenca vecina, el río Pixquiatic (107,3 km<sup>2</sup>), lo cual sugiere que los flujos subsuperficiales son los principales mecanismos de generación de caudal en estos ríos a lo largo del año. Por tanto, la provisión de agua en esta región está estrechamente asociada con las características edafológicas y geológicas de las cuencas, en particular, con su alta capacidad de infiltración (1.140-1.352 mm h<sup>-1</sup>) y recarga de agua subterránea, vinculado a su baja densidad aparente (0,25-0,45 g cm<sup>-3</sup>), alta porosidad (69-89 %) y altas conductividades

**Cuadro 3.** Coeficientes de correlación de Spearman entre las características de precipitación y las métricas hidrológicas analizadas.  
Spearman correlation coefficients between precipitation characteristics and hydrological metrics.

	P (mm)		$I_{prom}$ (mm h <sup>-1</sup> )		$I_{m\acute{a}x}$ (mm h <sup>-1</sup> )		$T_d$ (horas)		PA (mm)	
	$r_s$	P	$r_s$	P	$r_s$	P	$r_s$	P	$r_s$	P
$Q_T$	0,84 <sup>a</sup>	< 0,001	0,38	< 0,001	0,66 <sup>a</sup>	< 0,001	0,50 <sup>b</sup>	< 0,001	0,18	0,023
$Q_{m\acute{a}x}$	0,65 <sup>a</sup>	< 0,001	0,54 <sup>a</sup>	< 0,001	0,72 <sup>a</sup>	< 0,001	0,09	0,246	0,51 <sup>b</sup>	< 0,001
$Q_r$	0,83 <sup>a</sup>	< 0,001	0,47	< 0,001	0,67 <sup>a</sup>	< 0,001	0,39	< 0,001	-0,04	0,616
$Q_b$	0,82 <sup>a</sup>	< 0,001	0,36	< 0,001	0,64 <sup>a</sup>	< 0,001	0,51 <sup>b</sup>	< 0,001	0,21	0,007
$T_p$	0,03	0,748	-0,34	< 0,001	-0,25	0,001	0,45	< 0,001	-0,39	< 0,001
$T_r$	0,76 <sup>a</sup>	< 0,001	0,30	< 0,001	0,56	< 0,001	0,50 <sup>b</sup>	< 0,001	-0,09	0,268
$L$	-0,07	0,382	-0,46	< 0,001	-0,33	< 0,001	0,49 <sup>b</sup>	< 0,001	-0,37	< 0,001

Se resaltan las mayores correlaciones con los superíndices a para  $r_s > 0,5$  y b para  $r_s = 0,5$ .

hidráulicas del suelo ( $615\text{-}777\text{ mm h}^{-1}$ ) (Muñoz-Villers *et al.* 2012, Muñoz-Villers y McDonnell 2013). El trabajo de Muñoz-Villers *et al.* (2016) cuantificaron también los tiempos de residencia de flujo base empleando técnicas de isótopos estables del agua ( $\delta^2\text{H}$ ,  $\delta^{18}\text{O}$ ), en subcuencas ( $0,1\text{-}34\text{ km}^2$ ) de Los Gavilanes. Sus resultados mostraron tiempos de residencia promedio de 1,9 años, lo cual refleja nuevamente la gran capacidad de almacenamiento de este sistema. Además, estos tiempos están correlacionados con la fisiografía, topografía, permeabilidad y tipo de cubierta vegetal de las cuencas. Así mismo, la poca perturbación de la cubierta forestal de la zona podría ser un factor importante, al permitir la interceptación de lluvia, reduciendo la erosión y pérdida de suelo, conservando así sus características hidrofísicas naturales que influyen en el proceso de infiltración (Muñoz-Villers y McDonnell 2013), permitiendo, por consiguiente, la provisión y regulación del caudal a lo largo del año.

La contribución del flujo rápido al caudal total es del 9,6 % en promedio, presentando su máxima aportación en marzo (14 %), mes que además registra las más altas entradas de precipitación e intensidades de lluvia, lo cual podría indicar que escurrimientos por exceso de infiltración y/o exceso de saturación del suelo favorecen la generación de flujo rápido durante esos eventos. En general, la baja aportación del flujo rápido al caudal total sugiere una baja ocurrencia de flujos superficiales, lo cual se atribuye al buen drenaje de la cuenca y a su vez está ligado a las propiedades hidrofísicas del suelo. Comparando estos resultados con otras cuencas de bosque de niebla, la cuenca Zurita ( $11,4\text{ km}^2$ ) localizada al sur de Ecuador con suelo de tipo Histosol (50 %) proveniente de rocas metamórficas, reporta un  $Q/P$  del 70 % con contribuciones del 89 y 11 % de flujo base y rápido al caudal total, respectivamente. En este caso la razón  $Q/P$  es mayor al contrastar con nuestro sitio de estudio, debido posiblemente a las fuertes pendientes (79 %) de la cuenca Zurita. Sin embargo, la similitud en la partición de los flujos puede deberse al porcentaje de cobertura de bosque de niebla (55 %) y sus suelos permeables (Crespo *et al.* 2011), características compartidas con Los Gavilanes.

El caudal anual observado en el río Los Gavilanes fue equivalente al 52 % de la precipitación anual registrada en la cuenca. Comparando con cuencas del río San Francisco en Ecuador ( $35\text{-}75\text{ km}^2$ ), cubiertas en su mayoría por bosque de niebla sobre suelos Histosoles, Crespo *et al.* (2011) observaron altos valores de  $Q/P$  (75-81 %) en ellas, lo cual podría deberse a la rápida movilización del agua en esa región. Los tiempos relativamente cortos de residencia del agua obtenidos en las cuencas de Ecuador (0,7-0,9 años: Timbe *et al.* 2014), lo confirman también. En el caso de Los Gavilanes, los tiempos promedios de residencia del agua fueron de  $\sim 2$  años (Muñoz-Villers *et al.* 2016). Esto sugiere una dominancia de flujos subsuperficiales profundos en la generación de caudales, debido a la profundidad de sus suelos y su alta permeabilidad, reflejado también en menores proporciones de  $Q/P$ .

*Respuesta de la cuenca a eventos de precipitación: Flujos y métricas de hidrogramas.* En general, se observan tiempos de respuesta promedios de los hidrogramas más prolongados durante la época de secas que en la de lluvias, lo cual puede deberse a menores cantidades de precipitación e intensidades de la lluvia combinado con bajos antecedentes de humedad, aplazando así la respuesta de la cuenca. Comparando los tiempos de reacción con la cuenca vecina del río Pixquiac durante la época de lluvias, nuestra cuenca muestra tiempos de pico más cortos ( $T_p$ : 2,2 h vs. 3,4 h, López-Hernández 2019), lo cual puede deberse a una mayor intensidad promedio ( $I_{prom}$ :  $6,5\text{ mm h}^{-1}$  vs.  $4,5\text{ mm h}^{-1}$ ) de sus eventos de lluvia y a su menor área ( $35\text{ km}^2$  vs.  $72,3\text{ km}^2$ ). En cambio, en la época de secas, Los Gavilanes registra un prolongado tiempo de retraso ( $L$ : 7,1 h vs. 2,8 h), lo cual podría deberse a su mayor cobertura boscosa (71 % vs. 46 %), y a las diferencias edáficas (suelos Acrisoles en el Pixquiac). Además de este estudio, no se encontraron más investigaciones que reporten métricas de hidrogramas con las cuales comparar nuestros resultados.

Por último, el análisis de correlaciones muestra que el caudal, flujos base y rápido están influenciados principalmente por la cantidad e intensidad máxima de los eventos de lluvia. En cambio, los distintos tiempos de respuesta del caudal se relacionaron más con el tiempo de duración de la lluvia. Adicionalmente, el pico de descarga y los tiempos de pico y retraso se asociaron también con la precipitación antecedente. Y el flujo base, aunque no muestra una relación significativa con la precipitación antecedente, sí se observaron aumentos en estos volúmenes a altos antecedentes de humedad.

Proyecciones de cambio climático para 2050 en México, prevén tanto aumentos (6 %) como disminuciones (20 %) en la precipitación durante la época de lluvias; en cambio para la época de secas podrían presentarse reducciones entre el 13 y 18 % (Hernández-Ochoa *et al.* 2018). Para el período 2070-2100 se estiman patrones interanuales de la lluvia más variables (6-47 %, coeficiente de variación), la cual podría reducir la precipitación entre el 33 y 65 % durante la época de lluvias (Fuentes-Franco *et al.* 2015). Por lo cual, los cambios en los patrones de precipitación podrían afectar directamente los mecanismos de generación del caudal, en donde eventos máximos de alta intensidad podrían acelerar la producción de los flujos superficiales, con un mayor impacto en la parte baja de la cuenca. Además, añadiendo la pérdida del bosque de niebla y su reemplazo por otra cubierta vegetal, afectaría directamente la generación de flujos, al alterar la capacidad de infiltración del suelo, su amortiguación a eventos extremos y su provisión de agua durante la época de secas. Por lo que es indispensable preservar y restaurar el bosque en estas regiones de montaña, para mantener el funcionamiento natural del ecosistema (Muñoz-Villers y McDonnell 2013), mitigando así las posibles afectaciones sobre los recursos hídricos y sus beneficios para la sociedad.

## CONCLUSIONES

Esta investigación es la primera en reportar la dinámica hidrológica de una cuenca cubierta en su mayoría por bosque de niebla (51 %) sobre suelo Andosol de origen volcánico, la cual es responsable de la provisión de agua en un 90 % a ciudades y poblados situados en las partes bajas. Los resultados mostraron una contribución de la precipitación al caudal (~ 50 %) mucho menor a lo observado en otras cuencas de bosque de niebla (~ 75 %), lo cual se atribuye a la alta capacidad de almacenamiento y lenta movilización del agua a través de flujos subsuperficiales en la cuenca estudiada. En consecuencia, el flujo base fue el componente dominante del caudal a nivel estacional y anual.

Durante el periodo de estudio, los tiempos de recesión del caudal no presentaron cambios importantes a nivel estacional, por el contrario, los tiempos de retraso y pico fueron más cortos en la época de lluvias debido a condiciones antecedentes de humedad más altas, comparado con la época de secas. Las variables que más explicaron las contribuciones de los flujos rápido y base, al igual que los tiempos de retraso, pico y recesión, fueron la cantidad de precipitación, la intensidad máxima y, en menor medida, el tiempo de duración de los eventos de lluvia. Asimismo, la precipitación antecedente mostró una influencia en el flujo rápido y el tiempo de recesión, siendo también importante en la generación de flujos base en condiciones de humedad antecedente alto.

Por último, este trabajo ilustra la importancia de monitorear y estudiar cuencas de mesoescala en regiones tropicales de montaña, las cuales son responsables del suministro de agua para las zonas bajas. En este caso, mostramos que la cuenca del río Los Gavilanes es capaz de sostener caudales durante la época de secas y modular escurrimientos en respuesta a eventos de precipitación durante la época de lluvias, lo cual es resultado del tipo de vegetación y la alta permeabilidad de sus suelos en combinación con altas entradas de precipitación anual. Por consiguiente, conservar y proteger las áreas de bosque de niebla en la cuenca aseguraría la funcionalidad hidrológica de la cuenca y su provisión de agua a largo plazo.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo de la Sra. Refugio y del Sr. Leónides por permitirnos instalar pluviómetros en sus propiedades. Agradecemos también al Dr. Friso Holwerda, por compartirnos la serie de datos de lluvia a los 2.100 m s.n.m. Agradecemos el valioso apoyo en campo de Karol Granados, Rodrigo Gómez, Citlali Guzmán, Julieta Dapa, Friso Holwerda, Julieta López y Paulina Balcázar. Esta investigación fue financiada por la NSF-EUA (No. 1313804) y por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) otorgando esta última una beca para realizar estudios de maestría a A.G.H. (No. 465027) dentro del Posgrado en Ciencias de la Tierra-UNAM.

## REFERENCIAS

- Arnold JG, MA Youssef, H Yen, MJ White, AY Sheshukov, AM Sadeghi, DN Moriasi, JL Steiner, DM Amatya, RW Skaggs, EB Haney, J Jeong, M Arabi, PH Gowda. 2015. Hydrological processes and model representation: impact of soft data on calibration. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 58(6): 1637-1660. DOI: <https://doi.org/10.13031/trans.58.10726>
- Birkel C, C Soulsby, D Tetzlaff. 2012. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrological Sciences Journal* 57(8): 1543-1561. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Bruijnzeel LA, M Kappelle, M Mulligan, FN Scatena. 2011a. Tropical montane cloud forest: State of knowledge and sustainability perspectives in a changing world. In Bruijnzeel LA, FN Scatena, LS Hamilton eds. *Tropical montane cloud forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge, Reino Unido. Cambridge University Press. p. 691-740. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778384.074>
- Bruijnzeel LA, M Mulligan, FN Scatena. 2011b. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes* 25: 465-498. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.7974>
- Burt TP, JJ McDonnell. 2015. Whither field hydrology? The need for discovery science and outrageous hydrological hypotheses. *Water Resources Research* 51: 5919-5928. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014WR016839>
- Campos-Pinto L, CR De Mello, PR Owens, LD Norton, N Curi. 2016. Role of Inceptisols in the hydrology of mountainous catchments in southeastern Brazil. *Journal of Hydrologic Engineering* 21(2): 5015017-501501710. DOI: [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001275](http://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001275)
- Cèlleri R, J Feyen. 2009. The hydrology of tropical Andean ecosystems: importance, knowledge status, and perspectives. *Mountain Research and Development* 29(4): 350-355. DOI: <https://doi.org/10.1659/mrd.00007>
- Clark KE, MA Torres, AJ West, RG Hilton, M New, AB Horwath, JB Fisher, JM Rapp, A Robles-Caceres, Y Malhi. 2014. The hydrological regime of a forested tropical Andean catchment. *Hydrology and Earth System Sciences* 18: 8603-8650. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-18-5377-2014>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua, MX). 2020. Catálogo de estaciones hidrométricas. Consultado 18 mar. 2020. Disponible en <https://app.conagua.gob.mx/bandas/>
- Crespo P, A Buecker, J Feyen, KB Vaché, H-G Frede, L Breuer. 2012. Preliminary evaluation of the runoff processes in a remote montane cloud forest basin using Mixing Analysis and Mean Transit Time. *Hydrological Processes* 26: 3896-3910. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.8382>
- Crespo PJ, J Feyen, W Buytaert, A Buecker, L Breuer, H-G Frede, M Ramírez. 2011. Identifying controls of the rainfall-runoff response of small catchments in the tropical Andes (Ecuador). *Journal of Hydrology* 407: 164-174. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.021>
- Fuentes-Franco R, E Coppola, F Giorgi, EG Pavia, GT Diro, F Graef. 2015. Inter-annual variability of precipitation over Southern Mexico and Central America and its relationship to sea surface temperature from a set of future projec-

- tions from CMIP5 GCMs and RegCM4 CORDEX simulations. *Climate Dynamics* 45: 425-440. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2258-6>
- García E. 2004. Primera parte Modificaciones al sistema de Köppen. In García E, ed. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. México. Instituto de Geografía-UNAM. p. 21-24.
- Guswa AJ, AL Rhodes, SE Newell. 2007. Importance of orographic precipitation to the water resources of Monteverde, Costa Rica. *Water Resources Research* 30: 2098-2112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.07.008>
- Guzmán-Huerta A. 2017. Respuesta hidrológica de una cuenca de bosque húmedo de montaña, centro de Veracruz, México. Tesis Licenciada en Ciencias de la Tierra. Ciudad Universitaria, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 54 p.
- Guzmán-Huerta A. 2019. Respuesta hidrológica de una cuenca de bosque tropical húmedo de montaña y su asociación con eventos meteorológicos a diferentes escalas temporales. Tesis Maestra en Ciencias de la Tierra. Ciudad Universitaria, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 94 p.
- Hernández-Ochoa IM, S Asseng, BT Kassie, W Xiong, R Robertson, DNL Pequeno, K Sonder, M Reynolds, MA Babar, AM Milan, G Hoogenboom. 2018. Climate change impact on Mexico wheat production. *Agricultural and Forest Meteorology* 263: 373-387. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.09.008>
- Hewlett JD, AR Hibbert. 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In Sopper WE, HW Lull eds. Forest hydrology. New York, USA. Pergamon Press. p. 275-290.
- Holwerda F, LA Bruijnzeel, LE Muñoz-Villers, M Equihua, H Asbjornsen. 2010. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology* 384 (1-2): 84-96. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.012>
- Holwerda F, LA Bruijnzeel, VL Barradas, J Cervantes. 2013. The water and energy exchange of a shaded coffee plantation in the lower montane cloud forest zone of central Veracruz, Mexico. *Agricultural and Forest Meteorology* 173: 1-13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.12.015>
- Kapos V, B Rhind, M Edwards, MF Price, C Ravilious. 2000. Developing a map of the world's mountain forests. In Price MF, N Butt eds. Forests in sustainable mountain development: a state of knowledge report for 2000. Task force on forests in sustainable mountain development. Reino Unido. CABI Publishing in association with The International Union of Forestry Research Organizations (IUFRO). p. 4-8.
- López-Hernández J. 2019. Comportamiento hidrológico a varias escalas temporales de una cuenca periurbana, centro de Veracruz, México. Tesis Licenciada en Ciencias de la Tierra. Ciudad Universitaria, México. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 45 p.
- McGuire KJ, JJ McDonnell. 2010. Hydrological connectivity of hillslopes and streams: Characteristic time scales and nonlinearities. *Water Resources Research* 46: W10543. DOI: <https://doi.org/10.1029/2010WR009341>
- Mello CR, LF Ávila, H Lin, MCNS Terra, NA Chappell. 2019. Water balance in a Neotropical forest catchment of southeastern Brazil. *Catena* 173: 9-21. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.046>
- Moore R.D. 2004. Introduction to salt dilution gauging for streamflow measurement part II: Constant-rate injection. *Streamline Watershed Management Bulletin* 8(1): 11-15.
- Moore R.D. 2005. Introduction to salt dilution gauging for streamflow measurement part III: slug injection using salt in Solution. *Streamline Watershed Management Bulletin* 8(2): 1-6.
- Mulligan M. 2011. Modeling the tropics-wide extent and distribution of cloud forest and cloud forest loss, with implications for conservation priority. In Bruijnzeel LA, FN Scatena, LS Hamilton eds. Tropical montane cloud forest: Science for Conservation and Management. Cambridge, Reino Unido. Cambridge University Press. p. 14-38. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778384.004>
- Muñoz-Villers LE, DR Geissert, F Holwerda, JJ McDonnell. 2016. Factors influencing stream baseflow transit times in tropical montane watersheds. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 1621-1635. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-20-1621-2016>
- Muñoz-Villers LE, F Holwerda, M Gómez-Cardenas, M Equihua, H Asbjornsen, LA Bruijnzeel, BE Marín-Castro, C Tobón. 2012. Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology* 462-463: 52-63. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.062>
- Muñoz-Villers LE, F Holwerda, MS Alvarado-Barrientos, D Geissert, BE Marín-Castro, A Gómez-Tagle, J McDonnell, H Asbjornsen, T Dawson, LA Bruijnzeel. 2015. Efectos hidrológicos de la conversión del bosque de niebla en el centro de Veracruz, México. *Bosque* 36(3): 395-407. DOI: <http://doi.org/10.4067/S0717-92002015000300007>
- Muñoz-Villers LE, JJ McDonnell. 2012. Runoff generation in a steep, tropical montane cloud forest catchment on permeable volcanic substrate. *Water Resources Research* 48: 1-17. DOI: <https://doi.org/10.1029/2011WR011316>
- Muñoz-Villers LE, JJ McDonnell. 2013. Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology and Earth System Sciences* 17: 3543-3560. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-17-3543-2013>
- Quintero M, S Wunder, RD Estrada. 2009. For services rendered? Modeling hydrology and livelihoods in Andean payments for environmental services schemes. *Forest Ecology and Management* 25 (9): 1871-1880. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.032>
- Ramírez BH, AJ Teuling, L Ganzeveld, Z Hegger, R Leemans. 2017. Tropical Montane Cloud Forest: Hydrometeorological variability in three neighbouring catchments with different forest cover. *Journal of Hydrology* 552: 151-167. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.023>
- Roa-García MC, S Brown, H Schreier, LM Lavkulich. 2011. The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resources Research* 47: W05510. DOI: <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>
- SEMAR (Secretaría de Marina de México, MX). 2020. Red de estaciones meteorológicas. Consultado 20 feb. 2020. Disponible en [https://meteorologia.semar.gob.mx/red\\_emas\\_ligero\\_maps.html](https://meteorologia.semar.gob.mx/red_emas_ligero_maps.html)



- Shinbrot XA, L Muñoz-Villers, A Mayer, M López-Portillo, K Jones, S López-Ramírez, C Alcocer-Lezama, M Ramos-Escobedo, R Manson. 2020. Quiahua, the First Citizen Science Rainfall Monitoring Network in Mexico: Filling Critical Gaps in Rainfall Data for Evaluating a Payment for Hydrologic Services Program. *Citizen Science: Theory and Practice* 5(1): 1-15. DOI: <https://doi.org/10.5334/cstp.316>
- Timbe E, D Windhorst, P Crespo, H-G Frede, J Feyen, L Breuer. 2014. Understanding uncertainties when inferring mean transit times of water trough tracer-based lumped-parameter models in Andean tropical montane cloud forest catchments. *Hydrology and Earth System Sciences* 18: 1503-1523. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-18-1503-2014>
- Timbe E, J Feyen, L Timbe, P Crespo, R Célleri, D Windhorst, H-G Frede, L Breuer. 2017. Multicriteria assessment of water dynamics reveals subcatchment variability in a seemingly homogeneous tropical cloud forest catchment. *Hydrological Processes* 31: 1456-1468. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.11146>
- Williams-Linera G. 2012. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Xalapa, México. CONABIO-Instituto de Ecología A.C. 208 p.
- Williams-Linera G, M Toledo-Garibaldi, C Gallardo-Hernández. 2013. How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology* 214: 685-701. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0199-5>

Recibido: 08/10/20

Aceptado: 29/03/21



## Seasonal variation in gas exchange and chlorophyll index of *Palicourea racemosa* in an open ombrophilous forest

Variación estacional en el intercambio de gases y el índice de clorofila de *Palicourea racemosa* en un bosque ombrófilo abierto

**Ester dos Santos Coêlho<sup>a</sup>, João Everthon da Silva Ribeiro<sup>b\*</sup>, Francisco Romário Andrade Figueiredo<sup>a</sup>, Arliston Pereira Leite<sup>c</sup>, Marlenildo Ferreira Melo<sup>a</sup>, Manoel Bandeira de Albuquerque<sup>c</sup>**

<sup>a</sup>Federal Rural University of Semi-arid (UFERSA), Department of Plant Sciences, Mossoró, Rio Grande do Norte, Brazil.

\*Corresponding author: <sup>b</sup>State University of Maranhão (UEMA), Department of Technology in Agribusiness Management, Strees Hernani Pereira nº458, Itapecuru-Mirim, Maranhão, Brazil, tel.: +558398171-6327, j.everthon@hotmail.com

<sup>c</sup>Federal University of Paraíba (UFPB), Department of Phytotechnics and Environmental Sciences Areia, Paraíba, Brazil.

### SUMMARY

Seasonal variation affects understory and canopy tree plants in different ways. *Palicourea racemosa* is an understory shrub from the Rubiaceae family and is subject to seasonal oscillations of the environment, which can affect plant ecophysiological responses. This species is widely distributed in humid forests from southern Mexico to southeastern Brazil and has broad economic and ecological importance for the regions of occurrence, being used for food, ornamental and traditional medicine purposes. It is of fundamental importance to know ecophysiological responses of this species throughout dry and rainy periods, to understand the dynamics of understory plants in tropical forests. This research aimed at evaluating the effects of seasonality on ecophysiological aspects of *P. racemosa* at the Mata do Pau-Ferro State Park, municipality of Areia, Paraíba, Brazil. Over ten months, upper canopy structure indices were measured in ten individuals, climatic data were collected and their effects on gas exchange and chlorophyll indices in plants were evaluated. Results showed that the environmental variables correlated with the ecophysiological ones, with a strong association of soil moisture, rainfall and leaf area index of the upper canopy on ecophysiological aspects in *P. racemosa* plants, indicating that water availability and irradiance affect gas exchanges and photosynthetic pigment content. Except for intrinsic water use efficiency and instantaneous carboxylation efficiency, all ecophysiological variables showed significant differences over the months, showing the influence of seasonality on the ecophysiological responses of *P. racemosa*.

*Key words:* photosynthesis rate, physiological responses, Rubiaceae, understory vegetation, water availability.

### RESUMEN

La variación estacional afecta a las plantas de árboles del sotobosque y del dosel de diferentes maneras. *Palicourea racemosa* es un arbusto de sotobosque de la familia Rubiaceae y está sujeto a oscilaciones estacionales del medio ambiente, que pueden afectar las respuestas ecofisiológicas de las plantas. Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en bosques húmedos desde el sur de México hasta el sureste de Brasil y tiene una gran importancia económica y ecológica para las regiones de ocurrencia, siendo utilizada con fines alimentarios, ornamentales y de medicina tradicional. Es de fundamental importancia conocer las respuestas ecofisiológicas de esta especie a lo largo de los períodos secos y lluviosos, a fin de buscar comprender la dinámica de las plantas del sotobosque en los bosques tropicales. La investigación tuvo como objetivo evaluar los efectos de la estacionalidad en aspectos ecofisiológicos de *P. racemosa* en el Parque Estatal Mata do Pau-Ferro, municipio de Areia, Paraíba, Brasil. Durante diez meses, se midieron índices de estructura del dosel superiores a diez individuos, se recopiló datos climáticos y se evaluaron sus efectos sobre el intercambio de gases y los índices de clorofila en las plantas. Las variables ambientales se correlacionaron con las ecofisiológicas, con una fuerte asociación de la humedad del suelo, las precipitaciones y el índice de área foliar del dosel superior en los aspectos ecofisiológicos de *P. racemosa*, resultados que indican que la disponibilidad de agua y la irradiancia afectan los intercambios de gases y el contenido de pigmentos fotosintéticos en las plantas. Excepto, por la eficiencia intrínseca del uso del agua y la eficiencia de la carboxilación instantánea, todas las variables ecofisiológicas tuvieron diferencias significativas a lo largo de los meses, debido a la influencia de la estacionalidad en las respuestas ecofisiológicas de *P. racemosa*.

*Palabras clave:* tasa de fotosíntesis, respuestas fisiológicas, Rubiaceae, vegetación del sotobosque, disponibilidad de agua.

## INTRODUCTION

Tropical forests are terrestrial ecosystems that have broad productivity and abundant species diversity, being fundamental in the formation of ecological niches (Pausas and Bond 2020). Among the different physiognomies found in this ecosystem, seasonal forests stand out for presenting ecological and physiological adaptations to each climatic season (Derroire *et al.* 2016). During the dry season, 30 to 50 % of individuals in the forest canopy are deciduous and shed leaves as an adaptation mechanism to water deficit (Vijith and Dodge-Wan 2020).

Climatic seasons directly influence growth, development, propagation and physiology of canopy forest species, as well as affect the understory vegetation, which is composed by shrubs, sub-shrubs, terrestrial herbs and young trees from the forest canopy (Denslow *et al.* 2019). Understory species are affected by different factors, which can be altered according to seasonal variations in environmental conditions that consequently modify the ecological and ecophysiological activities of plants (Lambers and Oliveira 2019). Among the abiotic factors that most influence understory plants are water availability, light intensity and temperature (Giuggiola *et al.* 2018, Elias *et al.* 2019).

Water availability is one of the main environmental factors regulating plant growth, development and photosynthetic capacity. In the photosynthetic process, water deficit induces stomatal closure and limits CO<sub>2</sub> concentration in the mesophyll, which thus hinders CO<sub>2</sub> fixation and transport of photoassimilates throughout the plant (Baraket *et al.* 2020).

Another important environmental factor regulating physiological processes in understory species is light. Irradiance either intensifies the photosynthetic apparatus activity or reduces it due to photoinhibition caused by excess light (Sun *et al.* 2020). Moreover, irradiance variation inside the understory changes the forest microclimate, as air and soil temperatures. Such variation depends on factors relating to canopy structure, such as the opening of natural clearings and leaf shedding during the dry season (Mansur 2017).

Light availability in the understory in forest ecosystems can be measured using variables related to forest canopy, such as leaf area index (LAI), visible sky fraction (VSF) and photosynthetically active radiation (PAR). Different techniques have been used to analyze the canopy structure and light transmission, such as using hemispheric photographs and LAI meters by solar radiation attenuation (Jenicek *et al.* 2018).

Among the understory species, *Palicourea racemosa* (Aubl.) G.Nicholson (Rubiaceae) is a neotropical plant, 4 m in height widely distributed in humid forests from southern Mexico to southeastern Brazil (Zappi *et al.* 2017). This species has high economic and ecological importance for the regions of occurrence, being used for food and ornamental purposes and, in phytochemical-based tra-

ditional medicine, for the treatment of neurodegenerative diseases (Calixto *et al.* 2016).

We hypothesized that: (1) The ecophysiological aspects of the understory species, *P. racemosa*, are influenced by seasonal variation; (2) The plants present strategies to acclimate to the dry period, such as reducing transpiratory rate and stomatal conductance, tolerating water scarcity in the soil and high irradiance; (3) The species has phenotypic plasticity to respond to seasonal variation in light availability and soil water content, with changes in ecophysiological aspects. Thus, this research evaluated the effects of seasonal variation on ecophysiological aspects in *P. racemosa*.

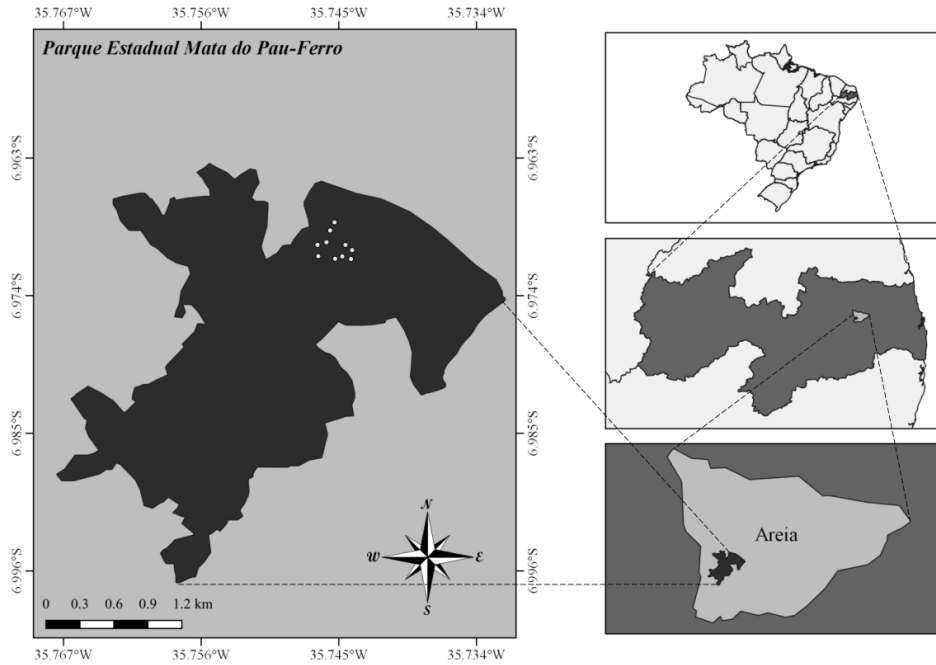
## METHODS

*Experimental area.* The study was carried out at Parque Estadual Mata do Pau-Ferro (6°58'12" S, 35°42'15" W), an approximately 600 ha area located 5 km west from Areia City, state of Paraíba, Northeast Region, Brazil (figure 1). The climate of the region is classified as Aw (Peel *et al.* 2007), which is hot and humid tropical with autumn-winter rains, with annual rainfall ranging from 800-1,600 mm, and average annual temperature of 22 °C. Topography is from undulating to strong undulating.

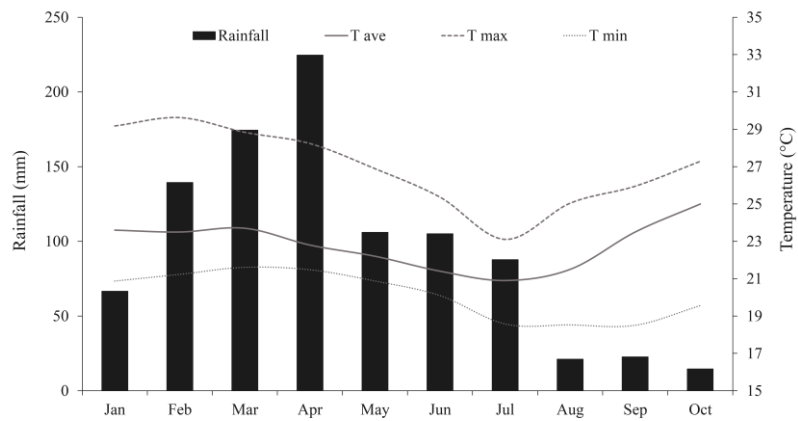
*Data collection.* For environmental and ecophysiological data collection, ten adult individuals with average 2.10 m in height and 16 cm in diameter at breast height were randomly selected, and their geographic locations were georeferenced (figure 1). Evaluations were performed from January to September 2018. Climatic data [rainfall and temperature (average, maximum and minimum)] during this period are shown in the ombrothermic diagram (figure 2). Precipitation and temperature data were collected monthly by the Meteorological Station of Center for Agricultural Sciences, Federal University of Paraíba, Campus II (Areia Station - A310, code OMM 81877), about 3.5 linear kilometers from the study area.

To perform an edaphic characterization, four soil samples (0-20 cm depth) were collected under the canopy of each *P. racemosa* plant. After, these samples were combined to form a composite sample from which a sample was taken for soil chemical and granulometric evaluation (table 1).

*Gas exchange.* To assess the plant gas exchange, the net assimilation rate of CO<sub>2</sub> ( $A$ ,  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), stomatal conductance ( $g_s$ ,  $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), transpiration rate ( $E$ ,  $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) and intercellular CO<sub>2</sub> concentration ( $C_i$ ,  $\mu\text{mol mol}^{-1}$ ) were measured using a portable Infrared Gas Analyzer (IRGA) (model LI-6400XT LI-COR, Inc., Lincoln, NE, USA). Afterwards, transpiration efficiency [instantaneous water use efficiency,  $WUE = A/E$ , ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ( $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )<sup>-1</sup>], intrinsic water use efficiency [ $iWUE = A/g_s$ , ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ( $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )<sup>-1</sup>] and instantaneous carboxylation efficiency



**Figure 1.** Geographic location of *P. racemosa* individuals at Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba, Brazil.  
 Ubicación geográfica de individuos de *P. racemosa* en el Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba, Brasil.



**Figure 2.** Rainfall, average temperature (T ave), maximum temperature (T max) and minimum temperature (T min) recorded at the meteorological station from Center of Agrarian Sciences, Federal University of Paraíba (Campus II, Estação Areia - A310, code: OMM 81877) during the months of 2018 in which the collections were carried out (Source: Instituto Nacional de Meteorologia - INMET).

Lluvia y temperatura registradas en la estación meteorológica del Centro de Ciencias Agrarias, Universidad Federal de Paraíba (Campus II, Estação Areia - A310, código: OMM 81877) durante los meses de 2018 en los que se realizaron las recolecciones (Fuente: Instituto Nacional de Meteorología - INMET).

**Table 1.** Chemical and granulometric attributes in 0-20 cm soil at Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

Atributos químicos y granulométricos de los 20 cm superiores del suelo en el Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

pH	P	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>3+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SB	CEC	SOM	Sand	Silt	Clay
H <sub>2</sub> O	mg dm <sup>-3</sup>			cmol dm <sup>-3</sup>					g kg <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>		
5.21	6.76	104.89	0.08	9.74	0.75	0.50	3.55	8.44	18.18	58.55	650	163	187

[ICE = A/Ci, ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ )<sup>-1</sup>] were calculated. The measurement protocol with IRGA was: 6 cm<sup>2</sup> leaf chamber attached with a natural light sensor, 50-60 % air humidity, 300  $\mu\text{mol s}^{-1}$  airflow and 400  $\mu\text{mol CO}_2 \text{mol}^{-1}$  mixer (model 6400-01). Analyses were performed on healthy fully-expanded leaves at the middle third of each individual, from 11:00 am to 12:00 pm and on a cloudy day.

**Chlorophyll indices.** Chlorophyll (Chl) content (as Falker Chlorophyll Index – FCI) was measured using a portable chlorophyll meter (ClorfiLOG®, model CFL 1030), in which chlorophyll a (Chl a), chlorophyll b (Chl b) and total chlorophyll (Chl a+b) were recorded. Subsequently, the ratio between the chlorophyll a and b indices was calculated (Chl a/Chl b). Four readings were performed on leaves at the middle third of each plant to calculate average.

**Canopy structure indices.** Leaf area index (LAI), visible sky fraction (VSF) and photosynthetically active radiation (PAR) were measured using hemispherical photographs taken using a forest canopy analyzer (Digital Plant Canopy Imager, CI-110, CID). Measurements were performed above the *P. racemosa* individuals in the forest understory. To achieve better contrast between leaves and sky, analyses were performed under diffused light conditions.

**Soil moisture and temperature.** Soil moisture (SM) was determined using the gravimetric method proposed by Klein (2008) and calculated as:

$$\text{SM (\%)} = [(WW - DW) / DW] \times 100,$$

where WW is the weight of wet sample (g) and DW is the weight of dry sample (g).

Correspondingly, soil temperature was measured on the surface (ST<sub>0cm</sub>) and at 20 cm depth (ST<sub>20cm</sub>) using a portable digital infrared thermometer (Raytek, MT6 model). Soil moisture and temperature were measured at the same time that ecophysiological variables were assessed once a week.

**Statistical analyses.** Data were submitted to a multivariate analysis using Canonical Correlation Analysis (CCA) and Principal Component Analysis (PCA) to verify associations between the environmental (LAI, VSF, PAR, SM, ST<sub>0cm</sub>, ST<sub>20cm</sub>, Rain and Temp) and ecophysiological (A, Ci, E, gs, WUE, iWUE, ICE, Chl a, Chl b and Chl a+b) variables. Besides, Wilks' lambda test (an approximation of F distribution) was used to analyze the significance of canonical roots. Moreover, the analysis of variance was used to test differences in ecophysiological variables over the months, followed by the Tukey test to group means ( $P \leq 0.05$ ). Statistical analyzes were performed in SAS® 9.3.5 software.

## RESULTS

**Influence of environmental factors on the *P. racemosa* ecophysiology.** According to CCA, there were correlations between environmental and ecophysiological variables. However, only the first and second canonical dimension were significant, with R<sup>2</sup> equal to 0.979 and 0.784, respectively (table 2).

Likewise, for the first canonical dimension, the most important variables were rainfall, soil moisture and leaf area index (0.87, 0.79 and 0.69, respectively), which positively correlated with intercellular CO<sub>2</sub> concentration (0.85), transpiration rate (0.80), chlorophyll a (0.75), total chlorophyll (0.74), chlorophyll b (0.72), stomatal conductance (0.70), net photosynthesis (0.67), instantaneous carboxylation efficiency (0.65), water use efficiency (0.63) and intrinsic water use efficiency (0.59) (table 3).

According to the principal component analysis (PCA), it was noted that axes 1 and 2 corresponded respectively to 32.89 % and 17.06 % of the total inertia, explaining 49.95 % of data variability (figure 3). Moreover, stomatal conductance (gs), transpiration rate (E) and total chlorophyll (Chl a) strongly correlated with rainfall, while chlorophyll a (Chl a), chlorophyll b (Chl b) and intercellular CO<sub>2</sub> concentration (Ci) strongly correlated with soil moisture (SM). On the other hand, leaf area index (LAI) correlated with instantaneous carboxylation efficiency (ICE), net

**Table 2.** Wilks' lambda multivariate test (an approximation of F distribution).

Prueba multivariante lambda de Wilks (una aproximación de la distribución F).

Canonical dimension	R <sup>2</sup>	F	DF <sub>1</sub>	DF <sub>2</sub>	P-value
1	0.979	7.35	80	528.6	< 0.0001
2	0.784	2.40	63	473.5	< 0.0001
3	0.500	1.15	48	417.3	0.238
4	0.435	0.82	35	359.9	0.754
5	0.248	0.41	24	301.2	0.994

R<sup>2</sup>: canonical correlation; F: approximate F value; DF<sub>1</sub>: treatment degrees of freedom; DF<sub>2</sub>: error degrees of freedom.

**Table 3.** Canonical correlations and canonical dimension between environmental and ecophysiological variables.

Correlaciones canónicas y par canónico entre variables ambientales y ecofisiológicas.

Variables	Canonical dimension
<b>Environmental</b>	
Leaf area index (LAI)	0.69
Visible sky fraction (VSF)	-0.19
Photosynthetically active radiation (PAR)	-0.06
Soil moisture (SM)	0.79
Soil temperature at 0 cm (ST <sub>0cm</sub> )	-0.09
Soil temperature at 20 cm (ST <sub>20cm</sub> )	-0.45
Rainfall (Rain)	0.87
Average temperature (T ave)	-0.24
Maximum temperature (T max)	-0.12
Minimum temperature (T min)	-0.16
<b>Ecophysiological</b>	
Net assimilation rate of CO <sub>2</sub> (A)	0.67
Stomatal conductance (gs)	0.70
Transpiration (E)	0.80
Internal CO <sub>2</sub> concentration (Ci)	0.85
Instantaneous water use efficiency (WUE)	0.63
Intrinsic water use efficiency (iWUE)	0.59
Instantaneous carboxylation efficiency (ICE)	0.65
Chlorophyll <i>a</i> (Chl <i>a</i> )	0.75
Chlorophyll <i>b</i> (Chl <i>b</i> )	0.72
Total chlorophyll (Chl <i>a+b</i> )	0.74
Chl <i>a</i> /Chl <i>b</i> ratio	0.28
R <sup>2</sup>	0.98
Significance	**

\*\*Significant at 1 % probability by the Chi-Square test; R<sup>2</sup>: canonical correlation.

photosynthesis (A), water use efficiency (WUE) and intrinsic water use efficiency (iWUE) (figure 3).

For axis 1 (first principal component), the eigenvectors of LAI, instant carboxylation efficiency (ICE), water use efficiency (WUE) and intrinsic water use efficiency (iWUE) are grouped right side, presenting positive values. In contrast, the eigenvectors of PAR, ST<sub>0cm</sub>, VSF, Tave, Tmax, Tmin and ST<sub>20cm</sub> are arranged left side, showing negative values. This distribution of eigenvectors

demonstrates, therefore, that the environmental variables are distinct from the ecophysiological ones (figure 3).

*Analysis of ecophysiological aspects over the months.* Significant differences were observed for the ecophysiological variables over the months ( $P \leq 0.05$ ), except for iWUE ( $P = 0.0672$ ) and ICE ( $P = 0.0939$ ) (figures 4, 5 and 6).

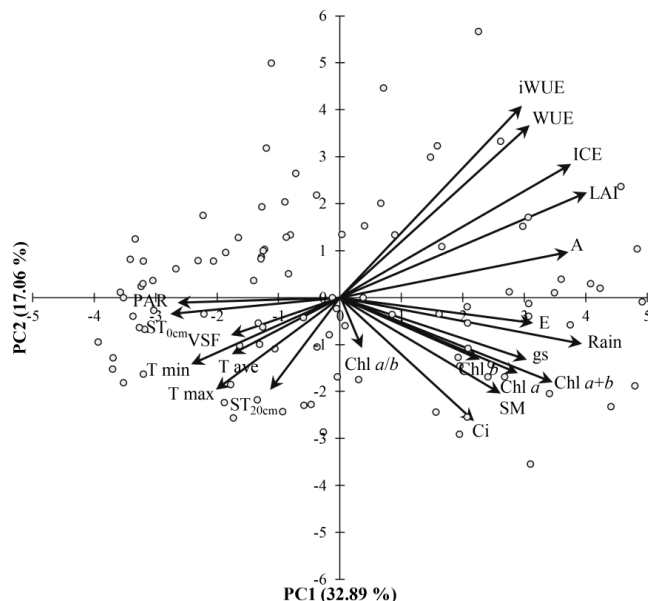
In the gas exchange analysis, net photosynthesis (A) ranged from 0.516 (October) to 2.380  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (April) (figure 4A). Likewise, stomatal conductance (gs) was lower in months with water deficit and highest irradiance, ranging from 0.019 (September) to 0.082  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (April) (figure 4B). Transpiration rate (E) varied similarly to stomatal conductance (gs), ranging from 0.676 (September) to 1.690  $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (April) (figure 4C). Intercellular CO<sub>2</sub> concentration (Ci) reduced in months with lower LAI and water availability, with rates fluctuating from 241.24 to 407.51  $\mu\text{mol mol}^{-1}$  (figure 4D).

Water use efficiency (WUE) changed significantly over the months, reducing 66 % from June to October [2.420 to 0.819 ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ( $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )<sup>-1</sup>] (figure 5A). Differently, intrinsic water use efficiency (iWUE) and instantaneous carboxylation efficiency (ICE) did not vary along months (figures 5B and 5C).

Chl *a*, Chl *b* and Chl *a+b* were higher in the season of low irradiance and high water availability, with the highest values found in March (43.53, 25.70 and 69.44 FCI, respectively) (figures 6A, 6B and 6C), while the Chl *a*/Chl *b* ratio did not oscillated, remaining constant over the months (figure 6D).

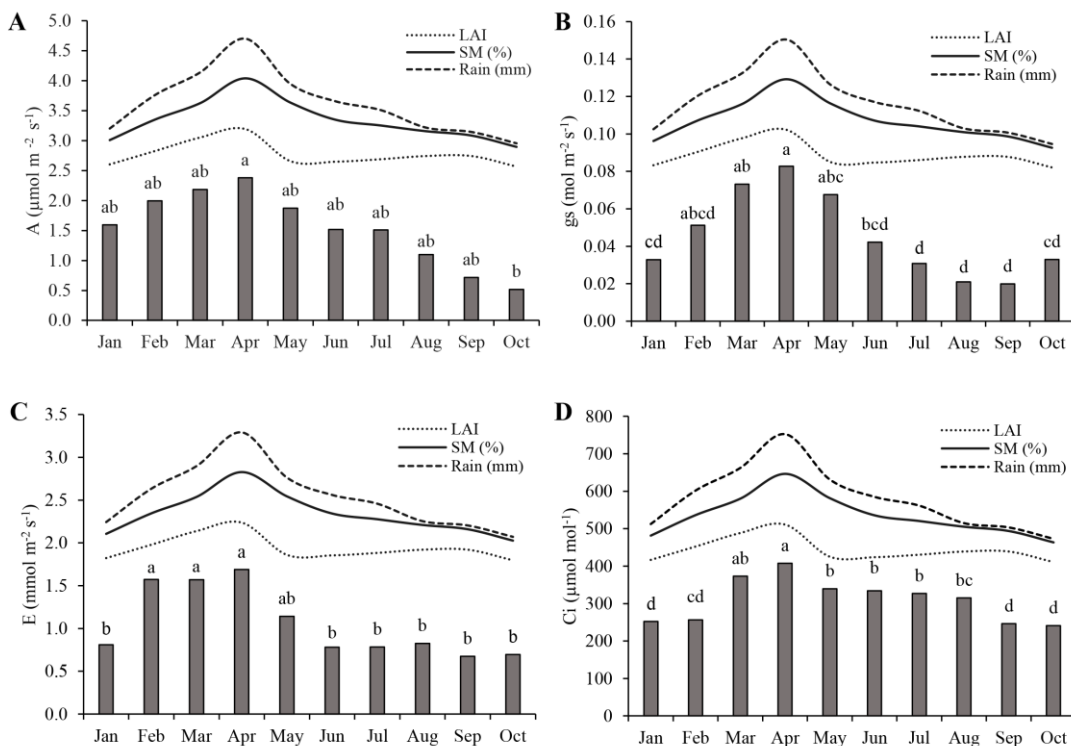
## DISCUSSION

CCA and PCA analyses showed that the ecophysiological and environmental variables were significantly correlated, indicating that the ecophysiology of *P. racemosa* plants was influenced by environmental (abiotic) factors. Therefore, the species has variability in gas exchange and chlorophyll contents and those variabilities were correlated with changes in environmental traits. In other words, *P. racemosa* has the capacity to change its phenotype in response to environment; *i.e.* it has phenotypic plasticity in the traits evaluated. Thus, according to CCA (Hair Junior *et al.* 2009), rainfall, soil moisture and leaf area index are considered the most important environmental factors that increased gs, E, Chl *a*, Chl *b*, Chl *a+b*, Ci, A, ICE, WUE and iWUE in *P. racemosa*. On the other hand, PAR and VSF, two variables related with canopy coverage, correlated negatively with ecophysiological traits though showed to be weaker than rainfall. Therefore, seasonal variation in gas exchange and photosynthetic pigments of understory plants may be caused by edaphic factors and forest canopy opening, such as soil water availability and leaf area index that modify the shade to the understory species (Giuggiola *et al.* 2018), although in this case, soil water content seems to be more important than light.



**Figure 3.** Principal Component Analysis (PC1 and PC2) for environmental and ecophysiological variables in *P. racemosa* individuals. Abbreviations are presented in table 3.

Análisis de componentes principales (PC1 y PC2) para variables ambientales y ecofisiológicas en individuos de *P. racemosa*. Las abreviaturas se presentan en el cuadro 3.



**Figure 4.** Means of (A) net photosynthesis, (B) stomatal conductance, (C) transpiration rate and (D) intercellular CO<sub>2</sub> concentration in *P. racemosa* plants compared by the Tukey test, along with rainfall (Rain), soil moisture (SM) and leaf area index (LAI), over the months at Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

Medias de (A) fotosíntesis neta, (B) conductancia estomática, (C) tasa de transpiración y (D) concentración de CO<sub>2</sub> intercelular en plantas de *P. racemosa* en comparación con la prueba de Tukey, junto con lluvia (lluvia), humedad del suelo (SM) e índice de área foliar (LAI), a lo largo de los meses en el Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

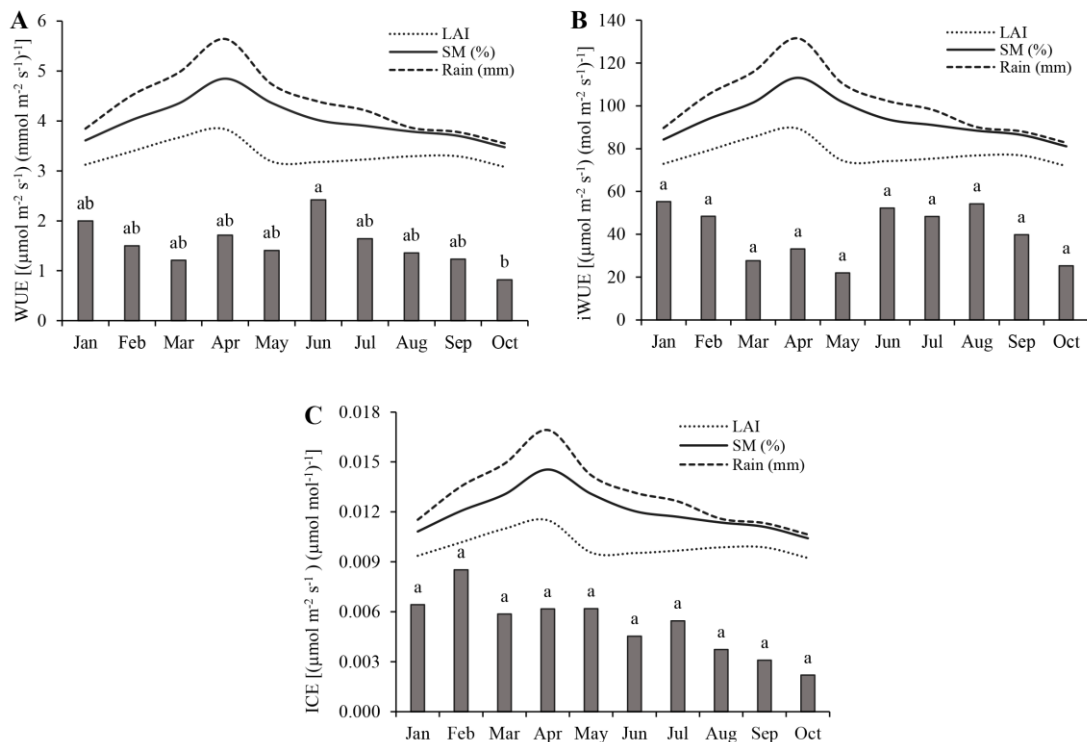


Therefore, soil water deficit and high irradiance during the dry season may have been the main factors that negatively interfered with physiological processes of *P. racemosa* plants (Maréchaux *et al.* 2019). Thus, under these conditions, the plants reduced stomatal conductance, CO<sub>2</sub> assimilation and intercellular CO<sub>2</sub> concentration (Chen *et al.* 2019). Hence, A is lower when light availability in the understory is higher, because as leaf shedding occurs during the dry season, *P. racemosa* plants cannot take advantage of the increase in light as stomata are partially closed. LAI is determinant in the irradiance interception by understory plants. Therefore, a canopy reduction, by anthropic actions or leaf shedding in dry seasons, increases the irradiance levels into the understory, thereby reducing the photosynthetic rate due to the excess of light (Lin *et al.* 2018) as plants are water stressed.

Water deficit and excessive irradiance reduce stomatal conductance (gs) as a result of stomatal closure, which consequently reduces carbon fixation. In other species a reduction in leaf area, besides accelerating leaf senescence, and abscission were observed in water stressed plants (Toigo *et al.* 2020). The mechanism of stomatal opening and closing depends upon the turgescence of guard cells,

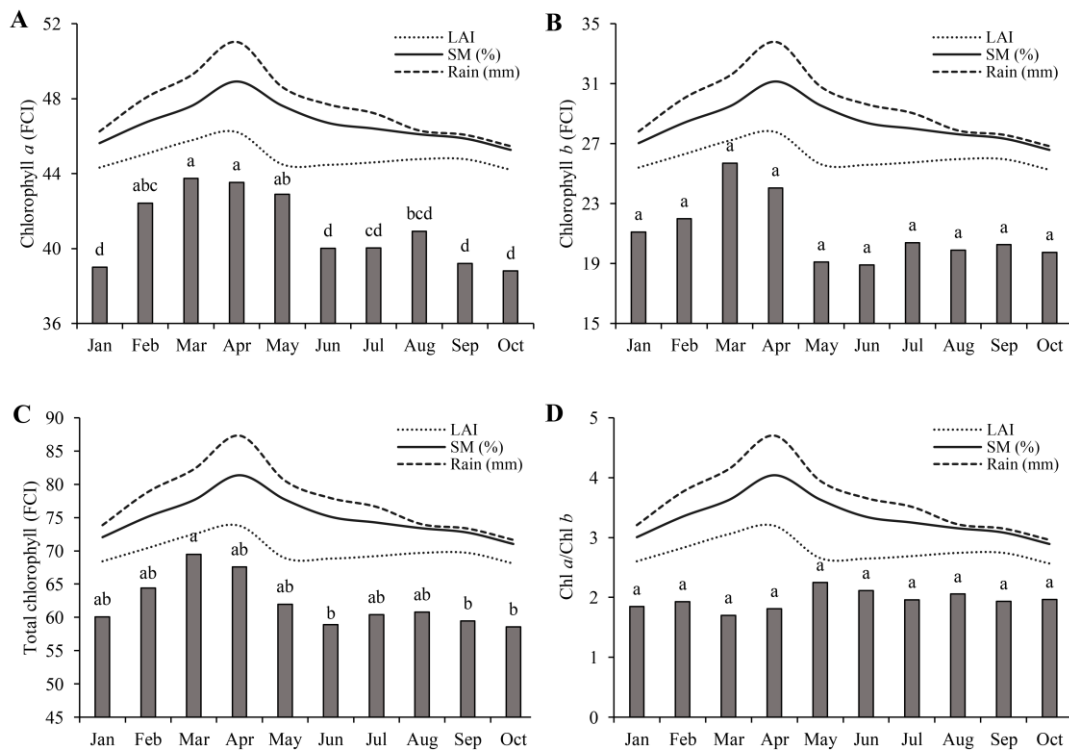
evidencing that the opening is favored by adequate water availability in soil. On the other hand, reducing transpiration during the dry season is a plant defense mechanism to prevent excessive water loss. In addition to this mechanism, stomatal closure and leaf area reduction are adaptive mechanisms of plants, making plants tolerant to water stress (Griebel *et al.* 2019). It is evident that *P. racemosa* has no strategies to avoid water stress, like a deep root system, high hydraulic capacitance or a thick boundary layer, and it partially closes the stomata to avoid leaf dehydration, with the consequent reduction in carbon assimilation.

In the case studied, LAI reduction and the consequent increase in light available for *P. racemosa* plants occur together with soil water deficit, hence it is difficult to discriminate the effect of each factor. However, it is clear that gs changed more markedly along the months than A, thus stomatal limitations seem to be very important in the reduction of A. Moreover, the strategy of this species as SM reduces is to close the stomata and reduce transpiration during the dry season (figure 4). This idea is reinforced by the reduced intercellular CO<sub>2</sub> concentration (Ci) in plants in the dry season, which clearly indicates that the stomatal limitation negatively affects the resistance of mesophyll to



**Figure 5.** Monthly means of (A) water use efficiency, (B) intrinsic water use efficiency and (C) instantaneous carboxylation efficiency in *P. racemosa* plants compared by the Tukey test, along with rainfall (Rain), soil moisture (SM) and leaf area index (LAI) at Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

Medias mensuales de (A) eficiencia en el uso del agua, (B) eficiencia intrínseca del uso del agua y (C) eficiencia de carboxilación instantánea en plantas de *P. racemosa* comparadas con la prueba de Tukey, junto con la lluvia (Lluvia), la humedad del suelo (SM) e índice de área foliar (LAI) en el Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.



**Figure 6.** Monthly means of (A) chlorophyll *a*, (B) chlorophyll *b*, (C) total chlorophyll and Chl *a*/Chl *b* ratio (D) in *P. racemosa* plants compared by the Tukey test, along with rainfall (Rain), soil moisture (SM) and leaf area index (LAI) at Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

Medias mensuales de (A) clorofila *a*, (B) clorofila *b* (C) clorofila total en plantas de *P. racemosa* comparadas con la prueba de Tukey, junto con la precipitación (Lluvia), la humedad del suelo (SM) y el índice de área foliar (LAI) en el Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia, PB.

CO<sub>2</sub> diffusion into the substomatal chamber, therefore restricting photosynthesis (Dalastra *et al.* 2014). In this sense, factors such as low water availability, high irradiance and reduced C<sub>i</sub> can be limiting for the photosynthetic process, mainly by restricting gas conduction in leaves (Lambers and Oliveira 2019).

Water use efficiency (WUE) in *P. racemosa* plants was similar along the season. The only difference was between June, which had the highest WUE, and October, which had the lowest WUE. However, June was neither the wetter nor the drier period, though that month was the beginning of the dry season: at that moment g<sub>s</sub> reduced proportionally more than A (Guo *et al.* 2019). Conversely, intrinsic water use efficiency (iWUE) and instantaneous carboxylation efficiency (ICE) did not vary over the months. Although these physiological variables may be enhanced as a response of high A, C<sub>i</sub> and g<sub>s</sub> (Ruzicka Júnior *et al.* 2017); it was not observed in the present study. It is important to remark that although light availability to *P. racemosa* was high in the dry season, that light could not be used to increase A and, consequently WUE. Thus, the species is not limited by low light availability during the wet season, although it is under a dense shade. Hence, even during the wet season plants couple stomatal opening to CO<sub>2</sub>

demands and no unnecessary water is transpired, as was observed in some nutrient-poor environments (Matimati *et al.* 2014).

Changes in chlorophyll content (Chl *a* and Chl *a+b*) over the months may have occurred as a consequence of these pigments being sensitive to excessive irradiance and water deficit in the dry season, or shade acclimation during the wet season. As Chl *a*/Chl *b* ratio remained steady, it is evident that the species is not limited by light during the wet months, when the shade is dense. When incident light increased and SM decreased, chlorophyll concentration reduced because these environmental conditions induce pigment degradation, thus not only reducing the photosynthetic capacity of the plant (Ribeiro *et al.* 2018), but also protecting plants from photoinhibition and photodamage. As Chl *a*/Chl *b* ratio is similar in every month, chlorophyll degradation occurred both in antenna and centers of reaction, consistently with the reduction of A. It is important to highlight that the species has the capacity to increase chlorophyll concentration during the months of higher water availability and lower incident radiation, and to quickly decrease it when stressful environmental conditions start, possibly to avoid stress by the excess of light.

## CONCLUSIONS

*Palicourea racemosa* shows changes in gas exchange in response to dry and rainy periods. The rainfall and soil moisture are the environmental variables that most affect photosynthesis and water exchange of *P. racemosa*. The increase of incident light during the dry season induces reduction in chlorophylls concentration. Individuals from *P. racemosa* reduced carbon and water exchange in the dry season. The main stress apparently is soil water deficit, while plants adjust chlorophyll content to the level of shade of each season. Consequently, the maximum leaf photosynthetic rate is achieved under the shade during the wet season.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001

## REFERENCES

- Baraket M, S Fkiri, I Taghouti, SS Kachout, A Ennajah, A Khalidi, Z Nasr. 2020. Effect of water deficit on gas exchange responses to intercellular CO<sub>2</sub> concentration increase of *Quercus suber* L. seedlings. *Journal of Agricultural Science* 12(1):73-83. DOI: <https://doi.org/10.5539/jas.v12n1p73>.
- Calixto NO, MEF Pinto, SD Ramalho, MCM Burger, AF Bobey, MCM Young, VS Bolzani, AC Pinto. 2016. The genus Psychotria: Phytochemistry, chemotaxonomy, ethnopharmacology and biological properties. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 27(8):1355-1378. DOI: <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20160149>.
- Chen CI, YN Wang, JC Yu. 2019. Diurnal and Seasonal CO<sub>2</sub> assimilation by four plantation species in Taiwan. *Forest Science* 65(1):68-76. DOI: <https://doi.org/10.1093/forsci/fxy033>.
- Denslow JS, Chaverri S LG, Vargas R O. 2019. Patterns in a species-rich tropical understory plant community. *Biotropica* 51:664-673. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12704>.
- Derroire G, P Balvanera, C Castellanos-Castro, G Decocq, DK Kennard, E Lebrija-Trejos, JA Leiva, PC Odén, JS Powers, V Rico-Gray, M Tigabu, JR Healey. 2016. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. *Oikos* 125(10):1386-1397. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.03229>.
- Elias GA, EL Hettwer Giehl, AL De Gasper, JMT Lima, R Santos. 2019. Low temperature extremes influence both the presence of palms and palm species richness in the Atlantic Forest, Southern Brazil. *Ecologia Austral* 29(1):41-49. DOI: <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.1.0.737>.
- Giuggiola A, R Zweifel, LM Feichtinger, P Vollenweider, H Bugmann, M Haeni, A Rigling. 2018. Competition for water in a xeric forest ecosystem – Effects of understory removal on soil micro-climate, growth and physiology of dominant Scots pine trees. *Forest Ecology and Management* 409:241-249. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.002>.
- Griebel A, LT Bennett, D Metzen, E Pendall, PNJ Lane, SK Arndt. 2020. Trading water for carbon: Maintaining photosynthesis at the cost of increased water loss during high temperatures in a temperate forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 125:1-38. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019JG005239>.
- Guo XY, Y Wang, PX Zhao, P Xu, GH Yu, LY Zhang, Y Xiong, CB Xiang. 2019. AtEDT1/HDG11 regulates stomatal density and water-use efficiency via ERECTA and E2Fa. *New Phytologist* 223(3):1478-1488. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.15861>.
- Hair Júnior JF, WC Black, BJ Babin, RE Anderson, RL Tatham. 2009. Análise multivariada de dados. Porto Alegre, Brasil. Bookman. 688 p.
- Jenicek M, H Pevna, O Matejka. 2018. Canopy structure and topography effects on snow distribution at a catchment scale: Application of multivariate approaches. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 66(1):43-54. DOI: <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0027>.
- Klein VA. 2008. Física do solo. Passo Fundo, Brasil. Ediupf. 212 p.
- Lambers H, RS Oliveira. 2019. Plant water relations. In Lambers H, RS Oliveira eds. Plant Physiological Ecology. Cham, Switzerland. Springer. p. 28-48.
- Lin KH, CW Wu, Y Chang, Y Sen. 2018. Applying Dickson quality index, chlorophyll fluorescence, and leaf area index for assessing plant quality of *Pentas lanceolata*. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 47(1):169-176. DOI: <https://doi.org/10.15835/nbha47111312>.
- Mansur AL. 2017. O papel das clareiras de decíduidade na dinâmica de comunidades arbóreas em florestas estacionais semidecíduas. Thesis Master in Ecology. Campinas, Brazil. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. 134 p.
- Maréchaux I, L Saint-André, MK Bartlett, L Sack, J Chave. 2019. Leaf drought tolerance cannot be inferred from classic leaf traits in a tropical rainforest. *Journal of Ecology* 108:1030-1045. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13321>.
- Matimati I, GA Verboom, MD Cramer. 2014. Nitrogen regulation of transpiration controls mass-flow acquisition of nutrients. *Journal of Experimental Botany* 65(1):159-168. DOI: <https://doi.org/10.1093/jxb/ert367>.
- Pausas JG, WJ Bond. 2020. Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends Plant Science* 25(3):250-263. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.11.003>.
- Peel MC, BL Finlayson, TA McMahon. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* 11:1633-1644.
- Ribeiro JES, AJS Barbosa, SF Lopes, WE Pereira, MB Albuquerque. 2018. Seasonal variation in gas exchange by plants of *Erythroxylum simonis* Plowman. *Acta Botanica Brasiliense* 32(2):287-296. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-33062017abb0240>.
- Ruzicka KJ, KJ Puettmann, R Brooks. 2017. Cross-scale interactions affect tree growth and intrinsic water use efficiency and highlight the importance of spatial context in managing forests under global change. *Journal of Ecology* 105(5):1425-1436.
- Sun H, SB Zhang, T Liu, W Huang. 2020. Decreased photosystem II activity facilitates acclimation to fluctuating light in

- the understory plant *Paris polyphylla*. *Biochimica et Biophysica Acta - Bioenergetics* 1861(2):1-8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2019.148135>.
- Toigo M, M Nicolas, M Jonard, L Crois'e, L Nageleisen, H Jactel. 2020. Temporal trends in tree defoliation and response to multiple biotic and abiotic stresses. *Forest Ecology and Management* 477: 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118476>.
- Vijith H, D Dodge-Wan. 2020. Spatial and temporal characteristics of rainfall over a forested river basin in NW Borneo. *Meteorology and Atmospheric Physics* 132:683-702. <https://doi.org/10.1007/s00703-019-00714-4>.
- Zappi DC, LM Miguel, SV Sobrado, RM Salas. 2017. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Rubiaceae. *Rodriguesia* 68(3):1091-1137. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768347>.

Recibido: 11/09/20  
Aceptado: 29/03/21

## Humedales turbosos de la Región de Aisén (Patagonia chilena): Clasificación y ordenación de la flora y la vegetación

Peat bog wetlands of Aisén Region (Chilean Patagonia):  
Classification and ordination of flora and vegetation

Carlos Ramírez <sup>a\*</sup>, Cristina San Martín <sup>b</sup>, Javier Amigo <sup>c</sup>, Miguel Álvarez <sup>d</sup>,  
Osvaldo Vidal <sup>e</sup>, Yéssica Pérez <sup>b</sup>, Gisela Toledo <sup>f</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Pontificia Universidad Católica de Chile, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología, tel.: 56-63-2206227, Santiago, Chile, cramirez@uach.cl

<sup>b</sup> Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias de la Tierra y Herbario, Valdivia, Chile.

<sup>c</sup> Universidad de Santiago de Compostela, Herbario, Facultad de Farmacia, España.

<sup>d</sup> Rheinische-Friedrich Wilhelms-Universität, INRES-Vegetationsökologie, Bonn, Alemania.

<sup>e</sup> Universidad de Magallanes, Instituto de la Patagonia, Punta Arenas, Chile.

<sup>f</sup> Corporación Nacional Forestal, Departamento de Vida Silvestre, Puerto Montt, Chile.

### SUMMARY

The peat bogs of Capitán Prat Province in Aisén Region in Chilean Patagonia were studied, raising 204 vegetation samples with plant sociological methodology, with which an initial table with 106 species of flora in its first column was built. With traditional methodology, this table was ordered using differential species and with multivariate classification and ordination statistics, all the possible ecological information contained in it was extracted. Four plant communities of the peat bog formation were determined: *Gaultherio-Sphagnetum magellanici* (*Sphagnum* peat bog), *Schoeno andinus-Lepidothamnetum fonkii* (ciprés enano peat bog), *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* (gramineous peat bog) and *Drosero uniflorae-Donatietum fascicularis* (pulvinate peat bog). The third *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* is proposed as a new plant association. The floristic similarity among them was high, even though they can be easily physiognomically differentiated. Multivariate ordination suggests that waterlogging and temperature, conditioned by relief and altitude, are important factors in the differentiation of peat bog communities. It is concluded that of these four associations, two -the *Sphagnum* peat bog and *Lepidothamnus fonkii* peat bog- correspond to the region of the evergreen Magellanic Forest, while the other two are northern outposts of the Magellanic Tundra Region, typical of the Southern Hemisphere, especially in Chile and New Zealand.

*Key words:* Peat bogs, plant associations, classification, ordination, Magellanic tundra.

### RESUMEN

Se estudió la vegetación turbosa de la provincia de Capitán Prat en la Región de Aisén, Patagonia chilena, levantando 204 censos de vegetación con metodología fitosociológica, con ellos se construyó una tabla inicial con 106 especies vegetales en su primera columna. Con metodología tradicional se ordenó esta tabla utilizando especies diferenciales y con estadística multivariada de clasificación y ordenación, se extrajo toda la información ecológica encerrada en ella. Se determinaron cuatro asociaciones vegetales turbosas: *Gaultherio-Sphagnetum magellanici* (turbera esfagnosa), *Schoeno andinus-Lepidothamnetum fonkii* (turbera esfagnosa de ciprés enano), *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* (turbera gramínea) y *Drosero uniflorae-Donatietum fascicularis* (turbera pulvinada). La tercera, *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* se propone como una asociación vegetal nueva. La similitud florística entre ellas fue alta, aun cuando pueden diferenciarse fácilmente por su fisonomía. El análisis multivariado de ordenación, sugiere que la disponibilidad hídrica y la temperatura, condicionados por el relieve y la altitud, son factores importantes en la diferenciación de las comunidades. Se concluye que de estas cuatro asociaciones dos, las turberas esfagnosa y de ciprés enano, corresponden a la región de los bosques magallánicos perennifolios, mientras que las otras dos, son avanzadas septentrionales de la Región de la Tundra magallánica, propia del hemisferio Sur, especialmente de Chile y Nueva Zelanda.

*Palabras clave:* turberas, asociaciones vegetales, clasificación, ordenación, tundra magallánica.

## INTRODUCCIÓN

Aunque la flora vascular (especies) de la Región de Aisén (Chile) es conocida y se encuentra en el inventario de los recursos naturales de nuestro país (Álvarez *et al.* 2010, Ramírez *et al.* 2014a, San Martín *et al.* 2014a, Sandoval *et al.* 2016) no sucede lo mismo con las asociaciones que son aún poco estudiadas, como lo demuestra la escasa y reciente literatura al respecto (Álvarez *et al.* 2010, Ramírez *et al.* 2014a, Amigo *et al.* 2017). Si bien se han descrito grandes zonas de vegetación, aún falta por conocer las comunidades vegetales que conforman el paisaje original, ya que, por ejemplo, se suelen considerar muy importantes en el paisaje de la región las comunidades vegetales de praderas permanentes, formadas por flora alóctona que son secundarias y de origen antrópico y no originales del lugar (Ramírez *et al.* 2012). Sin embargo, existen muchas comunidades vegetales con alto grado de endemismos que aún son desconocidas, como las turberas investigadas en este trabajo.

Como en Chile, con excepción de la Región de Magallanes, el espesor de la capa de turba es relativamente reducida, las turberas son poco utilizadas para obtener combustible doméstico, pero en cambio están siendo explotadas para aprovechar los musgos del género *Sphagnum*, principalmente *Sphagnum magellanicum* (localmente “ponpon”) exportado para horticultura, para cultivos en macetas y como absorbente en pañales de todo tipo (Vásquez 2008). Además, en algunas de estas turberas es frecuente encontrar rodales de *Pilgerodendron uviferum* (ciprés de Las Guaitecas) especie que produce apreciada madera de construcción, por su hermosa veta, alta resistencia a la humedad y especialmente, su fragancia. Lo comentado provoca problemas de conservación a las turberas.

Por todo lo anterior y teniendo en cuenta que el ser humano solo se interesa y protege aquello que conoce, el objetivo de este trabajo es estudiar los ecosistemas turbosos de la Región de Aisén, para dar a conocer su estructura florística y vegetacional y elaborar una clasificación fitosociológica actualizada de ellas, que permita diferenciarlas como unidades de paisaje (Rodríguez 2015). Para contribuir con este conocimiento a la explotación racional, junto a un manejo sustentable de ellas, se desea saber, ¿Cuántas especies vegetales componen la estructura de estas turberas? ¿Cuántas comunidades vegetales diferentes se presentan en ellas? y ¿Cuál de ellas muestra la mayor diversidad florística? La hipótesis es que los regímenes hídrico y térmico determinan la diferenciación y distribución altitudinal de las comunidades turbosas existentes en la región.

## MÉTODOS

*Lugar de trabajo.* La Región de Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo se ubica en el Sur de Chile entre los 43° 38' y 49° 16' de latitud Sur, entre el Océano Pacífico por el Oeste y la República Argentina por el Este. En la provincia

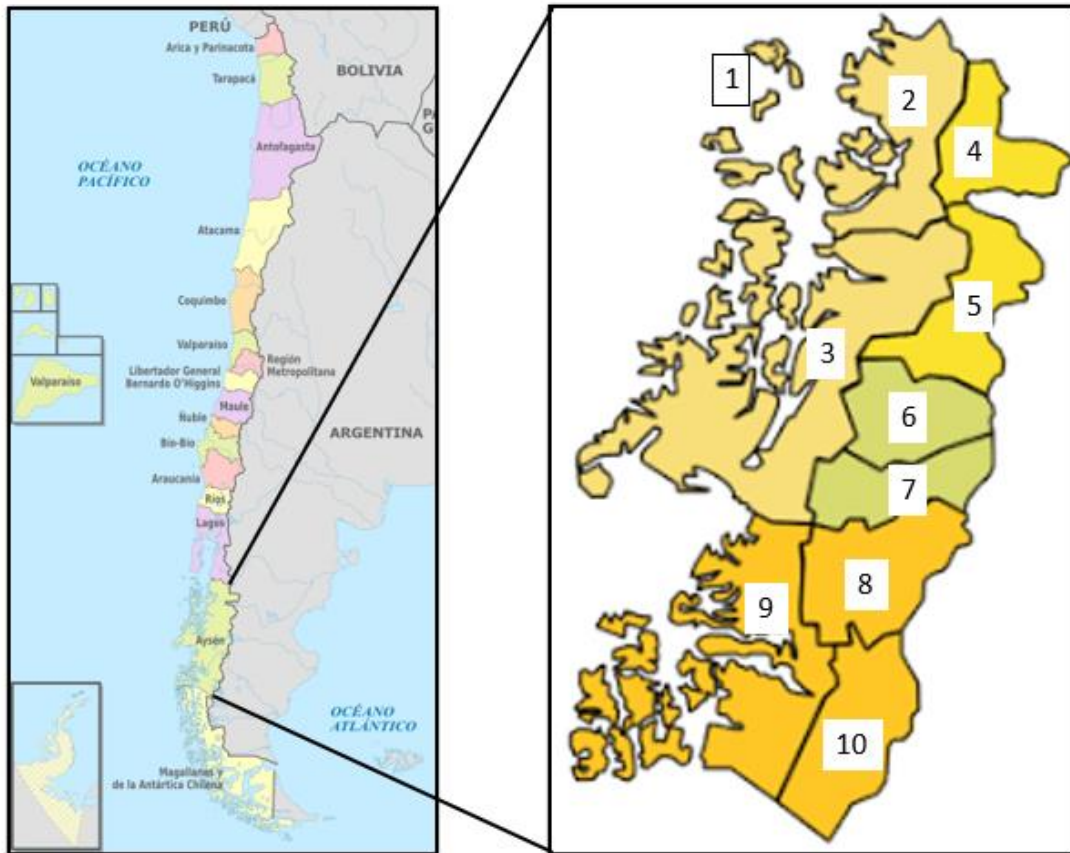
Capitán Prat de la Región de Aisén (Chile) se levantaron 204 censos de vegetación (relevé) con metodología fitosociológica en rodales considerados previamente y a simple vista, como pertenecientes a la formación vegetal turbera (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974). La figura 1 muestra la zona trabajada y la ubicación de los censos de vegetación. Los relevamientos se realizaron en rodales fisonómica, florística y ecológicamente homogéneos, evitando zonas ecotonales hacia bosques u otra formación vegetal, de acuerdo a los requisitos de muestreo planteados por la fitosociología (Dengler *et al.* 2008). La nomenclatura sigue a Zuloaga *et al.* (2008) y Rodríguez y Marticorena (2019).

*Procedimiento de terreno.* La toma de datos en terreno se realizó entre los años 2007 y 2010 levantando censos de vegetación en parcelas homogéneas de 100 m<sup>2</sup> (10 m x 10 m) superiores al área mínima establecida para la vegetación de turberas (Knapp 1984). En cada censo se confeccionó una lista de las especies vegetales presentes y luego, se determinó la abundancia de los individuos de cada una, expresándola en porcentaje de cobertura de la parcela. Para coberturas inferiores a 1 % se utilizaron los signos “+” (cruz) y “r” (erre), el primero cuando había varios individuos y el segundo cuando solo apareció un individuo de la especie en cuestión. Para cálculos posteriores, estos signos fueron subidos a la unidad, lo que aumenta la cobertura total de cada censo.

*Análisis de datos.* Los 204 censos de vegetación se reunieron en una tabla fitosociológica inicial, cuya primera columna lleva las especies y en ella se calculó la frecuencia, número de censos en que se presenta cada especie y la cobertura total de cada una sumando todas las coberturas donde está presente. Este valor se expresa en porcentaje de la parcela y puede sobrepasar varias veces el 100 %. Se calculó también un valor de importancia utilizando la frecuencia y la cobertura total de cada especie, expresada en porcentaje en relación a la suma de todas las especies de la tabla (Wikum y Shanholtzer 1978).

Las comunidades vegetales de la tabla fueron separadas utilizando especies diferenciales que se excluyen mutuamente en diferentes grupos de censos (Knapp 1984). Para cada una de ellas se confeccionó aparte una tabla parcial con las especies y el valor de importancia de ellas. La diferenciación y la nomenclatura utilizada sigue al Código de Nomenclatura Fitosociológica (Weber *et al.* 2000) y la clasificación sintaxonómica de las asociaciones vegetales fue tomada de Amigo *et al.* (2017).

Se construyó una tabla resumen ordenada de las cuatro comunidades vegetales identificadas utilizando el promedio de cobertura de cada especie, obtenido dividiendo la cobertura total por el número de censos de la tabla respectiva, subiendo o bajando los valores a la unidad cuando se presentaban decimales. Esta tabla fue utilizada para determinar las especies compartidas o exclusivas de una sola comunidad. También se calculó la similitud florística



**Figura 1.** Ubicación de la Región de Aysén (izquierda) en Chile. Región de Aysén (derecha) Provincia de Aisén: Comunas de Guaitecas (1), Cisnes (2) and Aysén (3); Provincia de Coyhaique: Comunas de (Lago Verde (4) and Coyhaique (5); Provincia de General Carrera: Comunas de Río Ibáñez (6) and Chile Chico (7); Provincia de Capitán Prat (Lugar de trabajo): Comunas de Cochrane (8), Tortel (9) and O'Higgins (10). La localización de los censos de vegetación levantados en el lugar de trabajo se presenta en Anexo. Figuras modificadas de colored\_2018.svg (izquierda) y de Guía Turística de la Región de Aisén, Servicio Nacional de Turismo 1991 (derecha).

Location of Aysén Region (left) in Chile. Region of Aysén (right) Province of Aisén: Communes of Guaitecas (1), Cisnes (2) and Aysén (3); Province of Coyhaique: Communes of (Lago Verde (4) and Coyhaique (5); Province of General Carrera: Communes of Río Ibáñez (6) and Chile Chico (7); Province of Capitán Prat (work place): Communes of Cochrane (8), Tortel (9) and O'Higgins (10) The geographical location of the vegetation samples carried out in the workplace are presented in the Annex. Figures modified from colored\_2018.svg (left) and from the Aysén Region Tourist Guide, National Tourism Service (SERNATUR) 1991 (right).

entre las comunidades utilizando los índices de Jaccard y de Ellenberg; el primero sólo considera el número de especies y el otro pondera el promedio de cobertura, es decir, la abundancia. Las diferencias de similitud encontradas fueron representadas en una constelación de comunidades.

*Estadística multivariada.* Para obtener mayor cantidad de información ecológica de la tabla fitosociológica inicial se aplicaron métodos estadísticos multivariados de clasificación y ordenación. Como ha sido mencionado con frecuencia (Clarke 1993, San Martín *et al.* 1999, Sandoval *et al.* 2016) los análisis estadísticos multivariados de ordenación, tanto de censos como de especies, permiten inferir requerimientos de sitio utilizando las especies de los extremos del arreglo, que por ser definidas en sus preferencias y reconocidas empíricamente en sus requerimientos de sitio,

permiten definir a que factor ecológico corresponderían los primeros ejes del ordenamiento, lo que facilita inferir los requerimientos de las especies desconocidas en relación con las especies conocidas. En vegetación de tipo zonal los primeros ejes corresponden principalmente a requerimientos hídricos, térmicos y lumínicos y luego vendrían los requerimientos edáficos, que serían importantes solo en vegetación de tipo azonal (San Martín *et al.* 2014a).

El análisis de conglomeración o clasificación se llevó a cabo mediante el uso del método jerárquico flexible beta con la distancia de Bray-Curtis y un parámetro  $\beta = -0,25$  (McCune y Grace 2002) previa transformación de los valores de abundancia a logaritmo log (abundancia + 1).

La ordenación de censos y especies se realizó con un Análisis Multidimensional No Métrico o NMMS (Non Metric Multidimensional Scaling) para obtener una confi-

guración gráfica de la ubicación de las especies vegetales y de las unidades de muestreo en los dos primeros ejes extraídos, visualizando la relación entre los sitios en función de la composición florística.

## RESULTADOS

**Flora.** La flora de todas las comunidades turbosas estudiadas está formada por 106 especies, de ellas 102 son vasculares y cuatro no vasculares, *Sphagnum magellanicum*, *S. fimbriatum*, *Racomitrium lanuginosum* (musgos) y *Cladonia rangiferina* (líquén); además se agregó una denominación colectiva para el resto de los musgos. De las plantas vasculares solo tres son especies alóctonas introducidas (*Festuca rubra*, *Juncus planifolius* y *Poa bulbosa*); en el resto, 99 especies corresponden a plantas nativas, de las cuales, solo una es endémica de Chile (*Lepidothamnus fonkii*). Entre las restantes, 90 se comparten con Argentina, dos (*Austrolycopodium magellanicum* y *Blechnum pennamarina*) con Argentina y Bolivia y cuatro (*Desfontainia fulgens*, *Gunnera magellanica*, *Myrteola nummularia* y *Oreobolus obtusangulus*) con Argentina, Bolivia y Perú.

**Determinación de comunidades vegetales.** La tabla inicial formada por 106 especies (filas) y 204 censos (columnas) fue ordenada mediante la búsqueda de especies diferenciales, obteniéndose cuatro grupos (comunidades o asociaciones vegetales), el primero con 49 censos, el segundo con 77, el tercero con 40 y el último con 38 censos (cuadro 1). El primer grupo fue diferenciado por la presencia de *Sphagnum magellanicum* y *Empetrum rubrum*, el segundo por *Pilgerodendron uviferum* y *Lepidothamnus fonkii*, el tercero por *Schoenus andinus* y *Cortaderia egmontiana* y el último por *Donatia fascicularis* y *Astelia pumila*. Ninguna de estas especies diferenciales se comportó como exclusiva, por el contrario, todas ellas están presentes en los otros grupos incluso, *Lepidothamnus fonkii* apareció con alta frecuencia, presentándose en 32 de 38 censos con una cobertura total de 1.207 % en el último grupo de censos. Lo mismo sucedió con *Sphagnum magellanicum* que se pre-

sentó en 10 de 77 censos con una cobertura total de 748 % ben el segundo grupo.

**Descripción de las comunidades encontradas.** Los grupos encontrados corresponden a comunidades o asociaciones vegetales poco conocidas, por lo cual se entrega una breve descripción de cada una, de acuerdo a los resultados, a lo actualmente conocido y encontrado en la literatura pertinente, que se cita y a observaciones en terreno.

- *Gaultherio-Sphagnetum magellanicum* Oberdorfer 1960, (Turbera esfagnosa de *Sphagnum magellanicum*, comunidad de *Sphagnum magellanicum*, Mallín colorado, Turbera de pon-pon, *Sphagnum bog*).

Las turberas de *Sphagnum magellanicum* son pantanos fríos de lugares planos en bajas altitudes, generalmente junto a cursos de agua, sin drenaje y con minerotrofia aportada por agua edáfica. Presentan condiciones extremas de anegamiento y de anaerobiosis (San Martín *et al.* 2018). El sustrato de turba presenta alta acidez. El sustrato suele superar el metro de espesor y está formado por restos orgánicos en lenta descomposición de las especies de la cubierta vegetal, por la anoxia que entrega la saturación del sustrato sin que haya circulación de agua (Frahm 2001). En la Región de Aisén estas turberas son abundantes en tierras bajas.

En los 49 censos levantados se encontraron 64 especies, con un promedio de 10,9 especies por censo. Las más importantes son *Sphagnum magellanicum*, *Empetrum rubrum* y *Marsippospermum grandiflorum*, la primera está presente en todos los censos con un promedio de 79 % de cobertura, la segunda solo faltó en dos censos y presenta una cobertura promedio de 20 % y la tercera, aparece en 24 censos con un promedio de 9 % de cobertura por censo. La última especie aumenta en años secos, desplazando a *Sphagnum magellanicum*. También son importantes, aunque con menores valores de frecuencia y cobertura, *Tetroncium magellanicum*, *Pilgerodendron uviferum*, *Carex magellanica* y *Myrteola nummularia*.

**Cuadro 1.** Riqueza florística de las distintas comunidades turbosas trabajadas.

Floristic richness of the different worked peat bog communities.

Comunidad	Censos	Especies	Promedio especies / censos
<i>Sphagnum magellanicum</i>	49	64	10,9
<i>Lepidothamnus fonkii</i>	77	79	13,2
<i>Cortaderia - Schoenus</i>	40	71	14,1
<i>Donatia fascicularis</i>	38	55	12,1
Total	204	*	12,58

\*varias especies se repiten.



Estas turberas son de color rojizo en verano por la presencia de esfagnorrubina en *Sphagnum* y presentan una superficie ondulada, a veces con grandes oquedades de agua libre, en cuyas orillas encuentra lugar de vida *Tetroncium magellanicum*, actuando como una especie acuática. Por sobre la superficie se levantan subarbustos de *Empetrum rubrum*. Es importante la presencia de árboles que alcanzan tamaños reducidos por las condiciones extremas del hábitat, por ejemplo, *Pilgerodendron uviferum*, *Nothofagus antarctica* y *N. betuloides*. También destacan grandes poblaciones del helecho *Blechnum penna-marina* que en primavera y verano suelen presentarse quemadas, posiblemente por exceso de radiación solar (Ramírez et al. 2018)

- *Schoenus andinus-Lepidothamnium fonkii* Ramírez et al. 2014b (Turbera esfagnosa de *Lepidothamnium fonkii*, comunidad de ciprés enano, Mallín negro).

La turbera de ciprés enano es una comunidad con requerimientos de sitio parecida a los turbales esfagnosos, pero por observaciones en terreno, coloniza terrenos planos, anegados en altitudes intermedias y mayores dificultades en el drenaje lo que permite el desarrollo importante del ciprés de las Guaitecas, que suele formar bosquetes que con menor nivel freático se transforman en comunidades boscosas de ciprés de Las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum* Oberdorfer 1960), disminuyendo su condición turbosa.

En los 77 censos levantados se encontraron 79 especies con un promedio de 13,2 por censo. La más frecuente es *Lepidothamnium fonkii*, presente en todos los censos con cobertura promedio de 64 %, seguida por *Sphagnum magellanicum*, presente en 34 de 77 censos con un promedio de 22 % de cobertura y *Pilgerodendron uviferum* presente en 59 de 77 censos pero con menor cobertura promedio (8 %). Esta última especie aparece formando pequeñas islas dentro de la turbera. Con frecuencias superiores a la mitad de los censos, pero con menor cobertura promedio siguen *Schoenus andinus*, *Donatia fascicularis*, *Astelium pumila* y *Nothofagus betuloides*.

Las turberas de ciprés enano son ricas en especies y tienen un estrato muscinal formado por *Sphagnum magellanicum* sobre el cual se levantan arbustos como *Pilgerodendron uviferum*, *Gaultheria pumila*, *G. mucronata*, *Empetrum rubrum* y la hierba alta *Marsippospermum grandiflorum*, que suele otorgarle un aspecto estepario, desmentido por el nivel de saturación siempre presente. Presentan un color pardo muy oscuro, por lo que son fácilmente diferenciables de aquellas de pon-pon que son rojizas.

- *Cortaderia egmontiana-Schoenetum andinum* asoc. nova. (Turbera gramínea de *Cortaderia egmontiana* y *Schoenus andinus*, comunidad de *Cortaderia* y *Schoenus*, Turbal gramíneo de Quilmén, Mallines amarillos).

Las turberas gramíneas de *Schoenus andinus* tienen un color amarillento y parecen un coirón estepario, pero se trata de una comunidad de turbera que crece en la cima y laderas de cerros más bajos que forman la cordillera, en altitud media. Ellas están rodeadas de una matriz de bosque magallánico perennifolio (*Nothofagetum betuloides* Oberdorfer 1960) que se extiende por las quebradas más húmedas y abrigadas. En terreno se aprecia que la capa de turba es delgada, hasta 50 cm de espesor como máximo y generalmente colonizada por pequeños árboles y arbustos.

En los 40 censos levantados se encontró un total de 71 especies con un promedio de 14,1 especies por censo. La especie más importante (V.I. (Valor de Importancia) = 52) resultó ser *Schoenus andinus* presente en todos los censos con una cobertura total de 2.095 %. Esta planta pertenece a la familia ciperáceas, presenta unos 40 cm de altura con tallos amarillentos y una espiga terminal de color negro. Le siguen *Cortaderia egmontiana* “coirón” presente en 37 censos con una cobertura total menor (865 %) y *Marsippospermum grandiflorum* juncácea con aspecto de Junquillo grueso, de aproximadamente 40 cm de altura que aparece en 17 censos con una frecuencia de 43 % y una cobertura total que alcanza solo a 229 %, la primera tiene un valor de importancia de 25,16 y la segunda de 7,94. *Lepidothamnium fonkii* presenta aquí baja frecuencia (20) y cobertura total (110 %) (cuadro 2). Entre los árboles presentes con individuos de poca altura, se encuentran *Nothofagus betuloides*, *N. antarctica*, *Embothrium coccineum* y *Pilgerodendron uviferum*. En el mismo cuadro se muestra el censo número 23 de la tabla parcial de esta comunidad, que se propone como censo tipo para esta nueva asociación vegetal.

Estas turberas gramíneas presentan tres estratos, uno con hierbas camefíticas, otro de hierbas altas (ciperáceas, juncáceas y poáceas) y, por último, un estrato arbustivo/arbóreo con arbolitos de hasta 4 m, entre los que destaca *Embothrium coccineum*. Un bajo porcentaje de turba, que aparece desnuda o cubierta por musgos, le da un color pardo oscuro y los pastos, ciperáceas y juncáceas, un color amarillento. Esta turbera es ombrogénica y normalmente no presenta anegamiento superficial.

- *Drosera uniflorae-Donatietum fascicularis* Ramírez 1968 (Turbera pulvinada de *Drosera uniflora* y *Donatia fascicularis*, comunidad de *Donatia fascicularis*, Turbera de *Donatia*, Pampas verdes, *Donatia bog*).

Ocupa los lugares de mayor altitud, secos e inclinados en comparación con las tres comunidades anteriormente descritas, se presenta con una cubierta continua de hierbas pulviniformes (en cojín) sobre la que crecen escasos arbustos enanos. Los cojines, aunque blandos son secos y se puede caminar fácilmente y con seguridad sobre ellos. Entre su verdor, destaca el tono rojizo de la pequeña insectívora *Drosera uniflora* (San Martín et al. 2004)

**Cuadro 2.** Resumen de la tabla parcial con 40 censos y 70 especies de la nueva asociación vegetal turbosa *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* propuesta en este trabajo. El censo 23 (segunda columna) de la tabla parcial de la comunidad fue designado como censo tipo. Abreviaturas: Frec. = frecuencia absoluta, Frec.Rel. = Frecuencia relativa, Cob.Total = Cobertura total, Cob.Rel. = Cobertura relativa, V.I. = Valor de importancia.

Summary of the partial table with 40 vegetation samples and 70 plant species of the new bog plant association *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* proposed in this work. The vegetation sample number 23 (second column) of the partial table was considered as type for the plant association. Abbreviations: Frec.= Absolute frequency, Frec.Rel = Relative frequency, Cob.Total = Total coverage, Cob.Rel. = Relative coverage. V.I.= Importance value.

Especies	Censo tipo		Cálculo del valor de valor de importancia			
	23	Frec.	Frec.Rel.	Cob.Total	Cob.Rel.	V.I.
<i>Schoenus andinus</i>	50	40	7,10	2.095	45,02	52,12
<i>Cortaderia egmontiana</i>	40	37	6,57	865	18,59	25,16
Musgos	10	25	4,44	193	4,15	8,59
<i>Marsippospermum grandiflorum</i>		17	3,02	229	4,92	7,94
<i>Astelia pumila</i>		18	3,20	159	3,42	6,61
<i>Lepidothamnus fonkii</i>		20	3,55	110	2,36	5,92
<i>Myrteola nummularia</i>	1	20	3,55	85	1,83	5,38
<i>Chilliotrichum diffusum</i>	1	21	3,73	65	1,40	5,13
<i>Donatia fascicularis</i>		20	3,55	54	1,16	4,71
<i>Hypochaeris palustris</i>	1	20	3,55	33	0,71	4,26
<i>Philesia magellanica</i>		16	2,84	43	0,92	3,77
<i>Nothofagus betuloides</i>		15	2,66	33	0,71	3,37
<i>Blechnum penna-marina</i>		14	2,49	41	0,88	3,37
<i>Nothofagus antarctica</i>	1	14	2,49	31	0,67	3,15
<i>Drosera uniflora</i>		15	2,66	21	0,45	3,12
<i>Oreobolus obtusangulus</i>		15	2,66	15	0,32	2,99
<i>Poa vulcanica</i>		9	1,60	56	1,20	2,80
<i>Tetroncium magellanicum</i>	1	10	1,78	42	0,90	2,68
<i>Baccharis patagonica</i>	1	10	1,78	41	0,88	2,66
<i>Acaena pumila</i>	1	10	1,78	38	0,82	2,59
<i>Sphagnum magellanicum</i>	1	7	1,24	53	1,14	2,38
<i>Embothrium coccineum</i>	1	11	1,95	15	0,32	2,28
<i>Gaultheria mucronata</i>		10	1,78	21	0,45	2,23
<i>Gaultheria antarctica</i>	1	11	1,95	11	0,24	2,19
<i>Gaultheria pumila</i>		9	1,60	27	0,58	2,18
<i>Blechnum magellanicum</i>		10	1,78	10	0,21	1,99
<i>Berberis microphylla</i>		9	1,60	9	0,19	1,79
<i>Caltha appendiculata</i>		9	1,60	9	0,19	1,99
<i>Cladonia rangiferina</i>		9	1,60	9	0,19	1,79
<i>Pilgerodendron uviferum</i>		5	0,89	37	0,80	1,68
<i>Gunnera magellanica</i>		7	1,24	11	0,24	1,48
<i>Symphyotrichum vahlii</i>	1	7	1,24	8	0,17	1,42
<i>Berberis ilicifolia</i>		7	1,24	7	0,15	1,39

Continúa

Cuadro 2. Continuación

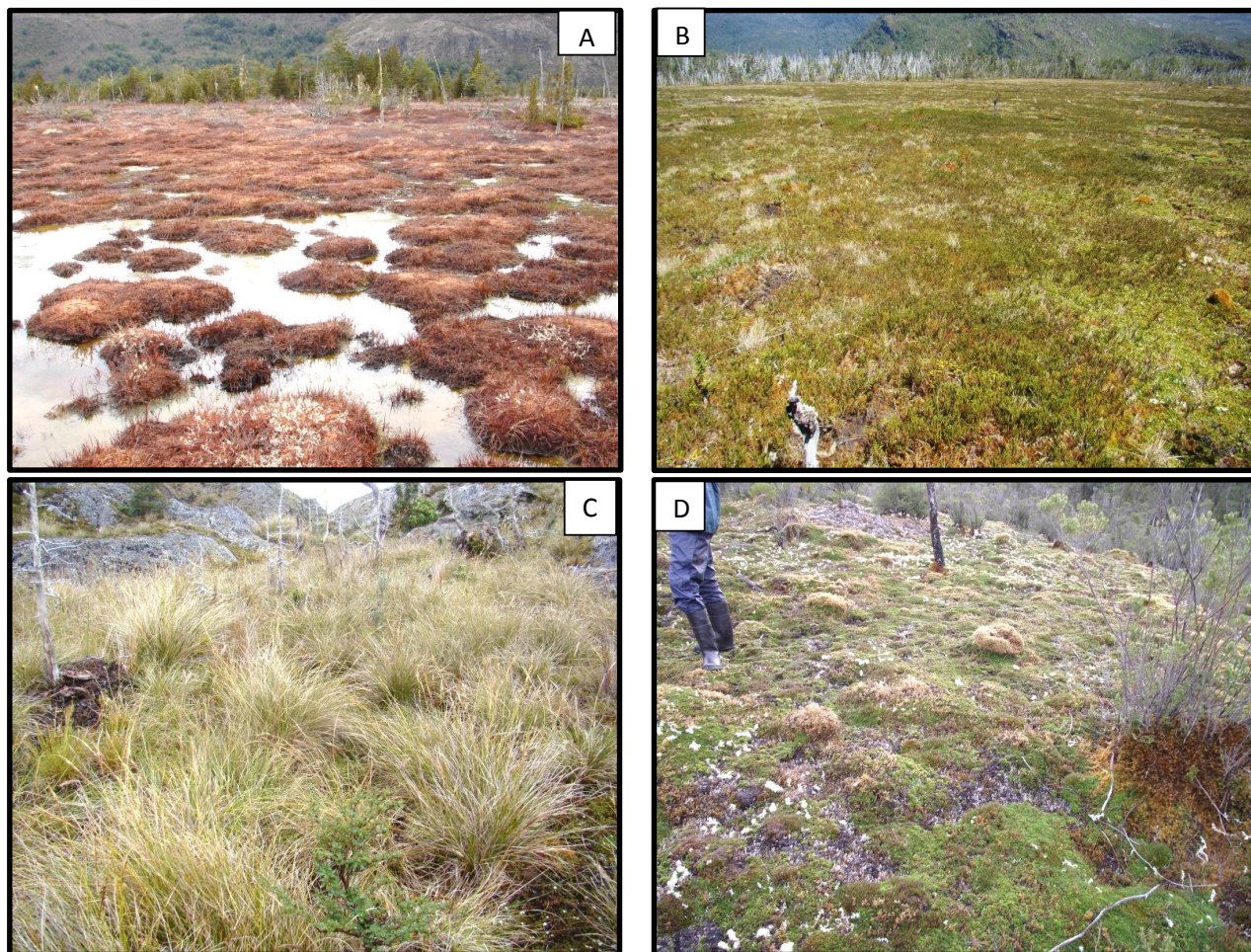
<i>Austrolycopodium confertum</i>		5	0,89	19	0,41	1,30
<i>Luzuriaga marginata</i>		6	1,07	6	0,13	1,19
<i>Senecio triodon</i>		5	0,89	8	0,17	1,06
<i>Austrolycopodium magellanicum</i>		4	0,71	12	0,26	0,97
<i>Acaena magellanica</i>		4	0,71	8	0,17	0,88
<i>Caltha dioneifolia</i>	1	4	0,71	8	0,17	0,88
<i>Macrachaenium gracile</i>		4	0,71	8	0,17	0,88
<i>Carex magellanica</i>		2	0,36	21	0,45	0,81
<i>Sticherus quadripartitus</i>		3	0,53	7	0,15	0,68
<i>Azorella trifurcata</i>		1	0,18	20	0,43	0,61
<i>Gunnera lobata</i>		3	0,53	3	0,06	0,60
<i>Lagenophora hariotii</i>		3	0,53	3	0,06	0,60
<i>Perezia magellanica</i>		3	0,53	3	0,06	0,60
<i>Pinguicula antarctica</i>		3	0,53	3	0,06	0,60
<i>Senecio acanthifolius</i>		3	0,53	3	0,06	0,60
<i>Tapeinia magellanica</i>		3	0,53	3	0,06	0,60
<i>Hypochaeris tenuifolia</i>		2	0,36	6	0,13	0,48
<i>Drimys winteri</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Empetrum rubrum</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Festuca rubra</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Nanodea muscosa</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Perezia pilifera</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Phyllachne uliginosa</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Valeriana lapathifolia</i>		2	0,36	2	0,04	0,40
<i>Festuca purpurascens</i>		1	0,18	10	0,21	0,39
<i>Acaena antarctica</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Baccharis magellanica</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Escallonia alpina</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Escallonia virgata</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Griselinia ruscifolia</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Myoschilos oblonga</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Nothofagus pumilio</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Ortachne rariflora</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Perezia lactucooides</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Poa resinulosa</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Ranunculus spoegazzinii</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Selenomelus segethii</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
<i>Tribeles australis</i>		1	0,18	1	0,02	0,20
70 Especies en total / Totales:	15	563	100	4.654	100	200

De esta comunidad se levantaron 38 censos que reunieron un total de 55 especies vegetales con un promedio de 12,1 especies por censo. La especie con mayor valor de importancia (36,03) fue *Donatia fascicularis* y aunque faltó en tres censos, presentó la más alta cobertura total 1.380%. Le siguen *Lepidothamnus fonkii* con una frecuencia de 32 (84 %) y una cobertura total de 1.207 % y en tercer lugar se presenta *Astelia pumila*, una pequeña hierba acojinada de cortas hojas rígidas y punzantes con la más alta frecuencia (38 censos y 100 % de frecuencia), siendo una buena especie diferencial de esta comunidad. La primera especie tiene un valor de importancia de 31,82 y la segunda de 28,38. La insectívora *Drosera uniflora* está presente en 30 de 38 censos y tiene una cobertura total de 147 %.

Esta turbera presenta escasas oquedades con agua libre, tiene una capa de turba que puede alcanzar hasta 1 m de espesor y es típicamente ombrotrófica, dependiendo

solamente del agua de lluvia. Su superficie es ondulada y continua, ubicándose generalmente en pendientes suaves (San Martín *et al.* 2004).

*Comparación de las turberas diferenciadas.* El número de especies de las turberas fue diferente, aunque se presentó correlación positiva ( $r = 0,78$ ;  $R^2 = 0,609$ ) entre el número de censos levantados en cada una y el número de ellas (cuadro 1). En todo caso el promedio de especies por censo fue mayor en la turbera gramínea de *Cortaderia* y *Schoenus* (14,1) y el menor en la esfagnosa de *Sphagnum magellanicum* (10,9) que correspondería a la comunidad con hábitat más extremo. Las otras dos comunidades tienen valores intermedios. Estas dos comunidades (de *Cortaderia schoenus* y de *Sphagnum magellanicum*) junto con la turbera de *Donatia* tienen histogramas de frecuencia propios de una asociación vegetal bien homogénea, definida y limitada. No sucede lo mismo con la



**Figura 2.** A = Comunidad turbosa esfagnosa de *Sphagnum magellanicum*, B = Comunidad turbosa esfagnosa de *Lepidothamnus fonkii*, C = Comunidad turbosa gramínea de *Cortaderia – Schoenus andinus*, D = Comunidad turbosa pulvinada de *Drosera-Donatia fascicularis*.

A = Peat bog community of *Sphagnum magellanicum*, B = Peat bog community of *Lepidothmanus fonkii*, C = Peat bog community of *Cortaderia – Schoenus andinus*, D = Peat bog community of *Drosera – Donatia fascicularis*.

**Cuadro 3.** Coberturas promedio de las especies presentes en las distintas comunidades vegetales turbosas descritas en la Región de Aisén (Chile) ordenadas por frecuencia (Fr.) y cobertura total (Cob.Total). Abreviaturas de las comunidades: Sm = de *Sphagnum magellanicum*, Lf = de *Lepidothamnus fonkii*, C-Sa = Comunidad de *Cortaderia – Schoenus andinus*, D-Df = de *Drosera - Donatia fascicularis*.

Cover average of the species in the different peat bog plant communities described in Aisén Region (Chile) sorted by frequency (Fr.) and total coverage (Cob.Total). Abbreviations of communities: Sm = community of *Sphagnum magellanicum*, Lf = community of *Lepidothamnus fonkii*, C-Sa = community of *Cortaderia – Schoenus andinus*, D-Df = community of *Drosera - Donatia fascicularis*.

Especies Autor	Comunidad				
	Sm	Lf	C-Sa	D-Df	Fr.
<i>Lepidothamnus fonkii</i> Phil.	1	64	3	32	4
<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	79	10	1	1	4
<i>Schoenus andinus</i> (Phil.) H. Pfeiff.	1	4	52	1	4
<i>Donatia fascicularis</i> J.R. Forst. et G. Forst.	1	4	1	36	4
<i>Astelia pumila</i> (G. Forst.) Gaudich.	1	4	4	26	4
Musci	2	10	5	13	4
<i>Cortaderia egmontiana</i> (Roem. et Schult.) M. Lyle ex Connor	1	1	22	1	4
<i>Empetrum rubrum</i> Vahl ex Willd.	20	1	1	1	4
<i>Marsippospermum grandiflorum</i> (L. f) Hook. f.	9	1	6	1	4
<i>Pilgerodendron uviferum</i> (D. Don) Florin	4	6	1	1	4
<i>Tetroncium magellanicum</i> Willd.	4	2	1	2	4
<i>Nothofagus betuloides</i> (Mirb.) Oerst.	3	3	1	1	4
<i>Drosera uniflora</i> Willd.	1	1	1	4	4
<i>Oreobolus obtusangulus</i> Gaudich.	1	4	1	1	4
<i>Carex magellanica</i> Lam.	2	1	1	2	4
<i>Myrteola nummularia</i> (Poir.) O. Berg.	2	1	2	1	4
<i>Nothofagus antarctica</i> (G. Forst.) Oerst.	3	1	1	1	4
<i>Chilliostrichum diffusum</i> (G. Forst.) Kuntze	1	1	2	1	4
<i>Gaultheria mucronata</i> (L. f.) Hook et Arn.	2	1	1	1	4
<i>Berberis ilicifolia</i> L. f.	1	1	1	1	4
<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	1	1	1	1	4
<i>Caltha appendiculata</i> Pers.	1	1	1	1	4
<i>Caltha dioneifolia</i> Hook. f.	1	1	1	1	4
<i>Cladonia rangiferina</i> (L.) Weber ex F. H. Wigg.	1	1	1	1	4
<i>Embothrium coccineum</i> J. R. Forst. et G. Forst.	1	1	1	1	4
<i>Festuca purpurascens</i> Bank. et Sol. ex Hook. f.	1	1	1	1	4
<i>Festuca rubra</i> L.	1	1	1	1	4
<i>Gaultheria antarctica</i> Hook. f.	1	1	1	1	4
<i>Gaultheria pumila</i> (L. f.) D.J. Middleton	1	1	1	1	4
<i>Gunnera magellanica</i> Hook. f.	1	1	1	1	4
<i>Hypochaeris palustris</i> (Phil.) Reiche	1	1	1	1	4
<i>Luzuriaga marginata</i> (Gaertn.) Benth. et Hook. f.	1	1	1	1	4
<i>Austrolycopodium confertum</i> Willd.	1	1	1	1	4
<i>Austrolycopodium magellanicum</i> (P. Beauv.) Sw.	1	1	1	1	4

Continúa

Cuadro 3. Continuación

<i>Myoschilos oblonga</i> Ruiz et Pav.	1	1	1	1	4
<i>Nanodea muscosa</i> Banks. et C.F. Gaertn.	1	1	1	1	4
<i>Philesia magellanica</i> G. F. Gmel.	1	1	1	1	4
<i>Tapeinia pumila</i> (G. Forst.) Baill.	1	1	1	1	4
<i>Tribeles australis</i> Phil.	1	1	1	1	4
<i>Baccharis patagónica</i> Hook. et Arn.	1	1	1		3
<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	1	1	1		3
<i>Drimys winteri</i> J.R. Forst. et G. Forst.	1	1	1		3
<i>Gaimardia australis</i> Gaudich.	1	1		1	3
<i>Racomitrium lanuginosum</i> (Hedw.) Brid.	1	1		1	3
<i>Sphagnum fimbriatum</i> Wilson	1	1		1	3
<i>Acaena pumila</i> Vahl.		1	1	1	3
<i>Gunnera lobata</i> Hook. f.		1	1	1	3
<i>Lagenophora hariotii</i> Franchet		1	1	1	3
<i>Ortachne rariflora</i> (Hook. f.) Hughes		1	1	1	3
<i>Perezia magellanica</i> (L. f.) Less.		1	1	1	3
<i>Phyllachne uliginosa</i> J. R. Forst. et G. Forst.		1	1	1	3
<i>Poa resinulosa</i> Nees ex Steud.		1	1	1	3
<i>Senecio acanthifolius</i> Hombr. et Jacquinot		1	1	1	3
<i>Hymenophyllum dentatum</i> Cav.	1	1			2
<i>Hymenophyllum secundum</i> Hook. et Grev.	1	1			2
<i>Escallonia virgata</i> (Ruiz et Pav.) Pers.	1		1		2
<i>Symphyotrichum vahlii</i> (Gaudich.) G.L. Nesom	1		1		2
<i>Blechnum magellanicum</i> (Dresv.) Mett.	1		1		2
<i>Azorella trifurcata</i> (Gaertn.) Pers.	1			1	2
<i>Pinguicula antarctica</i> Vahl.		1	1		2
<i>Poa bulbosa</i> L.		1	1		2
<i>Senecio triodon</i> Phil.		1	1		2
<i>Acaena antarctica</i> Hook. f.		1	1		2
<i>Sticherus quadripartita</i> (Poir.) Ching.		1	1		2
<i>Hypochaeris tenuifolia</i> (Hook. et Arn.) Crev. ex Griseb.		1	1		2
<i>Macrachaenium gracile</i> Hook. f.		1	1		2
<i>Perezia lactucoides</i> (Vahl.) Less.		1	1		2
<i>Bolax gummifera</i> (Lam.) Spreng.		1		1	2
<i>Rostkovia magellanica</i> (Lam.) Hook. f.		1		1	2
<i>Azorella ranunculus</i> d'Urv.			1	1	2
<i>Perezia pilifera</i> (D. Don) Hook. et Arn.			1	1	2
<i>Raukaua laetevirens</i> (Gay) Frodin	1				1
<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	1				1
<i>Rubus geoides</i> Sm.	1				1

Continúa

Cuadro 3. Continuación

<i>Isolepis inundata</i> R. Br.	1			1
<i>Hymenophyllum pectinatum</i> Cav.	1			1
<i>Juncus planifolius</i> R. Br.	1			1
<i>Juncus procerus</i> E. Mey.	1			1
<i>Bolax caespitosa</i> Hombr. et Jacquinot	1			1
<i>Carex brongniartii</i> Kunth	1			1
<i>Amomyrtus luma</i> (Mol.) D. Legrand et Kausel	1			1
<i>Eleocharis pachycarpa</i> E. Desv.	1			1
<i>Nertera granadensis</i> (Mutis ex L. f.) Druce	1			1
<i>Poa obvallata</i> Steud.	1			1
<i>Escallonia rosea</i> Griseb.			1	1
<i>Gaultheria caespitosa</i> Poepp. et Endl.			1	1
<i>Chloraea magellanica</i> Hook. f.			1	1
<i>Lebethantus myrsinites</i> (Lam.) Dusén			1	1
<i>Lomatia ferruginea</i> (Cav.) R. Br.			1	1
<i>Austrolycopodium albolffi</i> Rolleri			1	1
<i>Misodendron punctulatum</i> Banks ex DC.			1	1
<i>Azorella monantha</i> Clos.			1	1
<i>Desfontainia fulgens</i> D. Don			1	1
<i>Drapetes muscosus</i> Lam.			1	1
<i>Poa denudata</i> Steud.			1	1
<i>Senecio smithii</i> DC.			1	1
<i>Tepualia stipularis</i> (Hook. et Arn.) Griseb.			1	1
<i>Uncinia tenuis</i> Poepp. ex Kunth			1	1
<i>Acaena magellanica</i> (Lam.) Vahl.				1
<i>Baccharis magellanica</i> (Lam.) Pers.				1
<i>Escallonia alpina</i> Poepp. ex DC.				1
<i>Nothofagus pumilio</i> (Poepp. et Endl.) Krasser				1
<i>Ranunculus trullifolius</i> Hook. f.				1
<i>Griselinia ruscifolia</i> (Gay) Ball.				1
<i>Solenomelus segethii</i> (Phil.) Kuntze				1
<i>Valeriana lapathifolia</i> Vahl.				1
Especies por asociación	64	79	71	55

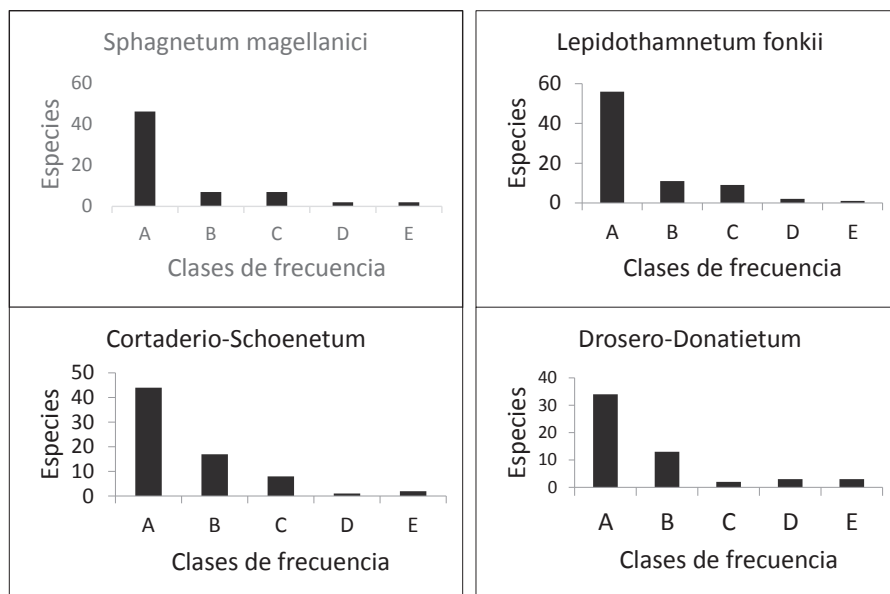
turbera esfagnosa de *Lepidothamnus*, cuyo histograma de frecuencia indica una menor homogeneidad de los censos (figura 3).

**Similitud florística.** Presentes en las cuatro comunidades hay 39 (36,79 %) especies en común, en tres 14 (13,21 %), en dos 18 (16,98 %) y exclusivas de una sola comunidad existen 35 (33,02 %) especies; es decir, hay más especies

comunes a todas las comunidades que exclusivas de cada una. Entre ellas hay alta afinidad florística y sus diferencias son menores que lo esperado, incluso la turbera pulvinada de *Donatia* carece de especies exclusivas de ella, encontrándose todas en alguna de las otras comunidades turbosas (cuadro 3). Esta tabla demuestra además que las especies más importantes se presentan en varias comunidades con diferente cobertura promedio.

Utilizando esta tabla con la cobertura promedio de las especies de cada comunidad se calcularon índices de similitud que demuestran que entre las cuatro comunidades diferenciadas existe una alta afinidad florística, que es ma-

yor al considerar la cobertura (cuadro 4). La figura 4 muestra la constelación de especies que grafica los resultados expuestos, indicando que al utilizar el índice de Jaccard, la mayor distancia florística corresponde a la turbera es-



**Figura 3.** Histogramas de frecuencia de la flora en las comunidades vegetales descritas. Clases de frecuencia: A = 1-20 %, B = 21-40 %, C = 41-60 %, D = 61-80 %, E = 81-100 %.

Frequency histograms of the described plant communities flora. Frequency: A = 1-20 %, B = 21-40 %, C = 41-60 %, D = 61-80 %, E = 81-100 %.

**Cuadro 4.** Similitud (triángulos superiores) y disimilitud (triángulos inferiores) entre las distintas comunidades turbosas estudiadas en Aisén (Chile) utilizando el índice de similitud de Jaccard (tabla superior) y de comunidad de Ellenberg (tabla inferior). Abreviaturas de las comunidades: Sm = *Sphagnum magellanicum*, Lf = *Lepidothamnus fonkii*, C-Sa = *Cortaderia - Schoenus*, D-Df = *Drosera - Donatia fascicularis*.

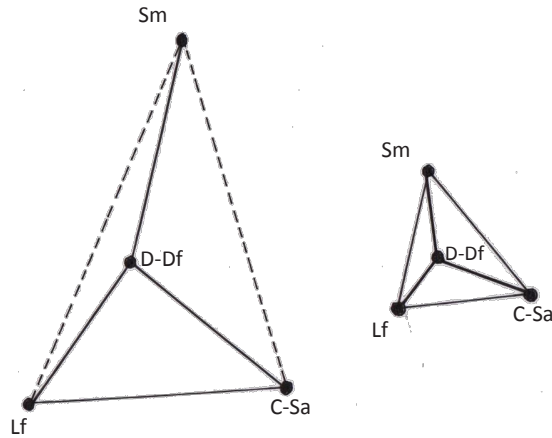
Similarity (upper triangles) and dissimilarity (lower triangles) between the different peat bog studied communities in Aisén (Chile) using the Jaccard similarity index (table above) and Ellenberg community index (table below). Abbreviations of communities; Sm = *Sphagnum magellanicum*, Lf = *Lepidothamnus fonkii*, C-Sa = *Cortaderia - Schoenus*, D-Df = *Drosera - Donatia fascicularis*.

Comunidades	Sm	Lf	C-Sa	D-Df
Índice de Jaccard				
Comunidad de <i>Sphagnum magellanicum</i>	-	46,88	48,27	56,58
Comunidad de <i>Lepidothamnus fonkii</i>	53,12	-	63,04	63,41
Comunidad de <i>Cortaderia - Schoenus</i>	51,73	36,96	-	63,64
Comunidad de <i>Donatia fascicularis</i>	43,42	36,59	36,36	-
Índice de Ellenberg				
Comunidad de <i>Sphagnum magellanicum</i>	-	76,16	76,62	82,59
Comunidad de <i>Lepidothamnus fonkii</i>	23,84	-	81,77	83,91
Comunidad de <i>Cortaderia - Schoenus</i>	23,38	18,23	-	82,86
Comunidad de <i>Donatia fascicularis</i>	14,41	16,09	17,14	-



fagnosa de *Sphagnum magellanicum*, en relación con las otras tres comunidades que aparecen más próximas entre sí. Sin embargo la turbera esfagnosa de *Lepidothamnus fonkii* es florísticamente más cercana a la turbera esfagnosa

de *Sphagnum* que las otras dos. El índice de Ellenberg muestra una constelación similar, pero de distancias más reducidas entre las comunidades turbosas.

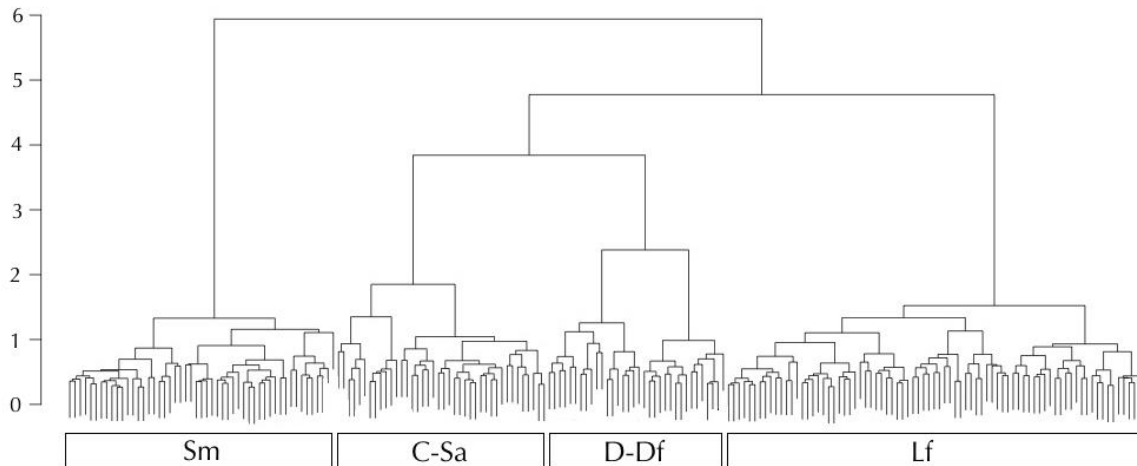


**Figura 4.** Constelación de comunidades (puntos negros) utilizando la similitud de Jaccard. La figura debe pensarse espacialmente y mientras más gruesas sean las líneas que unen los puntos negros, existe mayor similitud. La menor similitud se indica con línea punteada. Abreviaturas de las comunidades: Sm = *Sphagnum magellanicum*, D-Df = *Donatia fascicularis*. Lf = *Lepidothamnus fonkii*, C-Sa = *Cortaderia- Schoenus*. Considerando presencia (izquierda) y cobertura (derecha).

Communities constellation (black dots) using the similarity of Jaccard. The figure should be spatially thought, and the thicker the lines connecting the black dots, the higher the similarity. The least similarities are indicated by a dotted line. Abbreviations of communities: Sm = *Sphagnum magellanicum*, D-Df = *Donatia fascicularis*. Lf = *Lepidothamnus fonkii*, C-Sa = *Cortaderia- Schoenus*. Considering presence (left) and coverage (right).

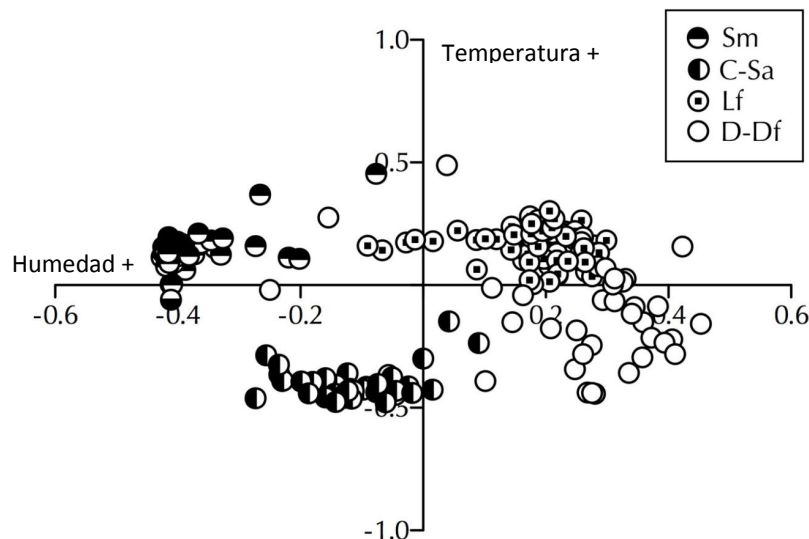
**Análisis de conglomerado.** El análisis de conglomerados entregó cuatro grupos que se corresponden con las comunidades vegetales diferenciadas por métodos tradicionales (figura 5). Se aprecia una mayor afinidad entre la turbera graminosa de *Cortaderia* y *Schoenus* y la turbera pulvinada de *Donatia*, ambas de mayores altitudes, mientras que la turbera esfagnosa de *Lepidothamnus* presenta mayor afinidad florística con las dos recién citadas que con la turbera esfagnosa de *Sphagnum* que aparece como el grupo más aislado.

**Análisis de ordenación.** La ordenación de los censos muestra a los de la turbera esfagnosa de *Sphagnum magellanicum* en el extremo izquierdo del primer eje horizontal del análisis NMMS, en el otro extremo se ubican los censos de la turbera pulvinada de *Donatia* (figura 6). Los de la turbera graminosa de *Cortaderia – Schoenus andinus* y de la turbera esfagnosa de *Lepidothamnus fonkii* se sitúan más cerca de la parte media del eje, aunque los primeros corridos hacia la izquierda y los segundos, hacia la derecha. También se presentan agrupados los censos de la turbera esfagnosa y de la turbera graminosa de *Cortaderia – Schoenus* y relativamente aislados de los otros, lo que indica una mayor afinidad entre ellos, y aquellos de la turbera esfagnosa de *Lepidothamnus* y pulvinada de *Donatia* se entremezclan con una mayor dispersión señalando mayor afinidad entre ellos. Los censos de la última comunidad se aproximan a las otras, confirmando el hecho de que ella se instala en partes más altas y secas. Considerando que la turbera esfagnosa de *Sphagnum* tiene proximidad



**Figura 5.** Dendrograma con los 204 censos presentes en la tabla inicial. Abreviaturas de las comunidades: Sm = *Sphagnum magellanicum*, C-Sa = *Cortaderia – Schoenus andinus*, D-Df = *Donatia fascicularis*, Lf = *Lepidothamnus fonkii*.

Dendrogram showing the 204 vegetation samples of the initial table. Abbreviations of the communities: Sm = *Sphagnum magellanicum*, C-Sa = *Cortaderia – Schoenus andinus*, D-Df = *Donatia fascicularis*, Lf = *Lepidothamnus fonkii*.



**Figura 6.** Distribución de los censos de las comunidades vegetales turbosas descritas en los dos primeros ejes del análisis NMMS. Significado de las abreviaturas: Sm = comunidad de *Sphagnum magellanicum*, C-Sa = Comunidad de *Cortaderia-Schoenus andinus*, Lf = Comunidad de *Lepidothamnus fonkii*, D-Df = Comunidad de *Drosera-Donatia fascicularis*.

Distribution of the vegetation samples of the described peat bog communities in the first two axes of the NMDS analysis. Meaning of the abbreviations: Sm = community of *Sphagnum magellanicum*, C-Sa = Community of *Cortaderia-Schoenus andinus*, Lf = Community of *Lepidothamnus fonkii*, D-Df = Community of *Drosera-Donatia fascicularis*.

del nivel de saturación en sectores y la turbera pulvinada de *Donatia*, es más seca, se supone que este eje representa un gradiente de humedad del sustrato que incrementa de derecha a izquierda.

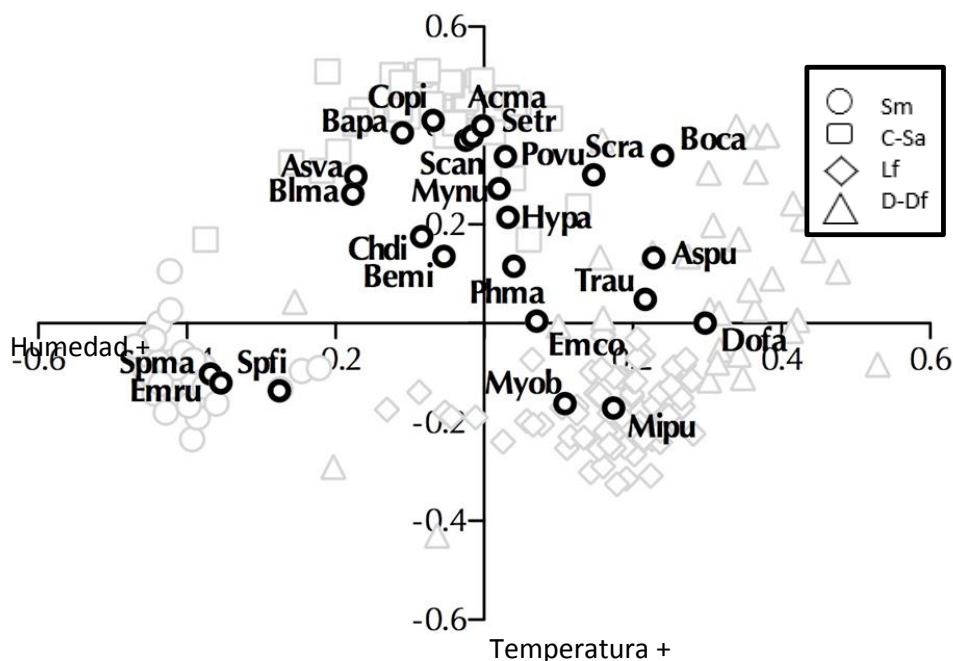
El segundo eje vertical presenta casi la misma separación que los otros, si se consideran las distintas escalas de ellos. Este eje separa en el extremo inferior los censos de la turbera graminosa de *Cortaderia* y *Schoenus* y de la turbera pulvinada de *Donatia* y el resto, en el extremo superior, pero más cerca del eje horizontal, lo que indica una escasa diferenciación con respecto al factor representado por este eje, que al parecer se aproxima a un gradiente de temperatura que aumentaría de abajo hacia arriba, lo que se corresponde con la altitud, ya que estas dos comunidades ocupan hábitats de mayores alturas y por consiguiente, más fríos y ventosos.

Al distribuir las principales especies en el plano formado por ambos ejes, *Sphagnum magellanicum*, *S. fimbriatum* y *Empetrum rubrum* se ubican en el lado izquierdo del primer eje indicando su mayor afinidad hacia una mayor disponibilidad de agua (figura 7). En el otro extremo del mismo eje se ubican *Bolax caespitosa*, *Astelia pumila*, *Tribeles australis* y, especialmente, *Donatia fascicularis* que prefieren biotopos sin anegamiento y más propensos a secarse en la época estival. De acuerdo al análisis estadístico multivariado de ordenación, estas siete especies serían indicadoras del grado de anegamiento del sustrato, presentando las tres primeras una alta afinidad y las otras cuatro, baja afinidad hacia él. La distribución de las especies en el segundo eje, que correspondería a un gradiente

de temperatura, no presenta especies en el extremo inferior y, la mayoría de ellas, se ubican en el extremo superior sobre el eje horizontal, es decir, en el lado más frío que correspondería a tierras altas. Entre estas especies destacan *Cortaderia egmontiana*, *Poa bulbosa*, *Schoenus andinus* y *Acaena magellanica*, todas ellas de turberas de altura. *Donatia fascicularis* ocupa la posición intermedia, indicando con ello que el factor temperatura no tiene mucha influencia sobre ella, pudiendo encontrarse en tierras altas o bajas con el mismo macroclima.

Las turberas esfagnosas con dominancia de *Sphagnum magellanicum* que, son las más abundantes, se presentan en bajas altitudes a orillas de cuerpos de agua (lóticos o lénticos), las esfagnosas con dominancia de *Lepidothamnus fonkii* colonizan planicies anegadas en terrazas de río a una altitud mayor, pero con diferencia de menos de 100 m de altitud con la primera y no tienen contacto directo con cuerpos de agua, las pulvinadas crecen a mayores altitudes, en laderas y se alimentan del agua de lluvia que retienen a pesar de la inclinación del sustrato que colonizan y las graminosas se encuentran en mayores altitudes, coronando la cumbre de los cerros.

Las turberas son formaciones vegetales primarias (originales) de Chile, no obstante la turbera de *Sphagnum magellanicum* presenta también estadios secundarios en lugares donde originalmente crecía el bosque de ciprés de Las Guaitecas, el cual fue explotado, quemado, cortado o drenado provocando su muerte. Estas turberas secundarias son abundantes y presentan mayor cobertura de *Sphagnum*. El resto de las comunidades turbosas encontradas son



**Figura 7.** Distribución de las principales especies vegetales de las comunidades turbosas estudiadas (círculos negros). Abreviaturas de arriba hacia abajo: Copi = *Cortaderia egmontiana*, Acma = *Acaena magellanica*, Bapa = *Baccharis patagonica*, Setr = *Senecio triodon*, Asva = *Symphotrichum vahlii*, Scan = *Schoenus andinus*, Sera = *Azorella ranunculoides*, Boca = *Bolax caespitosa*, Blma = *Blechnum magellanicum*, Mynu = *Myrteola nummularia*, Hypa = *Hypochaeris palustris*, Chdi = *Chiliodictyon diffusum*, Bemi = *Berberis microphylla*, Aspú = *Astelia pumila*, Trau = *Tribeles australis*, Phma = *Philesia magellanica*, Emco = *Embothrium coccineum*, Dofa = *Donatia fascicularis*, Spma = *Sphagnum magellanicum*, Emru = *Empetrum rubrum*, Myob = *Myschilos obonga*, Mipu = *Misodendron punctulatum*. Los signos esbozados atrás de los círculos negros señalan la ordenación de los censos de las diferentes comunidades vegetales turbosas descritas (ver figura 6).

Distribution of the main plant species in the studied peat bogs communities (Black circles). Abbreviations from top to down: See Spanish legend. Signs behind the black circles indicate the ordination of vegetation samples of the different described peat bog plant communities (see figure 6).

únicamente primarias y prosperan en Chile desde Valdivia al Sur, siendo componentes importantes de la llamada tundra magallánica por Schmithüsen (1956).

## DISCUSIÓN

En la provincia Capitán Prat de la Región de Aisén se presentan cuatro asociaciones vegetales de turbera: *Gaultherio-Sphagnetum magellanici*, *Schoeno andini-Lepidothamnetum fonkii*, *Drosero uniflorae-Donatietum fascicularis* y *Cortadero egmontianae-Schoenetum andinus* de ellas, las tres primeras han sido descritas en la literatura (Amigo *et al.* 2017), mientras que la última se propone como una asociación vegetal nueva (asoc. nova) en este trabajo. Ellas se pueden agrupar en tres tipos: esfagnosas (con dominancia del musgo *Sphagnum magellanicum*) las dos primeras, pulvinada con una carpeta continua de plantas acojinadas del grupo Angiospermas (plantas con flores) y el tercer grupo, la última, graminosa (muy estratificada y con dominancia de pastos en “champa”), esta última podría considerarse como una situación intermedia entre los dos primeros grupos (Kleinebecker *et al.* 2010).

Datos recientes para las turberas de Aisén muestran un alto nivel de biodiversidad vegetal en las turberas graminosas, que es claramente menor en las dos turberas esfagnosas, ocupando las pulvinadas una posición intermedia (Sandoval *et al.* 2016). La similitud florística entre ellas es alta, como lo demuestra el hecho de que existe mayor cantidad de especies comunes a las cuatro asociaciones que aquellas que las diferencian (cuadro 1). La turbera pulvinada carece de especies propias, sin embargo, la abundancia relativa de las que presenta la hacen diferente. Lo anterior también se confirma al compararlas con índices de similitud cuyos valores son altos, a pesar de que presentan diferencias entre ellas. De hecho, la más aislada y con mayor disimilitud con las otras fue la turbera esfagnosa de *Sphagnum magellanicum*, aun cuando la turbera esfagnosa de *Lepidothamnus fonkii* se acerca más a ella que las turberas pulvinada y graminosa. Las diferencias encontradas entre las turberas investigadas son mayores en su fisonomía que en su flora.

De acuerdo a los resultados se cumpliría la hipótesis de que la humedad y la temperatura son los factores más importantes en la distribución principalmente altitudinal

de las turberas en la provincia Capitán Prat de la Región de Aisén. Aunque los análisis multivariados no indican la importancia del fuerte viento, muy frecuente en la Región de Aysén, habría que considerarlo, porque la superficie de las turberas está muy expuesta sin protección arbórea y dependiendo de la exposición esto debe aumentar la evapotranspiración especialmente durante el período estival. Últimamente, las turberas están presentando quemaduras por golpes de sol, como se observa en *Oreobolus obtusangulus* y en la abundante flora líquénica de ellas (Villagra *et al.* 2009).

Las turberas, especialmente las de *Sphagnum magellanicum* están seriamente amenazadas por la explotación indiscriminada del musgo “pon-pon” de Valdivia al Sur y, por la posible extracción de turba para combustible doméstico, en Magallanes (Castillo 2009). Por las razones anteriores, en el año 2018 (Diario Oficial de la República de Chile) con fecha 2017 se publicó un decreto del gobierno chileno que regula su explotación de la parte superior viva del *Sphagnum* (comúnmente “fibra”), el que fue retirado en posterioridad. Las otras comunidades turbosas de la tundra magallánica, también presentan problemas de conservación, aunque en menor escala. Aunque no tienen utilidad práctica directa, por desconocimiento, sus rodales son considerados secundarios, pensando que reemplazan bosques que fueron explotados. Por ello, en los terrenos ocupados por turberas se permite el establecimiento de nuevas plantaciones y construcciones industriales, cuyos caminos de acceso se transforman en eficientes drenajes que ponen en peligro su existencia con lo que, además, se pierde su rol como reservorios de endemismos y de agua, esta última muy importante en la actualidad principalmente en las cordilleras de Chiloé (Ramírez *et al.* 2014b). El ganado no se introduce a las turberas, por lo blando del sustrato, pero a veces se aventuran en busca de agua con consecuencias fatales. Desde el punto de vista de la biodiversidad que albergan estos humedales, aunque solo *Lepidothamnus fonkii* es endémica de Chile, 93 son endémicas de Chile y Argentina en la región patagónica y 6 se comparten con otros países, es decir 100 de las 103 especies de plantas vasculares presentes en las turberas son nativas de Chile y solo tres (*Festuca rubra*, *Poa bulbosa* y *Juncus planifolius*) son introducidas y crecen con coberturas inferiores al 1 %. Esto recalca el carácter pristino de las turberas que al parecer incluso fueron respetadas por los incendios provocados en Aisén en el siglo pasado.

Las turberas descritas para la provincia de Capitán Prat, con excepción del *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinus* se presentan en menor cantidad en la región Norte de Aisén. De acuerdo a nuestras observaciones en este catastro faltaría incluir una comunidad de *Astelia pumila* y *Marsippospermum grandiflorum* que se presentaría sobre el límite del bosque, de ella se obtuvieron algunos censos, pero no los suficientes como para definir una comunidad. Estas altitudes son difíciles de alcanzar sin la ayuda de helicóptero. De acuerdo a Álvarez *et al.* 2010, que estu-

diaron cuatro islas (Guamblin, Kent, Stokes e Ipún) del Archipiélago de Los Chonos, en las islas expuestas al Pacífico se presentarían las mismas comunidades de la turbera *Gaultherio-Sphagnetum magellanicum* y el *Drosero uniflori-Donatietum fascicularis*. Lo mismo encontraron Ramírez *et al.* 2014a, en el canal Walker más Sur. Por lo anterior, aún queda territorio por relevar en la Región de Aisén en busca de humedales turbosos.

Esquema sintaxonómico de las asociaciones de turberas de la Región de Aisén descritas en este trabajo, basado en las proposiciones de Amigo *et al.* (2017):

Clase: *Myrteolo nummulariae-Sphagnetum magellanicum* Oberdorfer 1960

Orden: *Myrteolo-Sphagnetalia magellanicum* Oberdorfer 1960

Alianza: *Astelio-Oreobolion obtusanguli* Oberdorfer 1960

Asociación: *Drosero uniflorae-Donatietum fascicularis* Ramírez 1968

Asociación: *Schoeno andini-Lepidothamnium fonkii* Ramírez *et al.* 2014

Alianza: *Gaultherio-Sphagnion magellanicum* Oberdorfer 1960

Asociación: *Gaultherio-Sphagnetum magellanicum* Oberdorfer 1960

Alianza: *Cortaderio-Schoenion andinum* All. nova

Asociación: *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinum* ass. nova

## CONCLUSIONES

Las turberas descritas para la provincia de Capitán Prat de la región de Aisén se pueden agrupar en cuatro asociaciones vegetales: *Gaultherio-Sphagnetum magellanicum*, *Schoeno andini-Lepidothamnium fonkii*, *Cortaderio egmontianae-Schoenetum andinum* y *Drosero uniflorae-Donatietum fascicularis*. Las dos primeras corresponden a turberas esfagnosas de las cuales, una es cosmopolita y la otra propia de Chile. La tercera es una turbera gramínea y la última, es pulvinada. Estas dos últimas están circunscritas al territorio chileno y son avanzadas septentrionales de la zona vegetal de tundra magallánica chilena, ubicada en las islas expuestas al Pacífico, principalmente al Sur del Estrecho de Magallanes. Aunque las cuatro asociaciones nombradas son fáciles - y fisonómicamente distinguibles, presentan una alta similitud florística. De acuerdo al análisis de ordenación, la humedad del sustrato y la temperatura del aire serían determinantes en la distribución de ellas, en tierras bajas e intermedias las esfagnosas sin y con ciprés enano, respectivamente, y en tierras altas las turberas gramíneas y pulvinadas. En este trabajo la turbera gramínea *Cortaderio pilosae-Schoenetum andinum* se propone como asociación vegetal turbosa nueva para la ciencia. Las turberas chilenas, incluidas las de *Sphagnum*, son importantes reservorios de la biodiversidad endémica de la región patagónica.

## AGRADECIMIENTOS

Investigación realizada en el marco del Proyecto CA 012.05 UACH-HYDROAISEN que está dedicada a la memoria del Prof. Dr. *Víctor Sandoval* del Instituto de Bosques y Sociedad de la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile, quien fuera director del Proyecto.

## REFERENCIAS

- Álvarez M, C San Martín, C Novoa, G Toledo, C Ramírez. 2010. Diversidad florística, vegetacional y de hábitats en el Archipiélago de Los Chonos (Región de Aisén, Chile). *Anales del Instituto de la Patagonia* 38 (1): 34-55. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2010000100002>
- Álvarez M, BM Mösel, C San Martín. 2013. Tendency and distribution indices for ordinal variables applied to Ellenberg indicator values. *Gayana Botánica* 70 (2): 225-233. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432013000200006>
- Álvarez M, C San Martín, C Novoa, G Toledo, C Ramírez. 2010. Diversidad florística, vegetacional y de hábitats en el Archipiélago de Los Chonos (Región de Aisén, Chile). *Anales del Instituto de la Patagonia* 38 (1): 34-55.
- Amigo J, C San Martín, C Ramírez, M Álvarez. 2017. Nomenclatural revisión and syntaxonomical proposal for wetland peat vegetation in the Valdivian-Magellanian región. *Lazaroa* 38 (2): 165-187. DOI: <https://doi.org/10.5209/laza.56343>
- Castillo E. 2009. Factibilidad técnica para la cosecha de *Sphagnum magellanicum* a microescala. Trabajo de Título para Ingeniero Agropecuario. Punta Arenas, Chile. <http://repositorio.conicyt.cl/handle/10533/236363>
- Clarke KR. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92: 205-219. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps092205>
- Dengler J, M Chytry, J Ewald. 2008. Phytosociology. In Jørgensen SE, BD Fath eds. *Encyclopedia of Ecology*. Oxford, England. Elsevier. p. 2767-2779 DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-008045405-4.00533-4>
- Frahm JP. 2001. *Biologie der Moose*. Alemania, Heidelberg Berlin, Spektrum Akademischer Verlag. 354 p.
- Kleinebecker T, N Hölzel, A Vogel. 2010. Patterns gradients of diversity in South Patagonian ombrotrophic peat bogs. *Austral ecology* 35: 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02003.x>
- Knapp R. 1984. Considerations on quantitative parameters and qualitative attributes in vegetation analysis and in phytosociological relevés. In Knapp R ed. *Sampling methods and taxon analysis in vegetation science*. La Haya, Holand. Junk Publishers. p. 77-119. DOI: <https://doi.org/10.2307/2996550>
- Mc Cune BJ, B Grace. 2002. *Analysis of ecological communities*. MJM Software, Glenden Beach, Oregon, USA.
- Mueller-Dombois D, H Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York USA, Wiley. 547 p.
- Oberdorfer E. 1960. *Pflanzensoziologische Studien in Chile – Ein Vergleich mit Europa*. Flora et vegetatio mundi 2: 1–208.
- Ramírez C. 1968. Die vegetation der Moore der Cordillera Pelada, Chile. Bericht der Oberhessisch. Ges. für Natur- und Heilkunde zu Giessen NF. Naturwiss. Abt. 36: 95-101.
- Ramírez C, H Figueroa. 1985. Delimitación ecosociológica del bosque valdiviano (Chile) mediante análisis estadísticos multivariados. *Studia Oecologica* 6: 105 - 124.
- Ramírez C, V Sandoval, C San Martín, M Álvarez, Y Pérez, C Novoa. 2012. El paisaje rural antropogénico de Aisén, Chile: Estructura y dinámica de la vegetación. *Gayana Botánica* 69 (2): 219-231. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-66432012000200001>
- Ramírez C, I Ortiz, C San Martín, O Vidal, M Álvarez, Y Pérez, JL Solís, I Álvarez. 2014a. Estudio preliminar de la biodiversidad vegetal terrestre en el Estero Walker (Región de Aysén, Chile): utilizando líneas base de proyectos de inversión. *Gayana Botánica* 71(3): 227-245. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-66432014000200006>
- Ramírez C, C San Martín, O Vidal, Y Pérez, J Valenzuela, JL Solís, G Toledo. 2014b. Tundra subantártica en la Isla Grande de Chiloé, Chile: Flora y Vegetación Turbosa de Campañas. *Anales Instituto Patagonia* 42(2): 17-37. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2014000200002>
- Ramírez C, M Álvarez, C San Martín, E Carrasco, O Vidal, G Toledo, Y Pérez, J Amigo, M Veste. 2018. El cambio climático como causa de daños en bosques chilenos. *Chloris chilensis* Revista chilena de flora y vegetación 21(1): www.chlorischile.cl.
- Rodríguez C. 2015. Hydrogeomorphic classification of mire ecosystems within the Baker and Pascua Basins in the Region Aysén, Chilean Patagonia: a tool for their assessment and monitoring. Tesis Doctorado, Humboldt Universität zu Berlin. <http://repositorio.conicyt.cl/handle/10533/236363>
- Rodríguez R, A Marticorena. 2019. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Concepción, Chile. Editorial Universidad de Concepción. 424 p.
- San Martín C, C Ramírez, H Figueroa. 1999. Análisis multivariable de la vegetación de un complejo de turberas en Cordillera pelada (Valdivia, Chile). *Lazaroa* 20: 95-106.
- San Martín C, C Ramírez, M Álvarez. 2004. Estudio de la vegetación de “Mallines” y “Campañas” en la Cordillera Pelada (Valdivia, Chile). *Revista Geográfica de Valparaíso* 35: 261-273.
- San Martín C, Y Pérez, M Álvarez, C Salazar, C Ramírez. 2014a. Diversidad vegetal de lagunas temporales en la estepa patagónica chilena. *Anales Instituto Patagonia* 41 (2): 109-114. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2013000200012>
- San Martín C, V Sandoval, M Álvarez, O Vidal, Y Pérez, JL Solís. 2014b. Comparación de etapas de degradación vegetacional con manejo pecuario utilizando valores bioindicadores de Ellenberg en la Patagonia Chilena. *Bosque* 35(2): 141-154. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-92002014000200002>
- San Martín C, D Montenegro, D Vidal, I Álvarez, JL Solís, C Ramírez. 2018. Comparación florística y alteración antrópica de tres turberas esfagnosas en la Región de Aisén, Chile: buscando indicadores de perturbación por manejo. *Agro Sur* 46 (1): 13-27. DOI: <https://doi.org/10.4206/agrosur.2018.v46n1-03>
- Sandoval V, C Ramírez, C San Martín, O Vidal, M Álvarez, A Marticorena, Y Pérez. 2016. Diversidad vegetal en las cuencas de los ríos Baker y Pascua (Aisén, Patagonia Chilena). *Bosque* 37(2): 243-253. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-92002016000200003>

- Schmithüsen J. 1956. Die räumliche Ordnung der chilenischen vegetation. *Bonner Geographische Abhandlungen* 17: 1-86.
- Vásquez J. 2008. Características anatómicas, propiedades físico-químicas y capacidad de retención de agua en gametofitos de *Sphagnum magellanicum* BRID. En un gradiente latitudinal. Tesis, Escuela de Química y Farmacia. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 119 p.
- Villagra J, D Montenegro, C San Matín, C Ramírez, I Álvarez. 2009. Estudio de la flora liquénica de las turberas de la comuna de Tortel (Región de Aisén, Patagonia Chilena). *Anales Instituto Patagonia* (Chile) 37(1): 53-62.
- Weber HE, JS Moravec, JP Theurillat. 2000. International Code of Phytosociological Nomenclature. 3<sup>rd</sup>. edition. *Journal of Vegetation Science* 11: 739-768. DOI: <https://doi.org/10.2307/3236580>
- Wikum D, GF Shanholtzer. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management* 2 (4): 323-329. DOI: <https://doi.org/10.1007/bf01866672>
- Zuloaga F, O Morrone, M Belgrano. 2008. Catálogo de las plantas vasculares del cono sur. Missouri Botanical Garden Press. 3348 p.

Recibido: 02/11/20  
Aceptado: 30/04/21

## Mapeo del daño en bosques incendiados de Chile central, mediante el modelado de índices espectrales *ex-ante* y *ex-post*

Mapping damage on forests burnt in Central Chile by modelling *ex-ante* and *ex-post* spectral indices

Marco A Peña <sup>a,b\*</sup>, Gonzalo Martínez <sup>a</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Universidad Alberto Hurtado, Departamento de Geografía, Santiago, Chile, tel.: 56-2-8897782, mapena@uahurtado.cl

<sup>b</sup> Friedrich Schiller University, Department of Geography, Jena, Germany.

### SUMMARY

This study estimated the severity of Nilahue-Barahona and Las Máquinas wildfires, occurred in central Chile during the summer of 2016-17, by an empirical-statistical modelling based on pre- and post-fire arithmetic differences of spectral indices sensitive to vigor, turgor and calcination states of vegetation. By doing this, map of damages were created to aid the efficient management and ecological restoration of disturbed forestry ecosystems. The index differences were calculated from Sentinel-2 satellite images, acquired annually in the summers spanning from 2016 to 2019. The resulting nine index-derived differences were used as predictors of burn severity, field-measured during the summer of 2019 using the CBI (composite burn index) method, into a linear stepwise regression that allowed for selecting those with the highest predictability. CBI yielded low correlations as its calculation includes low vegetation strata largely recovered at the time of the field data collection. However, when overstory field data were used alone, correlations increased (70 % of the data  $\geq 0.80$ ,  $P < 0.05$ ). This was because this stratum was still appreciably damaged during the field campaign, along with its best representation from the image planimetry. The burn severity of both wildfires was mapped using the overstory data as regressand in a model based on  $NDWI_{ex-ante-2019}$ ,  $NDWI_{ex-ante-2018}$ ,  $NBR_{ex-ante-2018}$  and  $NBR_{ex-ante-2017}$  differences ( $R^2_{adj} = 0.77$ ,  $RMSE = 0.35$ ).

*Key words:* wildfires, Sentinel-2, vegetation spectral indices, stepwise regression, composite burn index.

### RESUMEN

Este trabajo estimó la severidad de los incendios forestales Nilahue-Barahona y Las Máquinas, ocurridos en Chile central en el verano de 2016-17, a partir del modelado empírico-estadístico de diferencias aritméticas entre fechas pre- y post-incendio de índices espectrales sensibles a los estados de vigor, turgencia y calcinación vegetal. A partir de lo anterior, fueron creadas cartografías de daño que puedan orientar con mayor eficiencia el manejo y restauración ecológica de los ecosistemas forestales perturbados. Las diferencias de índices fueron calculadas desde imágenes satelitales Sentinel-2, adquiridas anualmente en los veranos de 2016 a 2019 e ingresadas como predictoras de la severidad del incendio; medida en terreno en el verano de 2019 mediante el método CBI (*composite burn index*), en una regresión lineal paso a paso que permitió seleccionar aquellas con mayor predictibilidad. El CBI arrojó bajas correlaciones, debido a que su cálculo incluye estratos vegetales inferiores, en su mayoría recuperados al momento de colección de los datos de terreno. Sin embargo, cuando solo fueron empleados los datos medidos en el dosel arbóreo superior, las correlaciones aumentaron (70 % de los datos  $\geq 0,80$ ;  $P < 0,05$ ). Esto se debió a que este estrato aún permanecía apreciablemente dañado durante la campaña de terreno, junto a su mejor representación desde la planimetría de las imágenes. La severidad de ambos incendios tomando los datos del dosel arbóreo superior como regresando, fue mapeada utilizando un modelo basado en las diferencias  $NDWI_{ex-ante-2019}$ ,  $NDWI_{ex-ante-2018}$ ,  $NBR_{ex-ante-2018}$  y  $NBR_{ex-ante-2017}$  ( $R^2_{ajustado} = 0,77$ ;  $RMSE = 0,35$ ).

*Palabras clave:* incendios forestales, Sentinel-2, índices espectrales de vegetación, regresión paso a paso, índice compuesto de quemas.

### INTRODUCCIÓN

Es ampliamente reconocido que los incendios pueden producir severos disturbios en los ecosistemas forestales. Entre estos: destrucción de biodiversidad, fragmentación de hábitat, erosión y esterilización de suelos, polución del agua y la atmósfera, y liberación de dióxido de carbono

(Chuvieco 1999). Aunque la mayoría de los incendios forestales son causados por acción humana, la tendencia global de incremento en las temperaturas y sequías, influenciada por el cambio climático, contribuye a aumentar su frecuencia e intensidad (Westerling *et al.* 2006, González *et al.* 2011). Esto ocurre especialmente en regiones sujetas a veranos cálidos y secos prolongados, como las

insertas en climas de tipo Mediterráneo, donde la triada de fuego (combustible, clima y topografía) se potencia (Díaz-Delgado 2000, González *et al.* 2011, Díaz-Hormazábal y González 2016, Plana *et al.* 2016).

Evaluar las secuelas ecológicas posteriores a un incendio forestal (y que definen su severidad), así como monitorear la progresión de recuperación de los bosques afectados, son tareas clave para orientar acciones sitio-específicas de corto y largo plazo de manejo y restauración ecológica de un ecosistema forestal incendiado (Key y Benson 2006, Lentile *et al.* 2006). En este sentido, la tele-detección óptica satelital para la observación terrestre destaca como una herramienta costo-eficiente para capturar y analizar datos relacionados con el daño causado por un incendio forestal, ofreciendo una representación espacialmente sinóptica y periódica de vastas áreas afectadas, en la forma de imágenes capturadas en distintas porciones del espectro electromagnético reflejado (*i.e.*, bandas espectrales) (Lentile *et al.* 2006, Gitas *et al.* 2012).

Una aproximación metodológica ampliamente documentada en la literatura científica, corresponde al cálculo de índices espectrales; que resultan de combinar aritméticamente bandas sensibles al estado de la vegetación, desde imágenes adquiridas en fechas pre- y post-incendio, que al ser restadas proveen una medida relativa de severidad de la perturbación, en adelante, diferencias de índices (Chuvieco *et al.* 2002, Key y Benson 2006, Escuín *et al.* 2008, Sever *et al.* 2012, Ryu *et al.* 2018). Así por ejemplo, Chen *et al.* (2011) elaboran un mapa de recuperación de un bosque incendiado de Pino ponderosa (*Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson), mediante una regresión múltiple en árbol ( $R^2 = 0,85$ ), que incorpora varios tipos de diferencias de índices como predictores de la severidad del incendio, a su vez, medida en terreno mediante el índice compuesto de quemaduras (*composite burn index*, CBI); un método observacional de uso frecuente para relacionar el daño biofísico producido por un incendio con diferencias de índices espectrales sensibles a la calcinación vegetal (Key y Benson 2006, French *et al.* 2008, De Santis y Chuvieco 2009). De forma similar, Veraverbeke *et al.* (2011) y Arellano *et al.* (2017) modelan la severidad de incendios ocurridos en bosques mediterráneos mediante regresiones, tanto lineales como polinomiales, entre el CBI y una diferencia de índice sensible a la vegetación quemada ( $R^2 = 0,69$  y  $0,65$ , respectivamente).

La habilidad de un ecosistema forestal incendiado para regenerarse y alcanzar su condición primaria, es decir, su capacidad de resiliencia, depende de la severidad con que su biomasa fue calcinada, y de la subsecuente respuesta de variables como: reclutamiento de semillas, capacidad de rebrote, colonización de especies nativas y exóticas, entre otras (Lentile *et al.* 2006, Keeley 2009, Chen *et al.* 2011). En este contexto, cabe destacar que los datos provistos por las diferencias de índices son más bien sensibles a cambios en el monto total de biomasa calcinada o recuperada, y no necesariamente al restablecimiento de otros atributos

ecológicos del ecosistema forestal perturbado, como aquellos relacionados con su composición y estructura (Bastos *et al.* 2011, Peña y Ulloa 2017). Por otro lado, aunque la relación de las diferencias de índices con mediciones asociadas a la severidad de un incendio como el CBI, ha sido ampliamente abordada en la literatura científica, esta no siempre es consistente, existiendo varios estudios que reportan débiles correlaciones entre ambas fuentes de datos, a causa de singularidades en las condiciones ecológicas de las áreas afectadas, así como en la naturaleza y comportamiento del fuego mismo (Zhu *et al.* 2006, French *et al.* 2008). Debido a lo anterior, la correcta interpretación de los valores adimensionales arrojados por las diferencias de índices en términos de la respuesta ecológica de un ecosistema forestal a un incendio dado, debe establecerse empíricamente (Key y Benson 2006, Lentile *et al.* 2006, De Santis y Chuvieco 2009).

En Chile, desde diciembre de 2016 a febrero de 2017, centenares de incendios se extendieron entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos ( $32-38^\circ$  S,  $70-73^\circ$  W), propiciados por características climáticas inusualmente favorables para la propagación e intensidad del fuego (“factor 30–30–30”, *i.e.*, temperatura sobre  $30^\circ$  C, vientos de hasta 30 km/h y humedad inferior a 30 %) (CONAF 2017, Pérez Mato 2017). El descontrol de estos derivó en un mega incendio o “tormenta de fuego”, que por su inusitada magnitud dio origen a una nueva categoría de clasificación; el primero en el mundo de la llamada “sexta generación”. Durante el evento, se produjeron dos de los incendios forestales más grandes de la historia de Chile, conocidos como Nilahue-Barahona (ubicado entre las latitudes  $34^\circ 05'$  y  $34^\circ 75'$  S), en la región del Libertador General Bernardo O’Higgins, y Las Máquinas (ubicado entre las latitudes  $35^\circ 05'$  y  $35^\circ 51'$  S), en la región del Maule (CONAF 2017). Si bien estudios previos emplean índices espectrales y sus diferencias como indicadores de la severidad de ambos incendios (CONAF 2017, Bowman *et al.* 2018, Peña y Martínez 2019), ninguno los modela empíricamente sobre la base de mediciones que le otorguen una interpretabilidad en términos de daño biofísico. Tal tarea demanda la adecuada colección de datos de terreno, para relacionarlos con el tipo de índice espectral más sensible a la severidad del incendio. Sin embargo, la selección *a priori* de un predictor puede condicionar el bajo rendimiento del modelo, en especial, si el incendio ocurrió hace algunos años atrás y los datos de terreno son medidos en la actualidad, reflejando más bien la recuperación de los bosques afectados. Ante esto, es preferible diseñar un modelo que a partir de un conjunto inicial de predictores representativos de la trayectoria post-incendio de un área dada, seleccione solo aquellos que sumen la mayor predictibilidad de la variable de interés, tal como es demostrado en estudios de caracterizaciones estructurales de bosque nativo (Peña *et al.* 2012) o clasificación de cultivos agrícolas (Peña *et al.* 2017).

A partir de lo anterior, este estudio plantea como interrogante la factibilidad de diseñar un modelo empírico-es-



tadístico de severidad de incendio para áreas forestadas de Chile central afectadas por la “tormenta de fuego”, capaz de transferirse a una cartografía que contribuya a orientar y planificar con mayor eficiencia el manejo y restauración ecológica de sus ecosistemas forestales perturbados. La hipótesis esbozada a este respecto, plantea que tal diseño es posible a partir de la selección de un conjunto de diferencias de índices que retraten distintas variables de estado vegetal a lo largo de la trayectoria post-incendio del área de interés. De esta forma, se define como objetivo estimar la severidad de los incendios forestales Nilahue-Barahona y Las Máquinas a partir de diferencias de índices espectrales de estado vegetal. Para esto, se diseña un modelo de regresión paso a paso, que busca predecir la severidad de ambos incendios medida en terreno mediante el CBI, a partir del cálculo de diferencias de índices vinculados a los estados de vigor, turgencia y calcinación de la vegetación, y derivados desde imágenes satelitales Sentinel-2, adquiridas anualmente en veranos comprendidos entre 2016 y 2019.

## MÉTODOS

**Área de estudio.** Dos incendios forestales ocurridos durante el verano de 2016-17, en Chile central fueron definidos como áreas de estudio: Nilahue Barahona y Las Máquinas, cuyos nombres refieren a las localidades donde el fuego se inició o propagó. La primera, ubicada en la región del Libertador General Bernardo O’Higgins, abarca un área de 488 km<sup>2</sup> (figura 1A). La segunda, ubicada en la región del Maule, abarca un área de 1.944 km<sup>2</sup> (figura 1B). Ambas presentan una alta presencia de coberturas forestales, distribuidas principalmente a lo largo de la Cordillera de la Costa, a una altitud promedio aproximada de 400 m s.n.m. y sujetas a un clima predominantemente Mediterráneo (*i.e.* veranos secos y extensos y precipitaciones concentradas en invierno). En Nilahue-Barahona las plantaciones forestales y el bosque

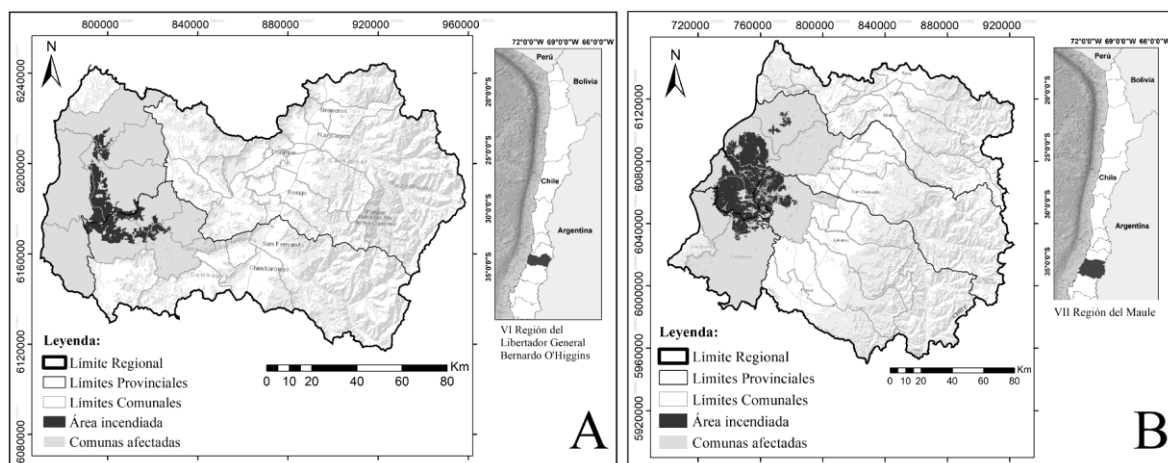
nativo alcanzan el 44,92 y 55,08 % respectivamente, de la totalidad del área forestada, mientras que en Las Máquinas esos porcentajes corresponden a 78,89 y 16,39 (además de 4,72 % de bosque mixto). En ambas áreas las plantaciones forestales corresponden básicamente a monocultivos de Pino Radiata (*Pinus radiata* D. Don), mientras que el bosque nativo se compone mayoritariamente de formaciones compuestas por Peumo (*Cryptocarya alba* (Molina) Looser), Quillay (*Quillaja saponaria* Molina) y Litre (*Lithraea caustica* (Molina) Hook. *et* Arn.), y en menor proporción Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) y Hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser 1896) (IDE 2018).

**Materiales.** Un conjunto de cuatro imágenes Sentinel-2 de cada área de estudio, adquiridas durante veranos de años pre- y post-incendio (cuadro 1), fue descargado desde el Centro de Acceso Abierto de Copernicus, perteneciente a la Agencia Espacial Europea (ESA 2020).

**Cuadro 1.** Fechas de adquisición de las imágenes Sentinel-2 usadas en cada área de estudio.

Acquisition dates of Sentinel-2 images used on each study area.

Área de estudio	Fecha de adquisición de la imagen	
	Pre-incendio	Post-incendio
Nilahue-Barahona	Diciembre 20, 2016	Febrero 18, 2017
		Febrero 18, 2018
		Febrero 23, 2019
Las Máquinas	Enero 19, 2017	Marzo 20, 2017
		Marzo 15, 2018
		Marzo 20, 2019



**Figura 1.** Contexto político-administrativo de las áreas de estudio Nilahue-Barahona (A) y Las Máquinas (B).

Political-administrative context of Nilahue-Barahona (A) and Las Máquinas (B) study areas.

Las imágenes Sentinel-2 son adquiridas por un sensor óptico de empuje (*Multispectral Instrument*, MSI), que abarca 13 bandas a lo largo de las longitudes de onda visible e infrarrojas del espectro electromagnético (cuadro 2). El producto descargado (L2A) contiene reflectancias superficiales ortorectificadas en el sistema de proyección UTM (Universal Transversal de Mercator), datum WGS84 (*World Geodetic System* 1984), de modo que para los propósitos de este estudio no requirió de procedimientos adicionales de corrección geométrica y radiométrica. Para su posterior procesamiento, las bandas de cada imagen fueron espacialmente remuestreadas al tamaño de píxel más pequeño de Sentinel-2 (10 m) mediante el método de vecino más cercano.

*Métodos.* Tres tipos de índices espectrales, cada uno sensible a una variable de estado vegetal específica, fueron obtenidos desde cada una de las cuatro imágenes (cuadro 3) mediante el procesador de imágenes ENVI® (*ENViron-*

*ment for Visualizing Images*) v.5.3 (Exelis Visual Information Solutions, Inc., Boulder, EE.UU.). El índice de vegetación de diferencia normalizada (*normalized difference vegetation index*, NDVI) se construye con las bandas del rojo; sensible a la absorción de radiación que produce la clorofila foliar, e infrarrojo cercano; sensible a la reflexión de radiación que produce la abundancia de follaje sano, por lo que sus valores dan cuenta del estado de vigor o verdor del vegetal (Rouse *et al.* 1973, Chuvieco *et al.* 2002). El índice de agua de diferencia normalizada (*normalized difference water index*, NDWI) y el índice de calcinación normalizado (*normalized burn ratio*, NBR) emplean la misma banda del infrarrojo cercano en su construcción, además de una banda del infrarrojo de onda corta, que difiere en su posición espectral de acuerdo a la aplicación para la cual cada índice fue originalmente diseñado. En el primer caso, su posición marca la absorción de radiación producida por el agua foliar, por lo que sus valores dan cuenta del estado de turgencia vegetal, mientras que, en el segundo caso, su posición se mueve a longitudes de onda mayores; más estrechamente asociadas al estrés hídrico inducido por el fuego y, por lo tanto, al estado de calcinación vegetal (Hunt *et al.* 1987, Gao 1996, Key y Benson 2006, Veraverbeke *et al.* 2011).

Cada índice espectral post-incendio fue restado a su equivalente pre-incendio para obtener una diferencia relativa a la severidad del incendio en ese período. Una campaña de terreno realizada en el verano de 2019, permitió medir dicha variable sobre 35 parcelas de las coberturas forestales de interés, cada una con una condición homogénea dentro de un radio de 20 m (dos veces el tamaño de píxel de imagen empleado). Estas fueron discrecionalmente ubicadas a través de las plantaciones forestales ( $n = 24$ ) y el bosque nativo ( $n = 11$ ) de las áreas de estudio Nilahue-Barahona ( $n = 20$ ) y Las Máquinas ( $n = 15$ ). Las mediciones fueron hechas mediante el CBI, un índice que resulta de promediar la magnitud de calcinación causada por un incendio en una parcela forestal dada, a partir de la estimación visual de un conjunto de parámetros de daño biofísico del sotobosque (incluyendo el substrato) y los doseles arbóreos superiores, usando una escala de puntuación continua que va desde 0 (sin rasgos de daño por calcinación) a 3 (completamente dañado por calcinación) y que puede discretizarse en tres rangos de daño: < 1: bajo; 1-2: moderado y > 2: alto (para más detalles metodológicos ver Key y Benson 2006).

**Cuadro 2.** Principales características técnicas de las imágenes Sentinel-2.

Main technical characteristics of Sentinel-2 images.

Resolución espacial (m)	# banda	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)
10	2	490	65
	3	560	35
	4	665	30
	8	842	115
	5	705	15
	6	740	15
20	7	783	20
	8a	865	20
	11	1.610	90
	12	2.190	180
	1	443	20
60	9	945	20
	10	1.380	30

**Cuadro 3.** Índices espectrales de vegetación usados en este estudio. Su formulación refiere al número de banda (b) de Sentinel-2.

Vegetation spectral indices used in this study. Their formulation refers to the Sentinel-2 band (b) number.

Índice	Notación	Fórmula	Referencia
Índice de vegetación de diferencia normalizada	NDVI	$(b8 - b4)/(b8 + b4)$	Rouse <i>et al.</i> (1973)
Índice de agua de diferencia normalizada	NDWI	$(b8 - b11)/(b8 + b11)$	Hunt <i>et al.</i> (1987)
Índice de calcinación normalizado	NBR	$(b8 - b12)/(b8 + b12)$	Key y Benson (2006)

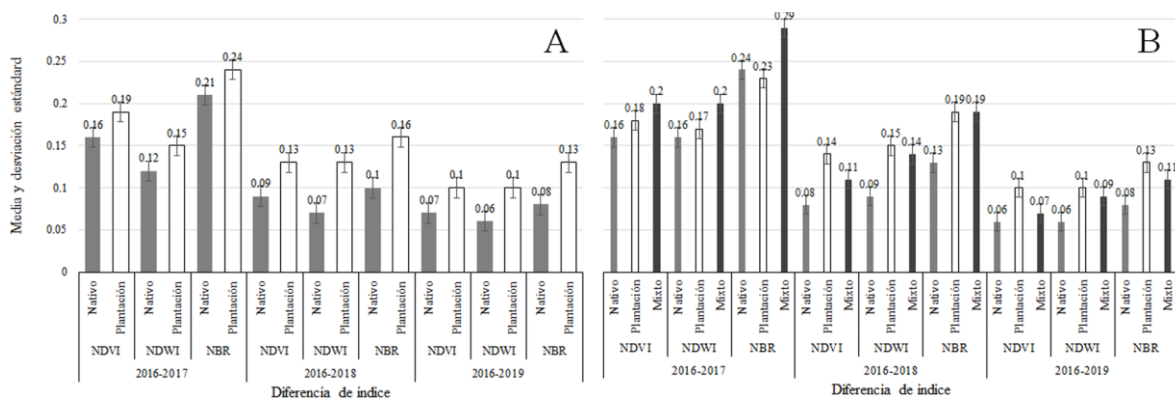
Las nueve diferencias de índices resultantes fueron correlacionadas mediante el método de Pearson, con tres conjuntos de datos de terreno: (1) las mediciones hechas en el sotobosque y (2) el dosel arbóreo superior por separado, y (3) el CBI que integra a ambas. Una regresión lineal paso a paso (*i.e.* combinando selección hacia adelante y eliminación hacia atrás de variables) fue realizada empleando como variable regresada el conjunto de datos de terreno que mostró las correlaciones más altas (2) y como regresores las diferencias de índices. En el contexto de incendios forestales, el uso de este tipo de regresión destaca en el modelado de vulnerabilidad de incendios (Oliveira *et al.* 2018) y de calcinación de copas arbóreas (Kafka *et al.* 2001). Su formulación es idéntica a la de una regresión lineal múltiple, excepto que incorpora solo aquellos regresores que producen la mayor predicción de la variable regresada (*i.e.*, mejor ajuste de la función lineal). Para esto, los regresores son sumados uno a uno al modelo, seleccionando solo aquellos que producen el mayor incremento adicional del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) ajustado (selección hacia adelante). Una vez sumado el regresor que cumple con tal condición, cualquier otro que no influya en mantener ese nuevo ajuste es removido del modelo (eliminación hacia atrás) (James *et al.* 2013).

El rendimiento del modelo fue evaluado mediante la raíz del error cuadrático medio (*root mean square error*; RMSE) obtenida entre los datos de CBI reales (medidos en terreno) y predichos (modelados), a partir de la aplicación de una validación cruzada; particularmente útil cuando el número de datos de la variable regresada ( $n$ ) es reducido, limitando separar un grupo para propósitos exclusivos de validación del modelo. Este procedimiento particiona  $n$  en  $k$  grupos, utilizando uno para validar y el resto para entrenar el modelo. Posteriormente, un grupo distinto de datos es empleado en la validación y el resto en el entrenamiento del modelo y así hasta completar  $k$  iteraciones,

que arrojarán  $k$  RMSEs reducibles a un único valor promedio. Sin embargo, dado que la regresión paso a paso busca seleccionar un único modelo a partir de  $n$ , la separación iterativa de datos de validación podría introducir algunas variaciones en los regresores óptimos que lo conforman, en atención a la estrategia de particionamiento de  $n$ ; especialmente, si este es pequeño en relación con el número total de regresores. Para evitar esto, fue implementada una validación cruzada “dejando uno fuera” (*leave-one-out cross-validation*, LOOCV), que itera la regresión un número de veces equivalente a  $n$ , sustrayendo en cada ocasión un dato distinto ( $n-1$ ), que luego es predicho mediante la regresión de la que fue excluido. La exclusión de un púnico dato en cada iteración tendrá un efecto mínimo en la selección del modelo, a la vez de permitir su validación con datos independientes, para finalmente promediar los  $n$  RMSEs obtenidos (James *et al.* 2013). Estos procedimientos fueron implementados en el *software* de análisis estadístico R-Project® v.4.0.3 (R Core Team, Viena, Austria), mediante el uso de las librerías MASS (*Modern Applied Statistics with S*) y DAAG (*Data Analysis and Graphics Data and Functions*).

## RESULTADOS

Como cabría esperar, en ambas áreas de estudio las diferencias de índices fueron las más amplias cuando incluyeron la primera fecha post-incendio, reflejándose en sus mayores diferencias promedio (figuras 2A y 2B). Tales promedios se estrecharon progresivamente a lo largo de las diferencias de índices que incluyeron las fechas post-incendio restantes. En general, las diferencias de índices exhibieron similares patrones temporales, con las plantaciones forestales mostrando promedios más altos en las diferencias de índices que aquellos pertenecientes a bosque nativo o mixto.



**Figura 2.** Media y desviación estándar de las diferencias de índices (resta entre la fecha *ex-ante* y una *ex-post*) para las coberturas forestales de las áreas Nilahue-Barahona (A) y Las Máquinas (B).

Mean and standard deviation of the index-based differences (subtraction between the *ex-ante* and *ex-post* dates) for the forest lands covers of Nilahue-Barahona (A) and Las Máquinas (B) study areas.

Las diferencias de índices arrojaron coeficientes de correlación notoriamente distintos según los datos de terreno empleados (cuadro 4). En el caso del CBI (*i.e.*, medición promediada de los doseles arbóreos superior e inferior), las correlaciones fueron moderadas ( $r = 0,44-0,66$ ;  $P < 0,05$ ), sin embargo, cuando solo los datos del dosel arbóreo superior fueron considerados, estas incrementaron (70 % de los datos  $\geq 0,80$ ;  $P < 0,05$ ). En el caso del sotobosque, en cambio, las correlaciones fueron bajas ( $\leq 0,35$ ;  $P = ns$ ). Similares comportamientos fueron observados cuando los datos fueron divididos de acuerdo al tipo de bosque (datos no mostrados). Se observó que las diferencias de NDWI y el NBR fueron las que arrojaron las mayores correlaciones con los datos del dosel arbóreo superior, especialmente si incluyeron la segunda y tercera fecha post-incendio ( $r = 0,80-0,86$ ;  $P < 0,05$ ).

**Cuadro 4.** Coeficientes de correlación ( $r$ ) para el CBI y los estratos vegetales que componen su medición, según diferencia de índice.

Correlation coefficients ( $r$ ) for CBI and the vegetation strata composing its measurement, according to index-derived difference.

Resta de imágenes	Estrato vegetal	$r$		
		NDVI	NDWI	NBR
<i>ex-ante-2017</i>	Dosel superior	0,63***	0,52**	0,51**
	Sotobosque	0,27 <sup>ns</sup>	0,24 <sup>ns</sup>	0,35*
	CBI	0,50***	0,44**	0,48**
<i>ex-ante-2018</i>	Dosel superior	0,81***	0,80***	0,80***
	Sotobosque	0,14 <sup>ns</sup>	0,10 <sup>ns</sup>	0,17 <sup>ns</sup>
	CBI	0,54***	0,54***	0,56***
<i>ex-ante-2019</i>	Dosel superior	0,86*	0,86***	0,85**
	Sotobosque	0,26 <sup>ns</sup>	0,15 <sup>ns</sup>	0,20 <sup>ns</sup>
	CBI	0,66*	0,61***	0,64***

\*=  $P < 0,05$ ; \*\*=  $P < 0,01$ ; \*\*\*=  $P < 0,001$ ; ns= no significativo.  
 \*=  $P < 0,05$ , \*\*=  $P < 0,01$ , \*\*\*=  $P < 0,001$ , ns= non-significant.

A partir de estos resultados, la regresión paso a paso fue empleada con los datos del dosel arbóreo superior de ambas áreas de estudio, arrojando que el modelo con mejor ajuste se compone de los predictores NDWI<sub>ex-ante-2019</sub>, NDWI<sub>ex-ante-2018</sub>, NBR<sub>ex-ante-2018</sub> y NBR<sub>ex-ante-2017</sub> ( $R^2$  ajustado = 0,77; RMSE = 0,35). A partir de este resultado, un mapa de CBI fue creado para cada área de estudio, cuyos valores fueron agrupados en los tres rangos de daño sugeridos por Key y Benson (2006), autores de este método de medición, a fin de facilitar su interpretación espacial (figuras 3B y 3D). Junto a cada mapa, se añadió su respectiva cartografía de tipos de bosque (figuras 3A y 3C; IDE, 2018), con el propósito de facilitar su relación espacial.

La distribución de valores de CBI predicho fue consistente entre ambas áreas de estudios (cuadro 5), con una alta concentración en torno al rango Moderado tanto en bosque nativo como plantaciones, y una distribución más ponderada entre los rangos Alto y Bajo tanto en bosque nativo como plantaciones.

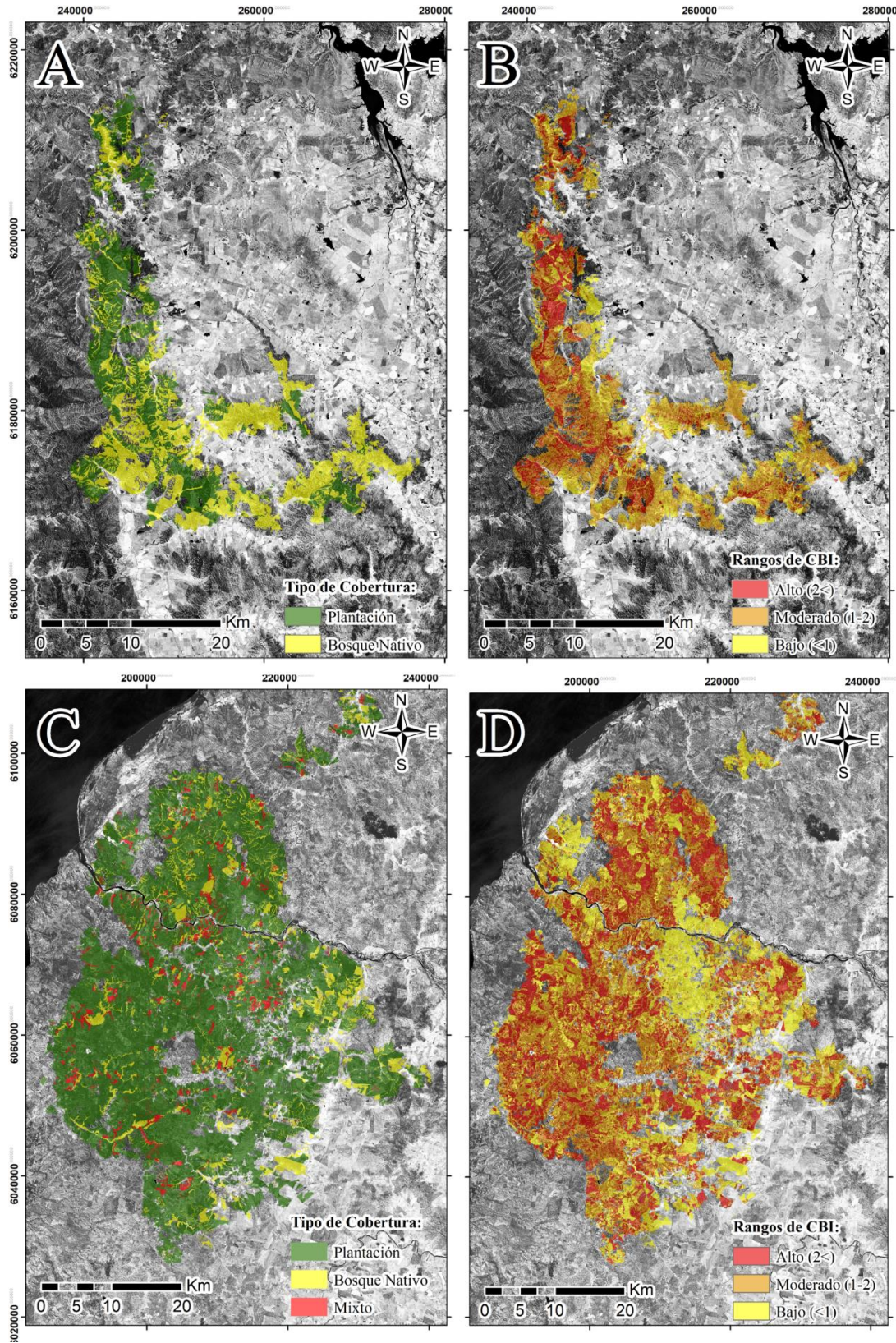
## DISCUSIÓN

Las diferencias de índices muestran que los bosques de ambas áreas de estudio experimentaron una progresiva recuperación de biomasa tras dos años de ocurridos los incendios. Sin embargo, sin importar el índice espectral, las plantaciones forestales exhiben más bajas recuperaciones en comparación con el bosque nativo, concordando con lo reportado por Bowman *et al.* (2018) para el conjunto de incendios que afectó a Chile central entre diciembre de 2016 y febrero de 2017, a partir del cálculo de diferencias de índices compuestos de verdor vegetal derivados de imágenes MODIS (*Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer*). Esto se debe a la alta intensidad de fuego que pueden propiciar las plantaciones en estudio, como resultado de la alta carga de combustible de sus especies dominantes (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.), siendo este un factor determinante en la inusitada voracidad que alcanzaron estos incendios y su consecuente calcinación de biomasa (Peña-Fernández y Valenzuela-Palma 2004, Bowman *et*

**Cuadro 5.** Superficie ocupada por cada rango de CBI según tipo de bosque en las áreas de estudio.

Surface occupied by each CBI range according to forest type on the study areas.

Rango de CBI	Superficie									
	Nilahue-Barahona				Las Máquinas					
	Bosque nativo		Plantación		Bosque nativo		Plantación		Bosque mixto	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Alto (< 2)	28,58	13,38	53,7	30,84	51,51	17,75	457,8	32,77	17,66	21,12
Moderado (1-2)	125,79	58,9	84,08	48,29	130,98	45,13	510	36,51	42,12	50,39
Bajo (< 1)	59,18	27,72	36,35	20,87	107,74	37,12	429,16	30,72	23,82	28,49
Total	213,55	100	174,13	100	290,23	100	1.396,96	100	83,6	100



**Figura 3.** Mapa de tipos de bosque de las áreas Nilahue-Barahona (A)\* y Las Máquinas (C)\*. Mapa de CBI predicho de acuerdo a tres rangos de severidad del incendio de las áreas Nilahue-Barahona (B) y Las Máquinas (D). \*Adaptado de IDE (2018).

Forest types map of Nilahue-Barahona (A)\* and Las Máquinas (C)\* study areas. Predicted CBI map according to three burn severity ranges of Nilahue-Barahona (B) and Las Máquinas (D) study areas. \*Adapted from IDE (2018).

al. 2018). Por otro lado, las especies nativas de tipo esclerófila tienden a exhibir una relativamente rápida recuperación post-incendio debido a una morfología y fisiología adaptada a condiciones de estrés hídrico y térmico (Gómez y Hahn 2017). Además, el crecimiento post-incendio de las formaciones esclerófilas no solo recae en la diseminación y germinación de semillas, como ocurre en especies como el Pino radiata, sino también en su capacidad de rebrote (Reyes y Casal 2001). Este crecimiento es más rápido en las coberturas herbáceas y arbustivas que conforman el sotobosque, un estrato a menudo inexistente en monocultivos como los aquí estudiados (Key y Benson 2006). Por último, durante la campaña de terreno fue observado un extensivo clareo post-incendio en muchas plantaciones forestales incendiadas, dejando expuestos suelos desnudos bajo preparación. Esta situación contribuye a que los índices espectrales de fechas post-incendio arrojen bajos valores y, por lo tanto, amplias diferencias al ser restados a su correspondiente fecha *ex-ante*, pudiendo ser interpretadas por el modelo como coberturas severamente incendiadas.

Las diferencias de índices tienen un rendimiento similar entre tipos, lo que indica que aun cuando son sensibles a diferentes parámetros físico-químicos de la vegetación (*e.g.*, vigor y turgencia), existe una alta autocorrelación entre estos, como lo han señalado estudios previos (Jones y Vaughan 2010, Chen *et al.* 2011, Peña y Ulloa 2017). Aquellas diferencias basadas en el NDWI y NBR presentan altas correlaciones y el mayor poder predictivo para las mediciones hechas en el dosel arbóreo superior, en especial, cuando integran la segunda y tercera fecha post-incendio, más coincidentes con la fecha en que fueron colectados los datos de terreno. Ambos índices espectrales se construyen con bandas pertenecientes a la región espectral del infrarrojo de onda corta, que ha mostrado ser de utilidad en varios estudios forestales (Frolking *et al.* 2009, Banskota *et al.* 2014), en particular, aquellos orientados a valorar el daño ocasionado por los incendios forestales (Chuvieco y Kasischke 2007, Chen *et al.* 2011, Tanase *et al.* 2011, Veraverbeke *et al.* 2011). La utilidad de estas bandas se debe a su relativamente menor sensibilidad al ruido producido por esparcimiento atmosférico y a su alta sensibilidad para detectar suelos escasamente vegetados o desnudos (Banskota *et al.* 2014). Por su parte, las correlaciones consistentemente más bajas arrojadas por las diferencias de índices calculadas inmediatamente después de la extinción del fuego se explican por su desfase temporal en relación con la colección de datos de terreno, efectuada dos años después de ocurridos los incendios, cuando los bosques ya estaban recuperados en alguna medida.

Este desfase entre datos teledetectados y de terreno también contribuye a explicar las generalizadas bajas correlaciones arrojadas por el CBI (cuadro 4). Como cabría esperar, el sotobosque se encontraba bastante recuperado al momento de colección de los datos de terreno, reduciendo con ello el valor promedio de daño que entrega el CBI. Por su parte, el dosel arbóreo superior exhibió follaje más

dañado en ese momento, especialmente, en sus árboles más robustos y altos, de recuperación más lenta de biomasa. De esta manera, dado que planimetría de las imágenes representa de mejor manera los estratos vegetales superiores, las mediciones efectuadas en terreno sobre el dosel arbóreo superior se correlacionan más fuertemente con los datos derivados de sus píxeles correspondientes (De Santis y Chuvieco 2009). Estos hallazgos son concordantes con los discutidos por French *et al.* (2008), quienes luego de una exhaustiva revisión bibliográfica referida a la relación del CBI con el NBR y su diferencia en regiones boreales de Norte América, encuentran importantes discrepancias entre los resultados de estudios sujetos a similares condiciones de sitio y metodológicas. Dentro de las causas que explicarían tales discrepancias, los autores destacan la relevancia diferenciada que pueden tener los estratos vegetales y las variables medidas en estos mediante el CBI, en atención a las particularidades ecológicas del ecosistema forestal incendiado y su interacción con la naturaleza y comportamiento del fuego mismo. Lo anterior, podría introducir subestimaciones o sobrestimaciones del CBI; creado como un método estándar de medición de un conjunto acotado de variables de daño biofísico que se promedian a lo largo de los estratos vegetales de la parcela forestal medida, pudiendo contribuir a oscurecer su relación con un índice espectral o su diferencia bitemporal. Asimismo, los autores consignan que la naturaleza planimétrica y rasterizada de los datos remotos tendría por efecto visibilizar más acentuadamente la señal espectral proveniente del dosel arbóreo superior, lo cual sumado a una colección relativamente tardía de datos de CBI, podría sumarse a explicar esas discrepancias. A partir de lo anterior, concluyen que en casos como los por ellos abordados resulta recomendable adaptar la medición del CBI.

En concordancia con lo anterior, el presente estudio revela que el modelo de severidad de incendio más robusto resulta efectivamente de modificar la medición original de CBI, considerando aisladamente las mediciones de terreno efectuadas en el dosel arbóreo superior como variable regresada. Esto justifica la necesidad de diseñar una aproximación empírica de modelado, capaz de adaptarse a las particularidades de cada caso de estudio, así como a la naturaleza de los datos empleados.

Otro aspecto que podría mermar el rendimiento de un modelo como el aquí expuesto, dice relación con la presencia generalizada de altos valores de CBI ( $> 2,5$ ), que pudieran incurrir en la saturación de los índices, haciendo más adecuado el uso de regresiones no lineales (Lentile *et al.* 2006, French *et al.* 2008, Tanase *et al.* 2011). Sin embargo, debido a que la campaña de terreno fue efectuada luego de dos años de ocurridos los incendios, las mediciones hechas en los estratos vegetales, excepcionalmente, se acercaron al límite superior de la escala de daño del CBI (datos no mostrados). Más aún, el rendimiento del modelo aquí presentado ( $R^2$  ajustado = 0,77) concuerda con aquellos arrojados tanto por regresiones lineales y no lineales

empleadas en estudios similares (Chen *et al.* 2011, Vera-verbeke *et al.* 2011, Arellano *et al.* 2017). No obstante, el diseño de un modelo a partir de una regresión paso a paso posibilita controlar de mejor modo (que en una regresión no selectiva lineal o no lineal) su potencial sobreajuste y multicolinealidad producto de la inclusión de regresores irrelevantes (James *et al.* 2013). Esto permite la inclusión de un mayor número de potenciales predictores, a pesar de mantener fijo  $n$ , permitiendo un mayor aprovechamiento de los diferentes *proxies* de severidad de un incendio forestal que puede proveer un conjunto temporal de imágenes ópticas.

Por último, la presencia de inconsistencias en las señales espectrales que recogen los diferentes índices, también podría impactar negativamente en el rendimiento del modelo, sin embargo, estas han mostrado tener un efecto apreciable a altas latitudes, donde el característico bajo ángulo de elevación solar introduce distorsiones en el comportamiento de la radiancia o flujo radiante ascendente, que son insuficientemente controladas por los modelos de corrección atmosférica. En estos casos es sugerible aplicar correcciones de iluminación topográfica sobre las imágenes, incluso, si se pretende usar índices espectrales como los de este trabajo, que por su formulación normalizada minimizan la variabilidad lumínica resultante de la interacción entre el relieve y la posición solar (French *et al.* 2008, Jones y Vaughan 2010).

Próximos estudios podrían profundizar y mejorar la metodología aquí expuesta mediante la exploración de otros modelos de regresión, como aquellos de aprendizaje automático basados en la regularización de la recta de ajuste, capaces de incorporar un número mucho mayor de predictores en comparación con aquellos tradicionalmente basados en ajuste por mínimos cuadrados, y que en aplicaciones de ecología vegetal muestran promisorios resultados (Zandler *et al.* 2015). Además, es recomendable explorar el impacto que tendría una posible autocorrelación espacial de los regresores en la predictibilidad del modelo, para lo cual la partición efectuada sobre los datos de la variable regresora en el procedimiento de validación cruzada, debería realizarse en atención a su vecindad espacial. En un estudio comparativo del rendimiento de seis conocidos modelos de aprendizaje automático aplicados a un caso de estudio de enfermedades en bosques, Schratz *et al.* (2019) demuestran que, en presencia de autocorrelación espacial del predictor, la validación cruzada arroja consistentemente precisiones sobreoptimistas, haciéndose necesaria una partición “espacial” de sus datos.

El modelo aquí planteado podría incorporar datos de CBI pertenecientes a otras áreas forestadas recientemente incendiadas en Chile central y sujetas a distintas condiciones de sitio. Esto ampliaría la aplicabilidad del modelo a diversas condiciones geográficas y ecológicas de Chile central, robusteciendo su predictibilidad. El acometido de estas tareas cobra especial significado en el contexto climático de Chile central, donde los incendios forestales

han mostrado un aumento en frecuencia e intensidad producto de la acentuación de la variabilidad climática a la que responde su disponibilidad de biomasa y combustible (disminución de precipitaciones invernales y aumento de sequías estivales durante años previos al incendio, en respuesta a El Niño-Oscilación del Sur y la fase positiva de la Oscilación Antártica, respectivamente) (Peña-Fernández y Valenzuela-Palma 2004, González *et al.* 2011, Urrutia *et al.* 2018).

## CONCLUSIONES

Este estudio modela la severidad de dos de los mayores incendios forestales que se tenga registro en Chile: Nilahue-Barahona y Las Máquinas, ocurridos durante el verano de 2016-17, a partir de una regresión paso a paso basada en diferencias aritméticas entre fechas *ex-ante* y *ex-post* de índices espectrales sensibles a los estados de vigor, turgencia y calcinación vegetal. El buen rendimiento del modelo construido ( $R^2$  ajustado = 0,77; RMSE = 0,35) es semejable a aquellos obtenidos mediante regresiones lineales y no lineales en áreas forestadas conformadas por especies y condiciones de sitio distintas, facultando transferirlo a una cartografía capaz de proveer una visión espacial sinóptica y detallada de los ecosistemas forestales perturbados.

El mejor modelo se construye con cuatro de las nueve diferencias de índices empleadas como regresoras, todas están basadas en el NDWI y el NBR que, al emplear bandas del infrarrojo de onda corta en su formulación, destacan por su particular sensibilidad al estrés hídrico vegetal inducido por el fuego. Estas diferencias de índices incorporan fechas *ex-post* preferentemente más recientes y, por lo tanto, más coincidentes con el daño observado en las parcelas forestales durante la campaña de terreno.

Tal como advierte la literatura científica, el adecuado modelado de la severidad de un incendio puede requerir adaptar la metodología de CBI a las particularidades ecológicas del área de interés, lo que en este estudio implica el empleo de los datos medidos en el dosel superior de las parcelas forestales muestreadas; más apreciablemente dañado en las imágenes que el sotobosque (en gran medida recuperado al momento de colección de los datos de terreno) y mejor representado desde la planimetría de las imágenes.

La replicación de esta metodología sobre otras áreas forestadas afectadas por incendios en Chile central, incorporando mejoras como la implementación de validaciones cruzadas espaciales, contribuiría a robustecer el modelo aquí expuesto.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Fondo de Fomento a la Investigación de la Universidad Alberto Hurtado (DIP2019-11).

## REFERENCIAS

- Arellano S, JA Vega, F Rodríguez y Silva, C Fernández, D Vega-Nieva, JG Álvarez-González, AD Ruiz-González. 2017. Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013. *Revista de Teledetección* 49 Special Issue: 49-61. DOI: <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7137>
- Banskota A, N Kayastha, MJ Falkowski, MA Wulder, RE Froese, JC White. 2014. Forest monitoring using Landsat time series data: A review. *Canadian Journal of Remote Sensing* 40(5): 362-384. DOI: <https://doi.org/10.1080/07038992.2014.987376>
- Bastos A, CM Gouveia, CC DaCamara, RM Trigo. 2011. Modelling post-fire vegetation recovery in Portugal. *Biogeosciences* 8(3): 3593-3607. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-8-3593-2011>
- Bowman DMJS, A Moreira-Muñoz, CA Kolden, RO Chávez, AA Muñoz, F Salinas, A González-Reyes, R Rocco, F de la Barrera, GJ Williamson, N Borchers, LA Cifuentes, JT Abatzoglou, FH Johnston. 2018. Human-environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio* 48(4): 350-362. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1084-1>
- Chen X, JE Vogelmann, M Rollins, D Ohlen, CH Key, L Yang, C Huang, H Shi. 2011. Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in a ponderosa pine forest. *International Journal of Remote Sensing* 32(23): 7905-7927. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.524678>
- Chuvieco E. 1999. Remote sensing of large wildfires: In the European Mediterranean basin. Berlin, Alemania. Springer. 212 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4>
- Chuvieco E, ES Kasischke. 2007. Remote sensing information for fire management and fire effects assessment. *Journal of Geophysical Research* 112(1): G01S90. DOI: <https://doi.org/10.1029/2006jg000230>
- Chuvieco E, MP Martín, A Palacios. 2002. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing* 23(23): 5103-5110. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2017. Análisis de la afectación y severidad de los incendios forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presente entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Santiago, Chile. CONAF. 56 p. [https://www.conaf.cl/tormenta\\_de\\_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y\\_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf](https://www.conaf.cl/tormenta_de_fuego-2017/INFORME-AFECTACION-Y_SEVERIDAD-DE-INCENDIOS-FORESTALES-VERANO-2017-SOBRE-ECOSISTEMAS-VEGETACIONALES-CONAF.pdf)
- De Santis A, E Chuvieco. 2009. GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 113(3): 554-562. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.011>
- Díaz-Delgado R. 2000. Caracterización por medio teledetección del régimen de incendios forestales en Cataluña (período 1975 - 98) y su influencia en los procesos de regeneración. Tesis Doctoral Ciencias Biológicas. Barcelona, España. Facultad de Ciencias, Universitat Autònoma Barcelona. 276 p.
- Díaz-Hormazábal I, ME González. 2016. Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. *Bosque* 37(1): 147-158. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-92002016000100014>
- Escuín S, R Navarro, P Fernández. 2008. Fire severity assessment by using NBR (normalized burn ratio) and NDVI (normalized difference vegetation index) derived from Landsat TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing* 29(4): 1053-1073. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160701281072>
- ESA (European Space Agency, FR) (2020). Copernicus Open Access Hub. European Space Agency. Consultado 20 ene. 2021. Disponible en <https://scihub.copernicus.eu/>
- French NHF, ES Kasischke, RJ Halle, KA Murphy, DL Verbyla, EE Hoy, JL Allen. 2008. Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire* 17(4): 443-462. DOI: <https://doi.org/10.1071/wf08007>
- Frolking S, MW Palace, DB Clark, JQ Chambers, HH Shugart, GC Hurtt. 2009. Forest disturbance and recovery: A general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of Geophysical Research* 114(3): G00E02. DOI: <https://doi.org/10.1029/2008jg000911>
- Gao B. 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58(3): 257-266. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/s0034-4257(96)00067-3)
- Gitas I, G Mitri, S Veraverbeke, A Polychronaki. 2012. Advances in remote sensing of post-fire vegetation recovery monitoring - A review. In Fatoyinbo T ed. Remote sensing of biomass: Principles and applications. London, U.K. Intech Open Limited. p. 143-176. DOI: <https://doi.org/10.5772/20571>
- Gómez P, S Hahn. 2017. Regeneración posincendio de plantas leñosas en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don, zona costera, Región del Maule, Chile central. *Gayana Botánica* 74(2): 302-3016. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432017000200302>
- González ME, A Lara, R Urrutia, J Bosnich. 2011. Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33°-42° S). *Bosque* 32(3): 215-219. DOI: <https://doi.org/10.4067/s0717-92002011000300002>
- Hunt ER, BN Rock, PS Nobel. 1987. Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment* 22(3): 429-435. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(87\)90094-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(87)90094-0)
- IDE (Infraestructura de Datos Geoespaciales, CL). 2018. Catastros de uso de suelo y vegetación. Consultado 11 may. 2020. Disponible en <http://www.ide.cl/index.php/flora-y-fauna/item/1513-catastros-de-uso-de-suelo-y-vegetacion>
- James G, D Witten, T Hastie, R Tibshirani. 2013. An introduction to statistical learning: With applications in R. New York, USA. Springer Texts in Statistics. 426 p. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7138-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7138-7_1)
- Jones G, R Vaughan. 2010. Remote sensing of vegetation: Principles, techniques, and applications. New York, USA. Oxford University Press. 353 p.



- Kafka V, G Sylvie, B Yves. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* 10(2), 119-127. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF01012>
- Keeley JE. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18(1): 116-126. DOI: <https://doi.org/10.1071/wf07049>
- Key CH, NC Benson. 2006. Landscape Assessment (LA): Sampling and analysis methods. In Lutes DC, RE Keane, JF Caratti, CH Key, NC Benson, S Sutherland, LJ Gangi eds. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Rocky Mountain, USA. USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-164-CD. p 219-273. DOI: <https://doi.org/10.2737/rmrs-gtr-164>
- Lentile LB, ZA Holden, AMS Smith, MJ Falkowski, AT Hudak, P Morgan, SA Lewis, PE Gessler, NC Benson. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire* 15(3), 319-345. DOI: <https://doi.org/10.1071/wf05097>
- Oliveira S, F Félix, A Nunes, L Lourenço, G Laneve, A Sebastián-López. 2018. Mapping wildfire vulnerability in Mediterranean Europe. Testing a stepwise approach for operational purposes. *Journal of Environmental Management* 206, 158-169. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.003>
- Peña-Fernández E, L Valenzuela-Palma. 2004. Incremento de los incendios forestales en bosques naturales y plantaciones forestales en Chile. Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección contra Incendios Forestales: Una Visión Global, 19-22 Abril, 2004, Córdoba, España.
- Peña MA, A Brenning, A Sagredo. 2012. Constructing satellite-derived hyperspectral indices sensitive to canopy structure variables of a Cordilleran Cypress (*Austrocedrus chilensis*) forest. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 74: 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.06.010>
- Peña MA, R Liao, A Brenning. 2017. Using spectrottemporal indices to improve the fruit-tree crop classification accuracy. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 128:158-169. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.03.019>
- Peña MA, G Martínez. 2019. Evaluación del impacto del incendio Nilahue-Barahona mediante índices espectrales *ex-ante* y *ex-post*. *Revista Geográfica Terra Australis* 55(1): 1-11. DOI: <https://doi.org/10.23854/07199562.2019551.penal>
- Peña MA, J Ulloa. 2017. Mapeo de la recuperación de la vegetación quemada mediante la clasificación de índices espectrales pre- y post-incendio. *Revista de Teledetección* 50: 37-48. DOI: <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7931>
- Pérez Mato J. 2017. Autonomous wildfire geolocation system based on thermographic and synthetic vision techniques. Tesis Doctoral en Cibernética y Telecomunicación. Gran Canaria, España. Facultad de Ingeniería en Telecomunicación y Electrónica, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 160 p.
- Plana E, M Font, M Serra, M Borràs, O Vilalta. 2016. El fuego y los incendios forestales en el Mediterráneo; la historia de una relación entre bosques y sociedad. Cinco mitos y realidades para saber más. Cataluña, España. Ediciones CTFC. 36 p.
- Reyes, O, M Casal. 2001. The influence of seed age on germinative response to the effects of fire in *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*. *Annals of Forest Science* 58(4): 439-447. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:2001137>
- Rouse JW, RH Haas, JA Schell, DW Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In Stanley CF, PM Enrico, AB Margaret eds. Third Earth resources technology satellite Symposium. Washington, USA. NASA SP-351 I. p. 309 – 317.
- Ryu JH, KS Han, S Hong, NW Park, YW Lee, J Cho. 2018. Satellite-based evaluation of the post-fire recovery process from the worst forest fire case in South Korea. *Remote Sensing* 10(6): 918. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10060918>
- Schratz P, J Muenchow, E Iturririta, J Richter, A Brenning. 2019. Hyperparameter tuning and performance assessment of statistical and machine-learning algorithms using spatial data. *Ecological Modelling* 406: 109-120. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.06.002>
- Sever L, J Leach, L Bren. 2012. Remote sensing of post-fire vegetation recovery; a study using Landsat 5 TM imagery and NDVI in North-East Victoria. *Journal of Spatial Science* 57(2): 175-191. DOI: <https://doi.org/10.1080/14498596.2012.733618>
- Tanase M, J de la Riva, F Pérez-Cabello. 2011. Estimating burn severity at the regional level using optically based indices. *Canadian Journal of Forest Research* 41(4): 863-872. DOI: <https://doi.org/10.1139/x11-011>
- Urrutia-Jalabert R., M González, Á González-Reyes, A Lara, R Garreaud. 2018. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9(4): 1-17. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2171>
- Veraverbeke S, S Lhermitte, WW Verstraeten, R Goossens. 2011. Evaluation of pre/post-fire differenced spectral indices for assessing burn severity in a Mediterranean environment with Landsat Thematic Mapper. *International Journal of Remote Sensing*, 32(12): 3521-3537. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161003752430>
- Westerling AL, HG Hidalgo, DR Cayan, TW Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313(5789): 940-943. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1128834>
- Zandler H, A Brenning, C Samimi. 2015. Quantifying dwarf shrub biomass in an arid environment: comparing empirical methods in a high dimensional setting. *Remote Sensing of Environment*, 158: 140-155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.007>
- Zhu Z, C Key, D Ohlen, N Benson. 2006. Evaluate sensitivities of burn severity mapping algorithms for different ecosystems and fire histories in the United States. Sioux Falls, USA. US Department of Interior, Final Report to the Joint Fire Science Program: Project JFSP 01-1-4-12. States. 35 p.



## Monitoreo a corto y largo plazo en ensayos de restauración de la conífera longeva y de lento crecimiento *Pilgerodendron uviferum*

Short-term and long-term monitoring in restoration trials of the long-lived and slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*

Nicole Galindo <sup>\*\*</sup>, Jan R Bannister <sup>a</sup>, Katharina Laage <sup>b</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Instituto Forestal, Oficina Chiloé, Nercón S/N, Castro, Chile, tel.: 56 65 2633641, ngalindo@infor.cl

<sup>b</sup> Universidad de Greifswald, Facultad de Matemáticas y Ciencias Naturales, Instituto de Botánica y Ecología del paisaje, Alemania.

### SUMMARY

Long-term monitoring is essential to understand responses to restoration actions in slow-growing species such as the native conifer *Pilgerodendron uviferum*. After catastrophic fires, most trees and seeds of this conifer were eliminated, limiting its natural recovery. The objective of this study was to analyze the implications of short-term and long-term monitoring on the interpretation of results in passive and active restoration experiments with *Pilgerodendron uviferum* in Chiloé Island. For 10 years, the processes of seed production and natural plant recruitment, and assisted regeneration through plantations of *P. uviferum* were evaluated in different microsite conditions in bogs, and light availability in sites with better drainage. The production of *P. uviferum* seeds was irregular and abundant every seven years (~200 seeds m<sup>-2</sup>). The natural regeneration after eight years increased by 80 %, especially in substrates with mosses and in association with *Donatia fascicularis* and *Astelia pumilia*. The abundance of natural regeneration was positively associated with older trees, the height and diameter of plants was favored by the protection of shrubs. In bogs, plants established on mounds reached higher levels of survival (78 %) and in sites with better drainage, survival was higher under canopy protection (100 %). Our results suggests that slow-growing species, such as *P. uviferum*, require long periods of monitoring to adequately interpret the results of restoration experiments in burned forests.

**Key words:** early performance, ciprés de Las Guaitecas, Chiloé Island, growth, ecological restoration, survival.

### RESUMEN

El monitoreo a largo plazo es fundamental para comprender las respuestas a acciones de restauración en especies de lento crecimiento como la conífera nativa *Pilgerodendron uviferum*. Luego de incendios catastróficos, la mayoría de los árboles y semillas de esta especie fueron eliminados, restringiendo su recuperación natural. El objetivo de este estudio fue analizar las implicancias del monitoreo a corto y largo plazo en la interpretación de resultados en ensayos de restauración pasiva y activa de *Pilgerodendron uviferum*, posterior a incendios en la Isla de Chiloé. Durante 10 años se evaluó la producción de semillas, el reclutamiento natural, y la regeneración asistida mediante plantaciones de *P. uviferum* bajo diferentes condiciones de micrositio en bosque turbosos y luminosidad en bosque de mejor drenaje. La producción de semillas de *P. uviferum* fue irregular y abundante cada siete años (~200 semillas m<sup>-2</sup>). La regeneración natural luego de ocho años aumentó en un 80 %, principalmente en sustratos cubiertos con musgos y en asociación con *Donatia fascicularis* y *Astelia pumilia*. La abundancia de regeneración natural estuvo positivamente asociada a árboles semilleros de mayor edad, la altura y diámetro de las plantas fue favorecida por la protección arbustiva. En sitios turbosos, la plantación en camellones alcanzó mayores tasas de sobrevivencia (78 %) y en sitios con mejor drenaje, fue mayor bajo protección de dosel superior (100 %). Los resultados sugieren que especies de lento crecimiento como *P. uviferum* requieren de periodos prologados de monitoreo para interpretar adecuadamente los resultados de ensayos de restauración en bosques quemados.

**Palabras clave:** desempeño inicial, ciprés de Las Guaitecas, Isla de Chiloé, crecimiento, restauración ecológica, sobrevivencia.

### INTRODUCCIÓN

En estudios de ecología se ha definido que el monitoreo a largo plazo corresponde al seguimiento sistemático y regular de datos de campo durante más de 10 años o lo

suficientemente largos para cuantificar los procesos claves que estructuran el ecosistema bajo investigación (Linder-mayer *et al.* 2012). En este sentido, al realizar restauración ecológica, en el proceso de recuperación de los ecosistemas ocurren potenciales cambios en las especies, que sue-

len responder en largos periodos de tiempo, y, por ende, un enfoque de monitoreo a largo plazo mejora la comprensión del potencial adaptativo y la plasticidad a nivel de especie, población y comunidad (Montalvo *et al.* 2008, Moreno-Mateos *et al.* 2020). La comprensión de estos procesos ecológicos proporciona antecedentes que promueven la generación de conocimiento para la toma de decisiones y mejora la eficiencia de las acciones de la restauración, pues permite una evaluación comparativa del progreso, posibilita un manejo adaptativo a través de la modificación y el diseño de soluciones que mejoren los procesos de recuperación de los ecosistemas a restaurar (Stanturf *et al.* 2017, Gann 2019). Por el contrario, iniciativas con programas de monitoreo a corto plazo, que incluyen entre tres y cinco años de evaluación, dependiendo de la fuente de financiamiento (Stanturf *et al.* 2017), en general son simplificados para entregar respuestas sobre la recuperación sostenida de las especies y comunidades, y no permiten evaluar correctamente el éxito o fracaso de las acciones de restauración (Brancalion *et al.* 2013, Moreno-Mateos *et al.* 2020).

A nivel mundial, existen pocos estudios que consideran el monitoreo en periodos de tiempo significativos de décadas o más (Vallauri *et al.* 2002). Un interesante estudio de monitoreo a largo plazo es una iniciativa de restauración en los Alpes de Europa Central, en que luego de 120 años se descubrió que, pese a que no se ha recuperado la composición original del bosque, el suelo ha recuperado su funcionalidad (*e.g.* profundidad, Vallauri *et al.* 2002). En otros lugares del mundo también se han realizado importantes estudios de restauración a largo plazo, como en Estados Unidos (Doyle y Drew 2008), Costa Rica (Pattanayak y Cordero 2012) y Brasil (Calmon *et al.* 2011).

En Chile, actualmente se registran 95 acciones de restauración ecológica (MMA 2020), de las cuales más del 60 % cuenta en promedio con programas de monitoreo de dos años. Lara *et al.* (2014) presentan seis experiencias de restauración en Chile, con monitoreos en promedio de cinco años, que incluyen acciones de conversión de especies exóticas a especies nativas, y programas de investigación para la restauración de especies nativas emblemáticas y en estado de conservación como *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch, *Fitzroya cupressoides* (Molina) y *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin. Asimismo, existen algunos estudios con periodos de monitoreo importante, como el de Montaldo (1999), que incluye una experiencia de restauración pasiva monitoreada por 34 años (Smith-Ramírez *et al.* 2015).

Una necesidad urgente a nivel nacional es la aplicación de programas de investigación para la restauración de especies de lento crecimiento y en categoría de conservación como las coníferas nativas del sur de Chile (Lara *et al.* 2013). Estas coníferas se establecen en suelos infértiles, con crecimientos bajos en comparación a especies arbóreas en bosques tropicales, y aún más bajos, en bosques alterados, lo que podría llevar muchos siglos

recuperar las características de los bosques originales (Newton y Watson 1995). Por ejemplo, *Fitzroya cupressoides* presenta crecimientos extremadamente bajos en altura ( $< 16 \text{ cm año}^{-1}$ ) luego de 5 años desde su establecimiento en sitios alterados por incendios y explotación maderera (Lara *et al.* 2008). En el caso de *Pilgerodendron uviferum* su crecimiento en altura es aún menor, fluctuando entre  $5,75 \text{ cm año}^{-1}$  en sitios abiertos y  $12,75 \text{ cm año}^{-1}$  en sectores protegidos por matorral (Bannister *et al.* 2020). Lo que contrasta con otras especies arbóreas de los bosques templados como *Eucryphia cordifolia* Cav. ( $< 88 \text{ cm año}^{-1}$ ), *Gevuina avellana* Molina ( $< 47 \text{ cm año}^{-1}$ ) y *Aextoxicon punctatum* Ruiz et Pavon ( $< 32 \text{ cm año}^{-1}$ ) (Escobar *et al.* 2013, Donoso *et al.* 2013).

Al definir un enfoque de restauración (*i.e.* pasivo y/o activo) en especies de lento crecimiento posterior a un disturbio, es importante considerar estudios que incluyan las limitantes en el potencial de recuperación natural, como la disponibilidad de semillas y recuperación de la regeneración natural, que pueden ocurrir en prolongados periodos de tiempo y presentar una importante variación espacial dependiendo del ecosistema. Asimismo, al acelerar el proceso de restauración a través de reintroducción de plantas de la misma especie, las variables abióticas (disponibilidad de luz, sustrato, nutrientes) y bióticas (procedencia de las plantas, ramoneo) pueden influir en el crecimiento y sobrevivencia en las fases tempranas de establecimiento, y cada una de estas variables dependerá del factor limitante de sitio (Bannister *et al.* 2020). Al trabajar con especies de lento crecimiento, una evaluación a corto plazo resulta insuficiente en la comprensión de las respuestas a las acciones de restauración, lo que determina la relevancia del monitoreo a largo plazo en estas especies.

Un caso representativo de especie de lento crecimiento que requiere urgente restauración es la conífera *P. uviferum*. Esta especie de alto valor ecológico y maderero, luego de varios siglos de quemadas extensivas y tala indiscriminada (Bannister *et al.* 2012, Lara *et al.* 2013) presenta problemas de conservación, siendo incluida en la lista roja de especies de la IUCN como vulnerable (Souto *et al.* 2013) y en el Apéndice I de la convención de CITES (UNEP-WCMC 2020). En este contexto, el año 2008 se inició un programa de investigación a largo plazo con el objetivo de estudiar los bosques quemados de *P. uviferum* en el sur de la Isla de Chiloé, y desarrollar una base ecológica-científica que apoye las estrategias de restauración y conservación de la especie (Bannister *et al.* 2013, 2014, 2020). Según los estudios ya publicados, los cipresales representan un típico caso de ecosistemas con baja resiliencia a incendios, debido a la baja tasa de recuperación natural por la falta de individuos semilleros a escala de paisaje (Cruz y Lara 1981, Bannister *et al.* 2014). Además, dependiendo de la ubicación, el crecimiento de plantas establecidas de *P. uviferum* estaría limitado por la microtopografía (sectores de turbera) y por la disponibilidad de luz (sectores de monte con mejor drenaje) (Bannister *et*

al. 2013). El objetivo de este estudio es analizar y discutir las implicancias en la interpretación de datos que tiene el monitoreo de corto y largo plazo en ensayos de restauración de *P. uviferum*. La hipótesis es que, al restaurar especies de lento crecimiento, como *P. uviferum* se requiere de períodos de tiempo prolongados (al menos 10 años) de monitoreo para interpretar adecuadamente los resultados de ensayos de restauración pasiva y activa.

Este estudio contempló las evaluaciones de los resultados del monitoreo en el corto plazo de los estudios publicados por Bannister *et al.* (2013, 2014) sobre la producción de semillas y regeneración natural de *P. uviferum*, y el desempeño inicial (sobrevivencia y crecimiento) de una plantación experimental de *P. uviferum* bajo distintos tratamientos de micro-topografía y cobertura de dosel; y los resultados en el largo plazo de estos mismos ensayos por un periodo de 10 años en los bosques quemados de la Isla de Chiloé. Basándose en esta información se analizan las implicancias de estos resultados en la interpretación de datos y la toma de decisiones para restaurar coníferas de lento crecimiento en los bosques templados quemados de la zona austral de Chile.

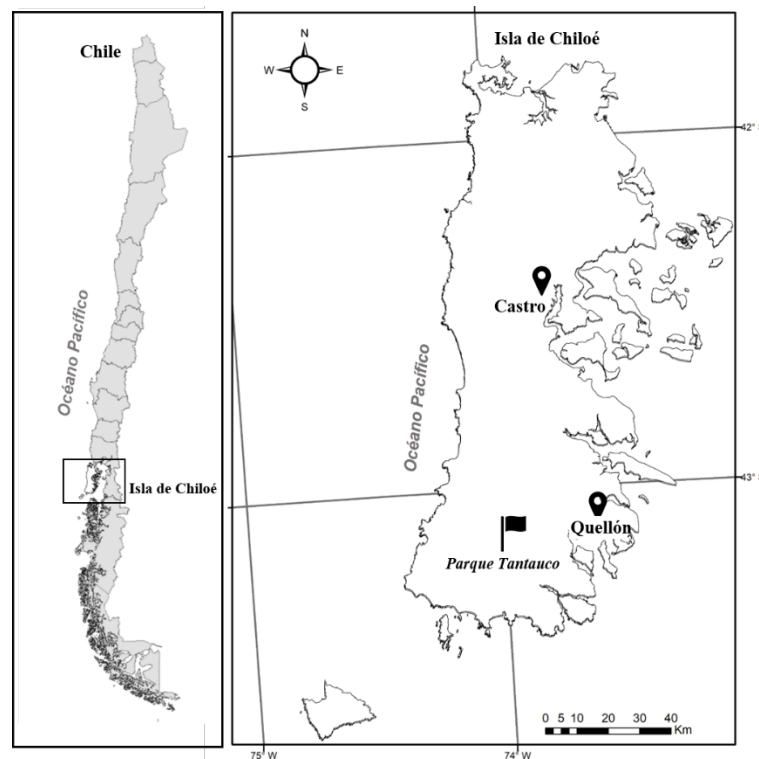
## MÉTODOS

*Área de estudio.* El estudio se llevó a cabo al interior del Parque Tantauco (43°10 S, 74°05 O), esta área de conser-

vación corresponde a un parque privado que alberga extensas áreas afectadas por incendios de origen antrópico que causaron la destrucción de bosques dominados por *P. uviferum* (Holz y Veblen 2009) al sur de la Isla de Chiloé (figura 1). El clima corresponde a templado frío con fuerte influencia oceánica (Di Castri y Hajek 1976), con precipitaciones medias anuales de 2.043 (mm), humedad relativa de 81 % y temperaturas medias, máximas y mínimas de 9,6, 14,0 y 5,1°C, respectivamente, entre los años 2009 y 2019 (Red Meteorológica de INIA 2020).

El paisaje del área estudiada fue fuertemente influenciada por las últimas glaciaciones (ca. 13.000 años AP), dando hoy origen a lomajes suaves y hondonadas. En sectores con relieve deprimido y planos predominan los suelos ñadis, que se caracterizan por presentar un horizonte delgado y rojizo entre el suelo y el depósito fluvio-glacial llamado fierrillo u horizonte gley (Villagrán 1988). La baja profundidad y escasa pendiente de estos suelos produce una lenta velocidad de drenaje en los meses invernales, saturando el suelo de agua, al contrario, durante los meses estivales se produce una disminución de la humedad debido a la limitada capacidad de almacenar suficiente agua.

*Experimento de producción y dispersión de semillas.* La metodología utilizada por Bannister *et al.* (2014) y considerada por este estudio, consistió en monitorear árboles con conos femeninos, aislados ( $\geq 200$  m) y con regene-



**Figura 1.** Ubicación geográfica del área de estudio (Parque Tantauco) en la Isla de Chiloé.

Geographical location of the study area (Parque Tantauco) on the Island of Chiloé.

ración natural de la especie a su alrededor. Debido a la restricción en acceso y logística se seleccionó un árbol de 76 años. Alrededor de este árbol se instalaron 28 cajas de semillas, distribuidas en dirección a los puntos cardinales con una distancia inicial de 2 m, y luego cada 5 m, completando una distancia total de 30 m al árbol semillero. Las cajas de semillas corresponden a cajones de madera de 0,25 m<sup>2</sup> de superficie y a 30 cm del suelo. Este experimento fue visitado cada invierno entre 2009 y 2019, y se cuantificó la cantidad de semillas depositadas para cada una de las cajas. Posteriormente, las cajas eran vaciadas para la cuantificación en el año siguiente. Este experimento estuvo limitado por la suposición que la semillación de un individuo sería similar a la semillación de otros individuos de la especie en el área de estudio.

*Estudio regeneración natural de P. uviferum.* A partir de la metodología utilizada en Bannister *et al.* (2014) para evaluar el reclutamiento natural de plantas alrededor de los árboles semilleros y conocer qué factores de micrositio lo influyen. En 2010, se marcaron 20 árboles semilleros aislados, a una distancia entre árboles  $\geq 150$  m. A cada uno de los 20 árboles semilleros seleccionados, se midió el diámetro a la altura del cuello (DAC), diámetro a 1,3 m de altura (DAP), altura total (h), altura de copa (hc), área de copa (ac). Estas mediciones se realizaron nuevamente en el año 2018. Se determinó la edad aproximada de cada árbol mediante tarugos de incremento, solo el primer año de monitoreo (2010).

Para estos mismos años de monitoreo, en un radio de 30 m alrededor de cada árbol semillero, se contó cada planta de regeneración natural de *P. uviferum* y se determinó la posición espacial de cada una de ellas mediante la medición de la distancia al árbol semillero cercano y su posición en el eje cartesiano. Se consideró regeneración natural a aquellas plántulas y retoños que tuvieran  $< 5$  cm de DAP y fueran más jóvenes que el árbol central de semillas. Se realizaron mediciones del diámetro a la altura del cuello (DAC) de cada planta encontrada. En el año 2018, se incorporaron otros atributos de la planta como el diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total (h) y variables de micrositio como el tipo de sustrato en el suelo y la cobertura del matorral dominados por especies de *Baccharis* y *Gleichenia* spp. Para el tipo de sustrato del suelo en el que se encuentra creciendo *P. uviferum* se definieron las siguientes categorías: suelo mineral; *Sphagnum*; cojín *Donatia-Astelia* (dominado por *Donatia fascicularis* J.R. Forster y *Astelia pumilia* J. R. Forst.); mezcla mineral - musgos (sustrato formado de suelo mineral y en menor proporción de musgos); y mezcla musgos - cojín *Donatia-Astelia* (sustrato formado de musgos y menor proporción por *Donatia-Astelia*). Los cojines de *Donatia-Astelia* es una asociación vegetacional de caméfitos que es común en las comunidades turbosas acojinadas, donde es frecuente encontrar poblaciones de *P. uviferum* (Ramírez *et al.* 2014). De esta forma, se estimó el porcentaje del tipo de

sustrato y de cobertura de matorral presente en 1 m<sup>2</sup> alrededor de cada planta de renuevo de *P. uviferum*.

*Experimento con regeneración asistida de P. uviferum.* La metodología utilizada por Bannister *et al.* (2013) consistió en establecer dos experimentos de plantación en bosques quemados de *P. uviferum*, uno en bosques turbosos donde la micro-topografía es el factor limitante para el crecimiento de plantas, y otro en bosques de monte en que el factor limitante del crecimiento de las plantas es la disponibilidad de luz. En ambos experimentos, se utilizó un diseño en tres bloques completamente aleatorizados (cada bloque de tres unidades experimentales). Los tratamientos fueron asignados a unidades experimentales de 120 m<sup>2</sup>, con 12 plantas plantadas a 2x2 m que incluye un área *buffer* al perímetro de la unidad de 3 m. En total, se establecieron en terreno 108 plantas etiquetadas de la especie (216 plantas en total). En los bosques turbosos se utilizaron tres tratamientos: a) sustrato mineral (sustrato mineral luego de extraer la capa de *Sphagnum*), b) camellón (sustrato elevado por la acumulación de musgos), y c) sustrato natural (capa plana inalterada de musgos). En los bosques de monte se usaron los tratamientos de: a) dosel denso (dosel cerrado), b) dosel semi-denso (50 % de cobertura de dosel) y c) dosel abierto (condiciones abiertas). Durante 10 años (2010 a 2019), cada invierno se midió el diámetro a la altura del cuello (DAC) y altura total (h).

*Análisis estadísticos.* Para evaluar la disponibilidad de semillas se calculó la suma total de semillas dispersadas en cada año y se clasificó según la distancia de la caja al árbol semillero. Para la evaluación del reclutamiento natural de *P. uviferum*, inicialmente se verificó el tipo de distribución y la homogeneidad de las variables a través de la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de Levene, respectivamente, y se obtuvo que algunas variables de los árboles semilleros (DAC, DAP, h, ac) y regeneración natural (DAC y h) cumplían con los supuestos de normalidad y homocedasticidad, caso contrario ocurrió con las variables de los árboles semilleros (hc), regeneración natural (frecuencia de plantas, DAP) y las de sitio (sustrato mineral, *Sphagnum*, mineral-musgo, musgo-cojín *Donatia-Astelia*, cojín *Donatia-Astelia* y cobertura matorral). Las variables de la regeneración natural y los atributos de los árboles semilleros corresponden a grupos relacionados, por lo tanto, si se cumplía con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, se aplicó la prueba de t para datos pareados. En caso contrario se utilizó la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon. Para evaluar la asociación entre el desempeño de la regeneración natural y los atributos de los árboles semilleros, y las variables de sitio, al cumplirse con los supuestos de normalidad se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson, en el caso contrario, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman. Finalmente, se comparó la frecuencia relativa de regeneración natural según el tipo de sustrato con la prueba no paramétrica de

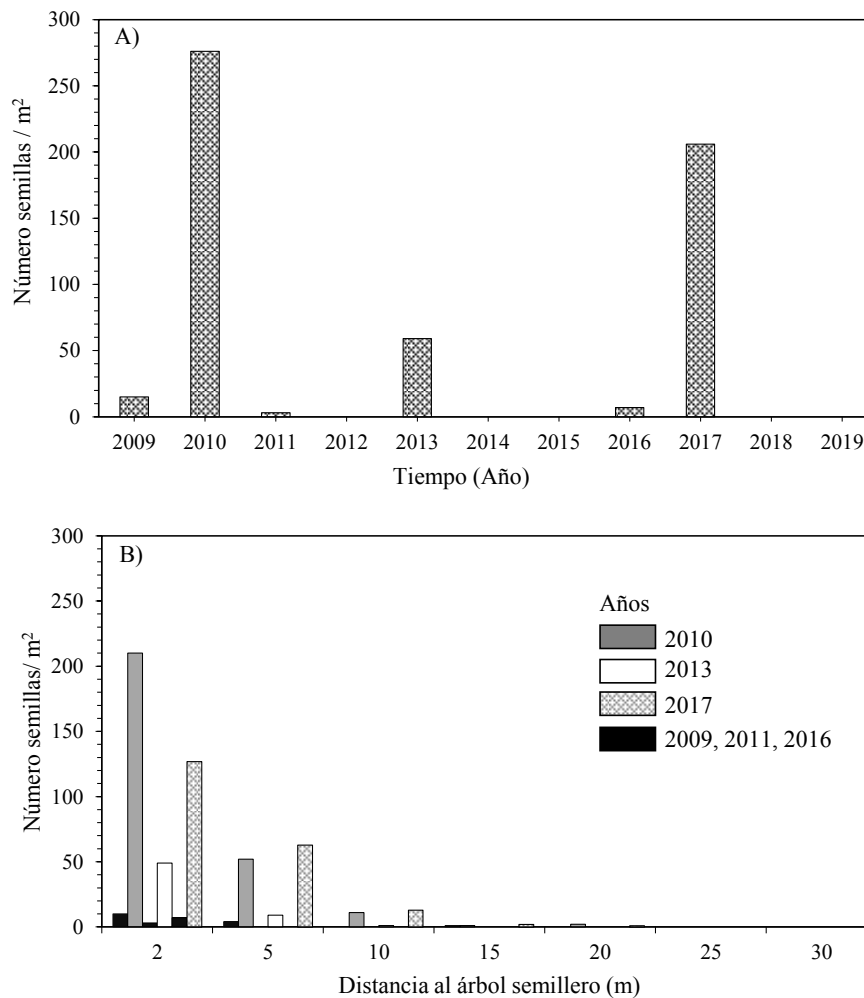
Kruskal Wallis para comparar más de dos grupos independientes (Sokal and Rohlf 1995).

Para evaluar la regeneración asistida, se calculó el incremento corriente anual (ica) del diámetro a la altura del cuello (DAC) y altura total (h) de las plantas en cada año para el análisis de crecimiento. Dado que la mayoría de las variables (sobrevivencia, DAC, h, ica) obtuvieron distribuciones no normales y heterocedástidad de varianza, incluso, después de varias transformaciones de los datos, se utilizaron solo pruebas no paramétricas. Para evaluar el efecto de los tratamientos en cada año de medición, para cada una de las variables respuesta, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Finalmente, se evaluó para cada tratamiento en particular, si presentaba cambios significativos en el tiempo, para ello se aplicó la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon para datos relacionados (Sokal and Rohlf 1995). En todas las pruebas se utilizó un

$\alpha < 0,05$  y los softwares estadísticos R versión 3.5.2 (R Development Core Team, 2020) y SigmaPlot versión 14.0.

## RESULTADOS

*Producción y dispersión de semilla de P. uviferum.* Luego de diez años de monitoreo, la producción de semillas fue irregular en el tiempo (figura 2A). En los años 2010 y 2017 se presentaron eventos de alta producción de semillas ( $>200$  semillas  $m^{-2}$ ), y en el año 2013 una producción media ( $> 50$  semillas  $m^{-2}$ ). El resto de los años de monitoreo hubo una producción muy baja o nula. Tanto en los años de alta y baja producción de semillas se observó que la dispersión se concentra principalmente a  $<5$  m de distancia del árbol semillero, depositándose más del 60 % de las semillas en los primeros 2 m desde el árbol semillero (figura 2B).



**Figura 2.** A) Número de semillas de *P. uviferum* recolectadas entre los años 2009 y 2019. No se incluyen los años 2012, 2014, 2015, 2018, 2019 y 2020 ya que no hubo producción de semillas. B) Distancia de dispersión de semillas de *P. uviferum* desde el árbol semillero en los años con semillación. Las barras negras representan  $<15$  semillas/ $m^2$ .

A) Number of *P. uviferum* seeds collected between 2009 and 2019. The years 2012, 2014, 2015, 2018, 2019 and 2020 are not included since seed production was null. B) Dispersion distance of *P. uviferum* seeds from the seed tree in years with seed productions. Black bars represent  $<15$  seeds/ $m^2$ .

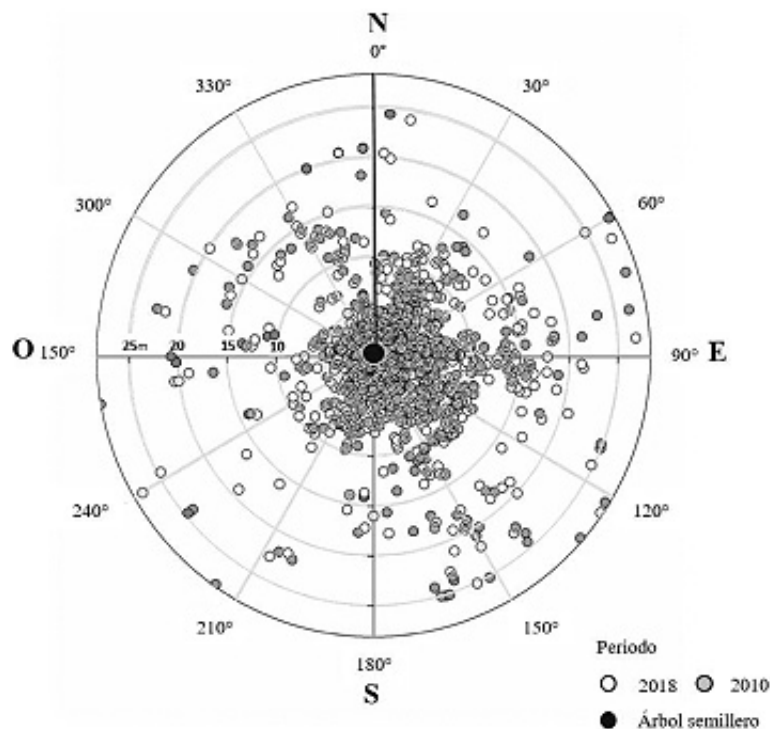
*Regeneración natural de P. uviferum.* Los árboles semilleros presentaron aumentos significativos en diámetro, altura total y área de copa entre 2010 y 2018 ( $P < 0,001$ ) (cuadro 1). La regeneración natural de *P. uviferum* entre estos periodos presentó cambios en la densidad media de regeneración aumentando de 38 a 47 plantas, ( $P = 0,004$ ) (cuadro 1). Se observa que el 51 y 47 % de las plántulas de regeneración en 2010 y 2018, respectivamente, se encontraron

distribuidas a  $< 5$  m del árbol semillero y más del 70 % de las plántulas se concentraron en dirección oriente en ambos periodos (entre  $0^\circ$  y  $180^\circ$ ) (figura 3). El aumento en frecuencia de la regeneración tuvo una correlación positiva con la presencia del sustrato cojín de *Donatia-Astelia* ( $P = 0,01076$ ) (cuadro 2), y se encontró una mayor presencia de regeneración natural en los sustratos conformados por musgos y cojines de *Donatia-Astelia* ( $P < 0,001$ )

**Cuadro 1.** Regeneración natural *P. uviferum* y atributos estructurales de árboles semilleros (n=20).

Natural regeneration of *P. uviferum* and structural attributes of seed trees (n=20).

	2010	2018	Crecimiento medio anual	Valor P	
Regeneración natural media (n° plantas año <sup>-1</sup> )	38,6	47,8	-	0,004	
Regeneración natural (n° plantas año <sup>-1</sup> )	772	956	-	NA	
Atributos árboles semilleros	DAP (cm)	13,48 ± 5,98	15,14 ± 5,89	0,21	0,001
	DAC (cm)	19,28 ± 7,29	22,40 ± 8,29	0,39	0,001
	Altura total (m)	6,40 ± 1,52	6,80 ± 1,53	0,05	0,001
	Altura copa (cm)	47,0 ± 38,40	52,45 ± 38,28	0,01	0,601
	Área copa (m <sup>2</sup> )	3,62 ± 2,54	4,88 ± 3,16	0,16	0,001
	Edad (años)	58,10 ± 13,96	66,18 ± 13,96	-	NA



**Figura 3.** Representación espacial de la regeneración natural de *P. uviferum* total alrededor de su respectivo árbol semillero en los años 2010 y 2018. El círculo negro corresponde a una representación gráfica de la posición central de los 20 árboles semilleros.

Spatial representation of the natural regeneration of *P. uviferum* total around its respective seed tree in 2010 and 2018. The black circle corresponds to a graphic representation of the central position of the 20 seed trees.



(figura 4). La frecuencia de regeneración natural en el año 2018 tuvo una correlación positiva con el diámetro a la altura del cuello (DAC) ( $Rho = 0,49$ ;  $P = 0,04617$ ), y pecho (DAP) ( $Rho = 0,45$ ;  $P = 0,02857$ ), altura total (h) ( $Rho = 0,46$ ;  $P = 0,04343$ ) y la edad ( $Rho = 0,68$ ;  $P = 0,001016$ ) de los árboles semilleros (cuadro 2). La cobertura de matorral presentó una relación positiva tanto con el diámetro a la altura del cuello ( $Rho = 0,54$ ;  $P = 0,01571$ ) y pecho ( $Rho = 0,54$ ;  $P = 0,003486$ ) y la altura ( $Rho = 0,65$ ;  $P = 0,002699$ )

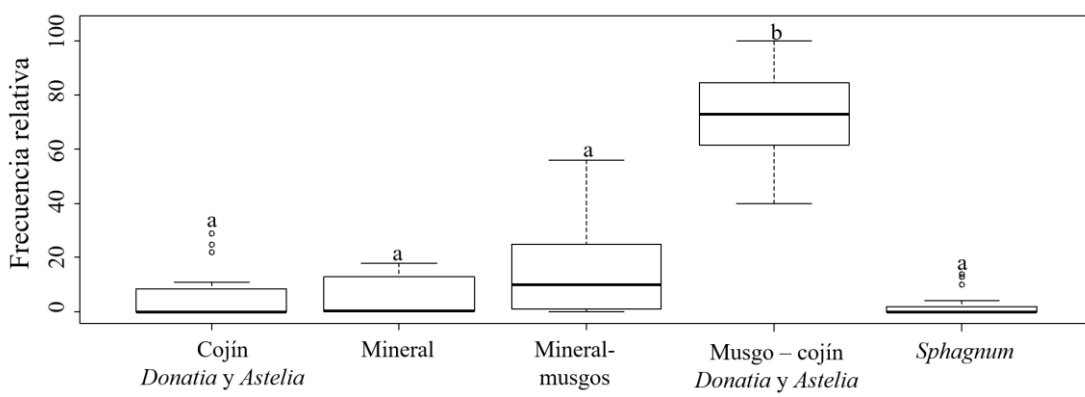
de las plantas de regeneración. En cambio, la presencia del sustrato cojín *Donatia-Astelia* muestra una relación negativa con los diámetros a la altura del cuello ( $Rho = -0,50$ ;  $P = 0,02426$ ) y de pecho ( $Rho = -0,48$ ;  $P = 0,03242$ ) de las plantas (cuadro 2).

*Regeneración asistida de P. uviferum.* En el experimento en bosques turbosos, durante los diez años de monitoreo, las plantas establecidas en camellón siempre presentaron

**Cuadro 2.** Matriz de correlación de Spearman entre atributos estructurales de la regeneración natural, árboles semilleros, y de sitio (n = 20). Efectos significativos (\*  $P < 0,05$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*\*\*  $P < 0,001$ ).

Spearman's correlation matrix among structural attributes of natural regeneration, seed trees, and site (n = 20). Significant effects (\*  $P < 0,05$ , \*\*  $P < 0,01$ , \*\*\*  $P < 0,001$ ).

Variables	Frecuencia Regeneración natural (n° plantas)	Aumento Regeneración natural (n° plantas) Plantas sanas (%)	Atributos regeneración natural			
			DAC (mm)	DAP (cm)	Altura total (m)	
Cobertura matorral (%)	-0,11	-0,39	0,22	0,54*	0,63*	0,65**
Mineral	0,05	-0,11	0,01	0,12	0,21	0,11
Tipo sustrato (%)						
<i>Sphagnum</i>	0,34	0,13	-0,20	-0,10	-0,33	-0,09
Cojín <i>Donatia-Astelia</i>	0,31	0,56*	0,04	-0,50*	-0,48*	-0,34
Mineral-musgo	0,27	0,16	-0,35	-0,21	-0,15	-0,16
Musgo-Cojín <i>Donatia-Astelia</i>	-0,13	-0,01	0,21	0,23	0,32	0,17
Atributos árbol semillero						
DAP (cm)	0,49*	0,14	-0,36	0,22	0,07	0,46*
DAC (mm)	0,45*	0,22	-0,21	0,14	0,12	0,40
Altura total (m)	0,46*	0,50*	-0,08	-0,18	-0,08	0,13
Altura copa (m)	0,03	-0,24	0,05	0,29	0,43	0,41
Área copa (m <sup>2</sup> )	0,45	0,28	-0,24	0,08	0,01	0,36
Edad (años)	0,68***	0,34	-0,37	-0,20	-0,13	-0,08

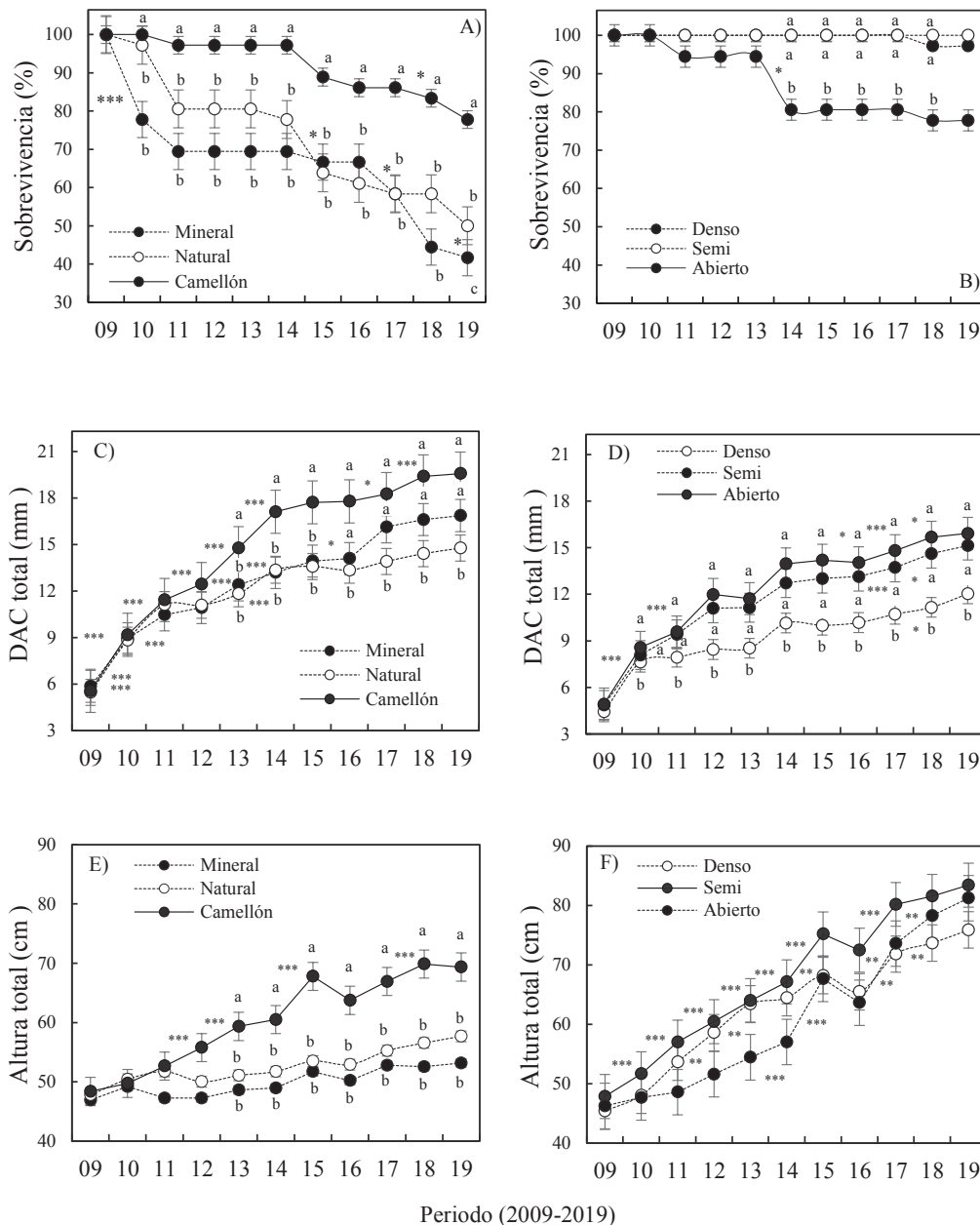


**Figura 4.** Frecuencia relativa regeneración natural de *P. uviferum* según el tipo de sustrato. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ( $P < 0,05$ ).

Relative frequency of natural regeneration of *P. uviferum* according to the type of substrate. Different letters indicate significant differences between treatments ( $P < 0,05$ ).

los mayores niveles de sobrevivencia ( $P < 0,05$ ). En la figura 5A, luego de 6 años de monitoreo, la sobrevivencia de las plantas comenzó a disminuir en todos los tratamientos hasta el décimo año de estudio. En diez años, la tasa de sobrevivencia de las plantas establecidas en camellón fue de un 78 %, un 50 % en suelo natural y un 42 % en suelo mineral ( $P = 0,005585$ ). El diámetro y la altura de las plan-

tas presentaron un mayor crecimiento en las plantas establecidas en camellón, alcanzando un diámetro  $\sim 19,6$  mm ( $P = 0,002239$ ) y  $\sim$  altura de 69,4 cm ( $P = 0,009956$ ) en diez años (figura 5C y 5E). El incremento (ica) en diámetro y altura fue variable en todo el periodo de monitoreo, sin presentar una tendencia (figura 6A y 6C). En bosques de monte, en diez años, la sobrevivencia de las plantas esta-



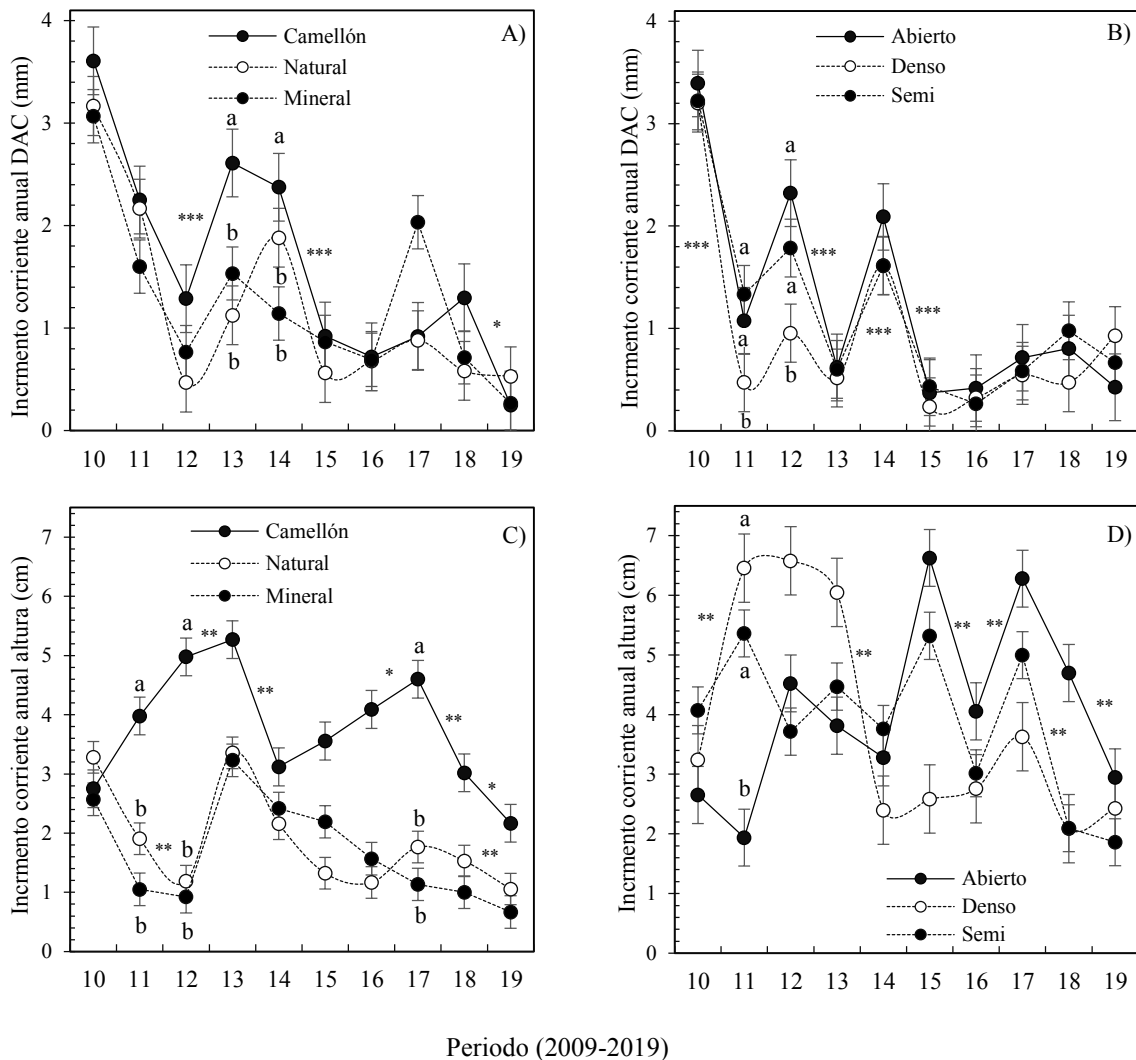
**Figura 5.** Sobrevivencia media (A y B), diámetro a la altura del cuello (DAC) (mm) (C y D) y altura total (cm) (E y F) de *P. uviferum* entre 2009 y 2019, según el tratamiento en bosques turbosos (tipo sustrato: camellón, mineral y natural) y bosques de monte (cobertura de dosel: abierto, denso, semi denso). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ( $P < 0,05$ ). Niveles de significancia (\* $P < 0,05$ ; \*\* $P < 0,01$ ; \*\*\* $P < 0,001$ ).

Survival (A and B), root collar diameter (DAC) (mm) (C and D) and total height (cm) (E and F) of *P. uviferum* plants between 2009 and 2019, according to the treatment in bogs forests (substrate type: mounds, mineral and natural) and upland forests (canopy coverage: open, dense, semi-dense). Different letters indicate significant differences between treatments ( $P < 0.05$ ). Significance levels (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ , \*\*\* $P < 0.001$ ).

blecidas bajo cobertura de dosel denso y semi denso fue siempre mayor que los sectores abiertos ( $P = 0,001065$ ), alcanzando un 97 % de plantas vivas en el sector con cobertura de dosel denso, 100 % en condiciones semi denso y un 78 % en los lugares abiertos (figura 6B). Las plantas, en general, no presentan diferencias en altura según el tratamiento ( $\sim 80,2 \text{ cm año}^{-1}$ ) y el diámetro fue mayor en la plantación establecida bajo dosel abierto ( $15,9 \text{ mm año}^{-1}$ ) y semidenso ( $15,1 \text{ mm año}^{-1}$ ) que en dosel denso ( $12,0 \text{ mm año}^{-1}$ ) ( $P = 0,0002506$ ) (figura 5D y 5F). En cuanto al incremento en altura y diámetro (ica), fue variable los diez años de monitoreo (figura 6B y 6D).

## DISCUSIÓN

*Monitoreo a corto y largo plazo de ensayos de restauración pasiva y activa de P. uviferum.* Al igual que muchas coníferas del mundo, *Pilgerodendron uviferum* no produce conos todos los años y tiene intervalos irregulares de producción de semillas, esta limitación además estaría acompañada de que esta especie es dioica (Lara *et al.* 2013), por tal razón su importancia de monitorear estos procesos en el largo plazo. En este caso de estudio, el monitoreo a corto plazo (3 años) de la producción de semillas reportado por Bannister *et al.* (2014) muestra que *P. uviferum* tiene un patrón irregular de



**Figura 6.** Incremento corriente anual (ica) en diámetro a la altura del cuello (DAC) (A y B) y altura (C y D) de *P. uviferum* entre 2009 y 2019, según el tratamiento aplicado en plantación en bosques turbosos (tipo sustrato: camellón, mineral y natural) y en bosques de monte (cobertura de dosel: abierto, denso, semi denso). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ( $P < 0,05$ ). Niveles de significancia (\* $P < 0,05$ ; \*\* $P < 0,01$ ; \*\*\* $P < 0,001$ ).

Current annual increment (ica) in root collar diameter (DAC) (A and B) and height (C and D) of *P. uviferum* seedlings in plantation between 2009 and 2019, according to the treatment applied in plantation in bogs forests (substrate type: mound, mineral and natural) and in mountain forests (canopy coverage: open, dense, semi-dense). Different letters indicate significant differences ( $P < 0.05$ ). Significance levels (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ , \*\*\* $P < 0.001$ ).

producción y distancias cortas de diseminación (< 20 m y se concentró a  $\leq 5$  m del árbol semillero). Estos antecedentes son reforzados por el monitoreo a largo plazo (10 años) y, además en este periodo se evidenció que *P. uviferum* presenta una tendencia de alta producción de semillas de cada 7 años (> 200 semillas  $m^{-2}$ ), similar a otras coníferas como *Pinus lambertiana* Doug. (2 a 7 años) (Fowells y Schubert 1956). Una de las dificultades de este tipo de observaciones, es obtener medidas precisas de los patrones de dispersión, ya que los mecanismos son susceptibles a modificarse tanto por las condiciones bióticas y abióticas, como la variación en la velocidad, turbulencia y dirección del viento, cambiando en el tiempo y espacio (Bullock *et al.* 2003). A pesar de ello, un resultado elocuente de este estudio es que el patrón de dispersión de las semillas de *P. uviferum* no fue modificado por estas condiciones. Por lo tanto, en un mismo experimento del monitoreo de la producción de semillas, la interpretación de los resultados en un monitoreo a corto plazo fue fundamental para tener una aproximación de la distancia de recuperación natural de las poblaciones de *P. uviferum*, pero insuficiente para determinar las tendencias de producción de semillas, necesario para la implementación de acciones de restauración. Lo que demuestra la importancia de seguir evaluándolo en el tiempo, de manera de observar si esta tendencia es consistente a mayores escalas de tiempo y a más larga distancia a través de otros posibles agentes de dispersión, que podrían determinar la estructura genética o las tasas de expansión del rango (Nathan y Muller-Landau 2000).

La interpretación de los resultados del monitoreo a corto plazo (1 año) sobre la distancia efectiva del reclutamiento de plántulas de los árboles semilleros de *P. uviferum* (<5 m) reportados por Bannister *et al.* (2014) es la misma luego de 8 años. Este antecedente no fue suficiente para comprender el patrón de reclutamiento natural de la especie alrededor de los árboles semilleros, pero sí fundamental para desarrollar nuevas interrogantes como qué factores de micrositio influyen el reclutamiento natural de plantas alrededor de los árboles semilleros, por tal razón, es que en un segundo monitoreo (luego de 8 años), se determinó monitorear otras posibles variables explicativas que favorezcan un enfoque de restauración adecuado para esta especie. De este modo, se observó que la regeneración natural se relacionó favorablemente con la presencia de musgos (*Sphagnum* spp.), como ha sido descrito en la dinámica natural de *P. uviferum* (Cruz y Lara 1981, Bannister *et al.* 2012, 2014), y en otras especies de la Familia Cupressaceae como *Libocedrus bidwillii* Hook. f. y *Fitzroya cupressoides* (Haase 1986, Parker y Donoso 1993). También se relacionó favorablemente con la presencia de cojines de *Donatia-Astelia*, sin embargo, el diámetro de las plántulas muestra una relación desfavorable, lo que podría indicar que los sitios seguros para germinación no son necesariamente favorables para la supervivencia y crecimiento de las plantas. Por otro lado, los árboles semilleros de mayor edad presentaron una mayor proporción de plántulas, lo

que probablemente se deba a un mayor número de eventos de abundante semillación. Finalmente, tanto la altura como el diámetro de las plántulas fue mayor en presencia de cobertura de matorral, lo que sugiere un efecto nodriza o facilitador para la regeneración natural, que coincide con *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic.Serm. & Bizzarri, en que el establecimiento de la regeneración natural es favorecido por arbustos (Kitzberger *et al.* 2000).

La interpretación de los resultados del desempeño de las plantaciones de *P. uviferum* en el corto plazo (2 años) reportados por Bannister *et al.* (2013) muestra que la micro-topografía (sitios turbosos) y la disponibilidad de luz (sitios de mejor drenaje) no tuvieron efectos significativos en la sobrevivencia y crecimiento de la plantación. Sin embargo, los resultados del monitoreo a largo plazo (10 años) demuestran que la efectividad de la plantación (en términos de sobrevivencia y crecimiento) puede variar en el tiempo. En general, la especie presentó bajas tasas de crecimiento (incremento medio anual  $\sim 1,03$  mm  $a\tilde{no}^{-1}$  en diámetro y  $\sim 2,94$  cm  $a\tilde{no}^{-1}$  en altura), muy inferiores a otras especies establecidas en bosque templado del sur de Chile (Donoso *et al.* 2015).

En sitios turbosos, en general la sobrevivencia de la plantación se mantuvo los primeros cinco años sobre el 65 %. Sin embargo, luego de siete años, la sobrevivencia de la plantación en suelo natural y sustrato mineral bajó considerablemente, mientras que la plantación en sitios elevados se mantuvo alta (78 %) y mostró un mayor crecimiento en diámetro y altura de plantas, a pesar de que el incremento corriente anual en diámetro y altura fue variable y bajo en el periodo de estudio. Esto último contrasta con ensayos de restauración con otras especies en que hay un aumento constante del incremento en altura y diámetro de las plantas en el tiempo (Donoso *et al.* 2015, Soto *et al.* 2020). Si bien no se evaluaron los mecanismos que explican la mayor sobrevivencia de la plantación en sitios elevados, estas plantas estuvieron menos expuestas al anegamiento del suelo y, por ende, a un menor estrés fisiológico que se da en las plantas sumergidas en agua producto del daño al aparato fotosintético (Wang *et al.* 2016), lo que respalda la hipótesis de Bannister *et al.* (2013). Por lo tanto, la micro-topografía es un componente relevante al plantar bajo condiciones de drenaje restringido.

En los sitios de mejor drenaje, la sobrevivencia de la plantación en general fue alta en todos los tratamientos (> 90 %), especialmente bajo protección del dosel, lo que es consistente con los resultados demostrados por Bannister *et al.* (2013). Aun así, cabe señalar que, al quinto año, la sobrevivencia de la plantación en el sitio abierto disminuyó significativamente a un 81 %, manteniéndose hasta el décimo año, lo que podría ser explicado en parte por una baja presencia de hongos micorrízicos en sectores abiertos, sin los cuales el potencial de absorción de nutrientes es menor (Simard *et al.* 2012). Estos antecedentes nos confirman la persistencia de la especie para sobrevivir y crecer en condiciones de drenaje restringido y baja nutrición.

*Implicancias del monitoreo a corto y largo plazo en la restauración de P. uviferum.* En general, las acciones de restauración ecológica incluyen monitoreos de corto plazo (MMA 2020), y se asume que estos plazos son representativos, sin considerar características claves como el lento crecimiento de algunas especies. Nuestros resultados sugieren que las especies de lento crecimiento como *P. uviferum* requieren de periodos de tiempo más prologados para interpretar adecuadamente los resultados de ensayos de restauración pasiva y activa en bosques quemados. Se debe considerar que, en el caso de los bosques dominados por *P. uviferum* cuya distribución geográfica cubre sobre 1600 km de extensión de norte a sur, la variabilidad de condiciones de sitio es inmensa, por lo que se debe entender que la recuperación de este tipo de ecosistemas será muy variable a lo largo de su distribución y, por ende, los estudios de largo plazo deben considerar toda la distribución de los ecosistemas que se requieren restaurar. Esto es un gran desafío, especialmente en el contexto de cambio climático que enfrentan los ecosistemas en que crece *P. uviferum*, tal como se ha observado en la Isla de Chiloé, en que las precipitaciones han disminuido un 5 % por década entre los años 1960-2016 (Garreaud *et al.* 2013), y los modelos de simulación indican que estas tendencias continuarán (Boisier *et al.* 2018).

En este estudio, el monitorear ensayos por un periodo más prolongado (10 años) permitió demostrar que la disponibilidad abundante de semillas de *P. uviferum* está limitada a periodos de siete años, lo que se traduce en una falta de semillas y pérdida de oportunidades para la regeneración de la especie durante los periodos de baja producción de semillas. La falta de un abastecimiento constante de semillas sugiere que se debe recolectar y almacenar suficientes semillas durante los años de buena producción de semillas o desarrollar alternativas de reproducción vegetativa, que resultan fundamental en la gestión de los programas de restauración activa para esta especie. Por otra parte, a diferencia de otras especies longevas y de lento crecimiento como *F. cupressoides*, en que el mayor porcentaje de mortalidad de la plantación se produjo durante el primer año de crecimiento (Donoso *et al.* 2000), la mortalidad en plantaciones de *P. uviferum* aumentó considerablemente a partir del séptimo año en sitios turbosos y del quinto año en sitios de mejor drenaje, especialmente en los tratamientos más desfavorables. El tomar decisiones basándose en monitoreos a corto plazo posiblemente hubiera llevado a conclusiones erróneas como que la micro-topografía no es un factor relevante al momento de plantar *P. uviferum* en bosques turbosos quemados, por el alto costo monetario, tiempo y de gestión que se necesita para generar camellones (Bannister *et al.* 2013).

Estos antecedentes son importantes para los encargados de desarrollar programas de restauración en la práctica, ya que, si apoyan sus decisiones en los resultados de monitoreos de corto plazo, pueden aplicar técnicas de restauración de forma errada, llevando muchas veces a

un fracaso de la restauración, lo que representa grandes esfuerzos económicos, logísticos y de mano de obra, entre otros. Además, sin un reconocimiento explícito de los múltiples valores proporcionados por los estudios ecológicos a largo plazo, los administradores de recursos y los encargados de formular políticas podrían pasar por alto importantes descubrimientos que apoyen la restauración ecológica (Díaz-Delgado 2016), y será difícil lograr una política y gestión ambiental basada en evidencia científica (Harris *et al.* 2006).

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la administración de Parque Tantauco por su apoyo logístico por más de 10 años en esta investigación. Esta es una contribución al programa de investigación de restauración de ecosistemas forestales nativos del Instituto Forestal. Se agradece el financiamiento de una beca DAAD-CONICYT de doctorado, de los proyectos CONICYT-PAI Folio N°821320007 y FONDECYT de Iniciación N°11160191 y del Ministerio de Agricultura (MINAGRI).

## REFERENCIAS

- Bannister JR, PJ Donoso, J Búhos. 2012. Persistence of the slow growing conifer *Pilgerodendron uviferum* in old-growth and fire-disturbed southern bog forests. *Ecosystems* 15: 1158–1172. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9574-7>
- Bannister, JR, R Coopman, P Donoso, J Bauhus. 2013. The importance of microtopography and nurse canopy for successful restoration planting of the slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*. *Forests* 4(1): 85-103. DOI: [10.3390/f4010085](https://doi.org/10.3390/f4010085)
- Bannister JR, S Wagner, P Donoso, J Bauhus. 2014. The importance of seed trees in the dioecious conifer *Pilgerodendron uviferum* for passive restoration of fire disturbed southern bog forests. *Austral Ecology* 39(2): 204- 213. DOI: [10.1111/aec.12060](https://doi.org/10.1111/aec.12060)
- Bannister JR, G Travieso, N Galindo, M Acevedo, K Puettmann, C Salas-Eljatib. 2020. Shrub influences on seedlings performance when restoring the slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum* in fire-disturbed southern bog forests. *Restoration Ecology* 28(2): 396-407. DOI: [10.1111/rec.13090](https://doi.org/10.1111/rec.13090)
- Brancalion P, RA Viani, M Calmon, H Carrasco, R Rodrigues. 2013. How to Organize a Large-Scale Ecological Restoration Program? The Framework Developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Journal of Sustainable Forestry* 32(7): 728-744. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817339>
- Bullock J, I Moy, S Coulson, R Clarke. 2003. Habitat-Specific Dispersal: Environmental Effects on the Mechanisms and Patterns of Seed Movement in a Grassland Herb *Rhynanthus minor*. *Ecography* 26(5): 692-704.
- Boisier JP, C Álvarez-Garretón., RR Cordero, A Damiani, L Gallardo, R Garreaud *et al.* 2018. Anthropogenic drying in Central-Southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Science of the Anthropocene* 6: 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328>

- Calmon M, P Brancalion, A Paese, J Aronson, P Castro, S Costa Da Silva, RR Rodrigues. 2011. Emerging threats and opportunities for biodiversity conservation and ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* 19(2): 154–158. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x>
- Cruz, G, A Lara. 1981. Tipificación, cambio de estructura y normas de manejo para Ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum* D. Don Florin) en la isla Grande de Chiloé. Tesis Ingeniero Forestal, Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Veterinarias, Universidad de Chile. 215 p.
- Escobar B, C Donoso, A Zuñiga. 2013. *Eucryphia cordifolia* Cav. In Donoso C ed. Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cúneo Ediciones. p. 247-261.
- Di Castri F, E Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile. Universidad Católica de Chile. 163 p.
- Díaz-Delgado R. 2016. La investigación y seguimiento ecológico a largo plazo (LTER). *Ecosistemas* 25(1): 01-03. DOI: [10.7818/ECOS.2016.25-1.01](https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-1.01)
- Donoso C, B Escobar, H Castro, A Zuñiga, R Grez. 2000. Sobrevivencia y crecimiento de alerce (*Fitzroya cupressoides* Mol. (Johnston)) en plantaciones experimentales en la Cordillera de la Costa de Valdivia. *Bosque* 21(1): 13-24. DOI: [10.4206/bosque.2000.v21n1-02](https://doi.org/10.4206/bosque.2000.v21n1-02)
- Donoso C, B Escobar, F Medel. 2013. *Gevuina avellana* Mol. In Donoso, C ed. Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cúneo Ediciones. p. 265-276.
- Donoso C, M Núñez, P Donoso, B Escobar. 2013. *Aextoxicon punctatum* R.et PAV. In Donoso C ed. Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cúneo Ediciones. p. 135-147.
- Donoso P, D Soto, C Fuentes. 2015. Differential growth rates through the seedling and sapling stages of two *Nothofagus* species underplanted at low-light environments in an Andean high-graded forest. *New Forest* 46: 885–895. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9480-x>
- Doyle M, C Drew. 2008. Large-Scale Ecosystem Restoration: Five Case Studies from the United States. The Science and Practice of Ecological Restoration Series. United States. Island Press. 344 p.
- Fowells, Schubert. 1956. Seed Crops of Forest Trees in the Pine Region of California. United States Department of Agriculture. 48 p. (Technical Bulletin N°1150).
- Gann GD, T McDonald, B Walder, J Aronson, CR Nelson, J Jonson, et al. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27: S1-S46. DOI: [10.1111/rec.13035](https://doi.org/10.1111/rec.13035)
- Garreaud R, P López, M Minvielle, M Rojas. 2013. Large-scale control on the Patagonian climate. *Journal of Climate* 26: 215–230. DOI: [10.1175/JCLI-D-12-00001.1](https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00001.1)
- Haase P. 1986. A study of a *Libocedrus bidwillii* population at penguin flat, arthur's pass, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 9: 153-156.
- Harris J, R Hobbs, E Higgs, J Aronson. 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology* 14 (2): 170–176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>
- Holz A, TT Veblen. 2009. *Pilgerodendron uviferum*: The Southernmost Tree-Ring Fire Recorder Species. *Ecoscience* 16: 322–29. DOI: [10.2980/16-3-3262](https://doi.org/10.2980/16-3-3262)
- INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias, CL). 2020. Red agrometeorológica de INIA. Consultado 10 jul. 2020. Disponible en <https://agrometeorologia.cl/>
- Kitzberger T, D Steinaker, T Veblen. 2000. Effects of Climatic Variability on Facilitation of Tree Establishment in Northern Patagonia. *Ecology* 81(7): 1914-1924. DOI: [10.2307/177281](https://doi.org/10.2307/177281)
- Lara A, C Echeverría, O Thiers, E Huss, B Escobar, K Tripp, C Zamorano, A Altamirano. 2008. Restauración ecológica de coníferas longevas: el caso del alerce (*Fitzroya cupressoides*) en el sur de Chile. In González-Espinosa M, JM Rey-Benayas, N Ramírez-Marcial eds. Restauración de bosques en América Latina. México. p. 39-56.
- Lara A, JR Bannister, C Donoso, A Rovere, D Soto, B Escobar, A Premoli. 2013. *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin. In Donoso C ed. Especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cúneo Ediciones. p. 82-92.
- Lara A, C Little, M Cortés, E Cruz, M González, C Echeverría, J Suárez, A Bahamondez, R Coopman. 2014. Restauración de Ecosistemas Forestales. In Donoso C, M González, A Lara eds. Ecología Forestal bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile. Valdivia, Chile. Ediciones Universidad Austral de Chile. p. 605-672.
- Lindermayer DB, GE Likens, A Andersen, D Bowman, CM Bull, E Burns, et al. 2012. Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology* 37:745–57. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02351.x>
- Luzio W, O Seguel, M Casanova. 2010. Suelos de la zona mediterránea húmeda. In Luzio W ed. Suelos de Chile. Santiago, Chile. Universidad de Chile. p.195-239.
- MMA (Ministerio del medio Ambiente, CL). 2020. Registro Nacional de Restauración Ecológica y Acciones de Recuperación. Santiago. Chile. Consultado 30 jul. 2020. Disponible en <https://restauracionecologica.mma.gob.cl/>
- Minore D, RJ Laacke.1992. Natural regeneration. In SD Hobbs, SD Tesch, PW Owston eds. Reforestation practices in southwestern Oregon and northern California. Corvallis. Forest Research Laboratory. Oregon State University. p. 258-283.
- Montaldo P. 1999. Treinta y cuatro años de una sucesión secundaria en praderas de ñadi en la provincia de Valdivia, Chile. *Agro sur* 27(2): 82-89.
- Moreno-Mateos D, A Alberd, E Morriën, W Van der Putten, A Rodríguez-Uña, D Montoya. 2020. The long-term restoration of ecosystem complexity. *Nature Ecology & Evolution* 4, 676–685. DOI: [10.1038/s41559-020-1154-1](https://doi.org/10.1038/s41559-020-1154-1)
- Montalvo A., S Williams, KJ Rice, SL Buchmann, C Cory, SN Handel, GP Nabhan, R Primack, RH BRobichaux. 2008. Restoration Biology: A Population Biology Perspective. *Restoration Ecology* 5(4): 277–290. DOI: [10.1046/j.1526-100X.1997.00542.x](https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00542.x)
- Nathan R, H Muller-Landau. 2000. Spatial Patterns of Seed Dispersal, Their Determinants and Consequences for Recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* 15(7): 278–285. DOI: [10.1016/S0169-5347\(00\)01874-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01874-7)
- Newton A, A Watson. 2005. Restoring Temperate Forests. In Mansourian S, D Vallauri, N Dudley eds. Forest Restoration in Landscapes. New York, USA. Springer. p. 320-328.
- Parker T, C Donoso. 1993. Natural regeneration of *Fitzroya cupressoides* in Chile and Argentina. *Forest Ecology and*

- Management* 59: 63–85. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(93\)90071-T](https://doi.org/10.1016/0378-1127(93)90071-T)
- Ramírez C, C San Martín, O Vidal, Y Pérez, J Valenzuela, JL Solís, G Toledo. 2014. Tundra Subantártica en la Isla Grande de Chiloé, Chile: Flora y vegetación turbosa de campañas. *Anales del Instituto de la Patagonia* 42(2): 17-37. DOI: [10.4067/S0718-686X2014000200002](https://doi.org/10.4067/S0718-686X2014000200002)
- R Development Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Asutria.
- Sigmaplot. 2016. Systat Software, San Jose, CA: Version 14.0
- Simard SW, KJ Beiler, MA Bingham, JR Deslippe, LJ Philip, FP Teste. 2012. Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews* 26(1): 39–60. DOI: [10.1016/j.fbr.2012.01.001](https://doi.org/10.1016/j.fbr.2012.01.001)
- Smith-Ramírez C, M González, C Echeverría, A Lara. 2015. Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43(1): 11-21. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100002>
- Sokal R, FJ Rohlf. 1995. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 714 W.H. Freeman and Company.
- Soto DP, PJ Donoso, A Vásquez-Grandón, M González-Chang, C Salas-Eljatib. 2020. Differential early performance of two underplanted hardwood tree species following restoration treatments in high-graded temperate rainforests. *Forests* 11: 401. <https://doi.org/10.3390/f11040401>
- Souto C, A Premoli, M Gardner. 2013. *Pilgerodendron uviferum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013:e.T32052A2809552. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20131.RLTS.T32052A2809552>.
- Stanturf J, S Mansourian, M Kleine. 2017. Implementing Forest Landscape Restoration, a Practitioner’s guide. Vienna, Austria. International Union of Forest Research Organizations. 128 p.
- UNEP-WCMC (Comps.) 2020. Checklist of CITES species – CITES Identification Manual. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland, and UNEPWCMC, Cambridge, United Kingdom. Accessed on 17/05/2021
- Vallauri DR, J Aronson, M Barbero. 2002. An Analysis of Forest Restoration 120 Years after Reforestation on Badlands in the Southwestern Alps. *Restoration Ecology* 10: 16-26. DOI: [10.1046/j.1526-100X.2002.10102.x](https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.10102.x)
- Villagrán C.1988. Late quaternary vegetation of southern Isla Grande de Chiloé, Chile. *Quaternary Research* 29: 294–306. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(88\)90037-3](https://doi.org/10.1016/0033-5894(88)90037-3)
- Wang C, C Li, H Wei, Y Xie, W Han. 2016. Effects of Long-Term Periodic Submergence on Photosynthesis and Growth of *Taxodium distichum* and *Taxodium ascendens* Saplings in the Hydro-Fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir of China. *PLoS One* 11(9): e0162867. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162867>

Recibido: 14/12/20  
Aceptado: 20/06/21





## Quantifying the temporal variation of the contribution of fine sediment sources to sediment yields from Chilean forested catchments during harvesting operations

Cuantificación de la variación temporal de la contribución de fuentes de sedimentos finos a la carga de sedimentos desde cuencas forestadas en Chile durante operaciones de cosecha

Paulina Schuller <sup>a</sup>, Desmond E Walling <sup>b</sup>, Andrés Iroumé <sup>c\*</sup>,  
César Quilodrán <sup>d</sup>, Alejandra Castillo <sup>a</sup>

<sup>a</sup>Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Químicas, Valdivia, Chile.

<sup>b</sup>University of Exeter, Department of Geography, College of Life and Environmental Sciences, Exeter, UK.

\*Corresponding author: <sup>c</sup>Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Valdivia, Chile, tel.: +56-63-2293003, airoume@uach.cl

<sup>d</sup>Imperial College London, Department of Physics, Space and Atmospheric Physics group, London, UK.

### SUMMARY

Fingerprinting techniques were incorporated into a paired catchment investigation in southern Chile to quantify the contribution of three fine sediment sources (catchment surfaces, forest roads and stream channels) to catchment suspended sediment yields during forest harvesting and replanting operations. Optimum composite fingerprints for use in sediment source discrimination and apportionment comprised <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> for the control catchment (LUC) throughout the study and for the treatment catchment (LUT) during the pre-harvest period, and <sup>137</sup>Cs and soil organic matter during harvest and post-harvest periods for LUT. Prior to harvesting, the dominant sediment source to the sediment load in both catchments was the stream channel and remained relatively constant throughout the study for LUC. For the entire study period the total suspended sediment yield from LUT (3,160 kg ha<sup>-1</sup>) approximately doubled that from LUC (1,650 kg ha<sup>-1</sup>). Most of this difference is accounted for by the increase in sediment output during the rainy months following clearcutting. The disturbance associated with forest operations in LUT caused the contributions to the load from the catchment slopes and forest roads to increase markedly (total contributions 835 and 795 kg ha<sup>-1</sup>, respectively). However, the total contribution from the stream channel for LUT during the study period (1,530 kg ha<sup>-1</sup>) remained similar to that from LUC. The results of the investigation demonstrated that any attempt to reduce sediment loading from forest harvesting would require adopting best management practices to reduce sediment mobilization from catchment surfaces and forest roads.

*Key words:* sediment source contribution, forest operations, source fingerprinting, paired catchments, southern Chile.

### RESUMEN

Técnicas de trazadores fueron incorporadas a una investigación de cuencas pareadas en el sur de Chile para cuantificar la contribución de tres fuentes de sedimentos finos (superficie de las cuencas, caminos forestales y cauces) a la carga total de sedimentos en suspensión durante las operaciones de cosecha y reforestación. La composición óptima de trazadores para discriminar y calcular la participación de cada fuente de sedimentos comprendió <sup>137</sup>Cs y <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> para la cuenca control (LUC) durante todo el estudio y para la cuenca de tratamiento (LUT) durante el período previo a la cosecha, y <sup>137</sup>Cs y la materia orgánica del suelo durante los períodos de cosecha y post-cosecha para LUT. Antes de la cosecha, la fuente dominante de sedimentos a la carga total de sedimentos en ambas cuencas fue la red de drenaje, y permaneció relativamente constante a lo largo del estudio para LUC. Durante el periodo estudiado, la carga total de sedimentos desde LUT (3.160 kg ha<sup>-1</sup>) fue aproximadamente el doble que desde LUC (1.650 kg ha<sup>-1</sup>). Gran parte de esta diferencia se explica por el aumento de la carga de sedimentos durante los meses lluviosos luego de la cosecha. La alteración por las operaciones forestales en LUT generó que las contribuciones desde las laderas y los caminos forestales aumentaran considerablemente (contribuciones totales de 835 and 795 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente). Sin embargo, la contribución total desde el cauce para LUT durante el periodo estudiado (1.530 kg ha<sup>-1</sup>) permaneció similar a la de LUC. Los resultados de esta investigación demostraron que todo intento para reducir el impacto de las operaciones forestales en las cargas de sedimentos en cuencas en el área de estudio deben focalizarse en adoptar buenas prácticas de manejo para reducir la movilización de sedimentos desde las laderas y los caminos forestales.

*Palabras clave:* contribución de fuentes de sedimentos, operaciones forestales, trazadores, cuencas pareadas, sur de Chile.

## INTRODUCTION

Increased sediment mobilization and delivery to streams associated with forest logging change the physicochemical and biological properties of adjacent aquatic ecosystems (Buttle 2011). Studies from around the world aimed at establishing the magnitude of the increase in suspended sediment yield after forest harvesting have mainly been based on traditional catchment experiments (Buttle 2011). Bathurst and Iroumé (2014), using existing data sets, conclude that maximum post-logging sediment yields are up to an order of magnitude higher than those associated with pre-logging periods. However, Buttle (2011) comments that harvesting alone might not substantially contribute to increased sediment fluxes, and Sidle *et al.* (2004) indicate that the primary sediment sources commonly consist of logging roads, road crossings and skidder trails, rather than the catchment surface. Differences in the quantification of post-logging effects for the different studies arise because many factors influence sediment mobilization, including logging practices, the level of connectivity between the harvested area and the stream network, the quantity, type and management of forest residues, the width of protected riparian areas and several other site characteristics (Gayoso 2015). Although numerous experimental catchment studies have been undertaken to assess the effects of forest logging on sediment yields, to date, few have explicitly established the source of the sediment contributing to the increased flux. The development of sediment source fingerprinting or tracing techniques has provided new opportunities to obtain such information, representing a direct means of establishing and apportioning the source of fine sediment transported by a stream. It involves assembling information on the physical and chemical properties of fine sediment collected at the outlet of a catchment and comparing these properties with those of potential sources (Walling 2005, Collins *et al.* 2017, Rachels *et al.* 2020). The success of this approach depends heavily on the selection of several sediment properties, which can clearly discriminate among the potential sources and thereby establish their contribution to the downstream sediment flux. A wide range of sediment properties have been used for this purpose, including major and minor elements (Walling 2005, Collins *et al.* 2017, Rachels *et al.* 2020), radionuclides (Matisoff *et al.* 2002, Walling 2005, Schuller *et al.* 2013), stable isotopes (Douglas *et al.* 2003) and isotopes associated with the organic fraction of the sediment (Bravo-Linares *et al.* 2018). Selection of the best fingerprint properties exercise commonly involves the use of statistical techniques to assess the ability of individual properties to discriminate potential sources and a mixing or unmixing model to estimate the relative contribution of these sources.

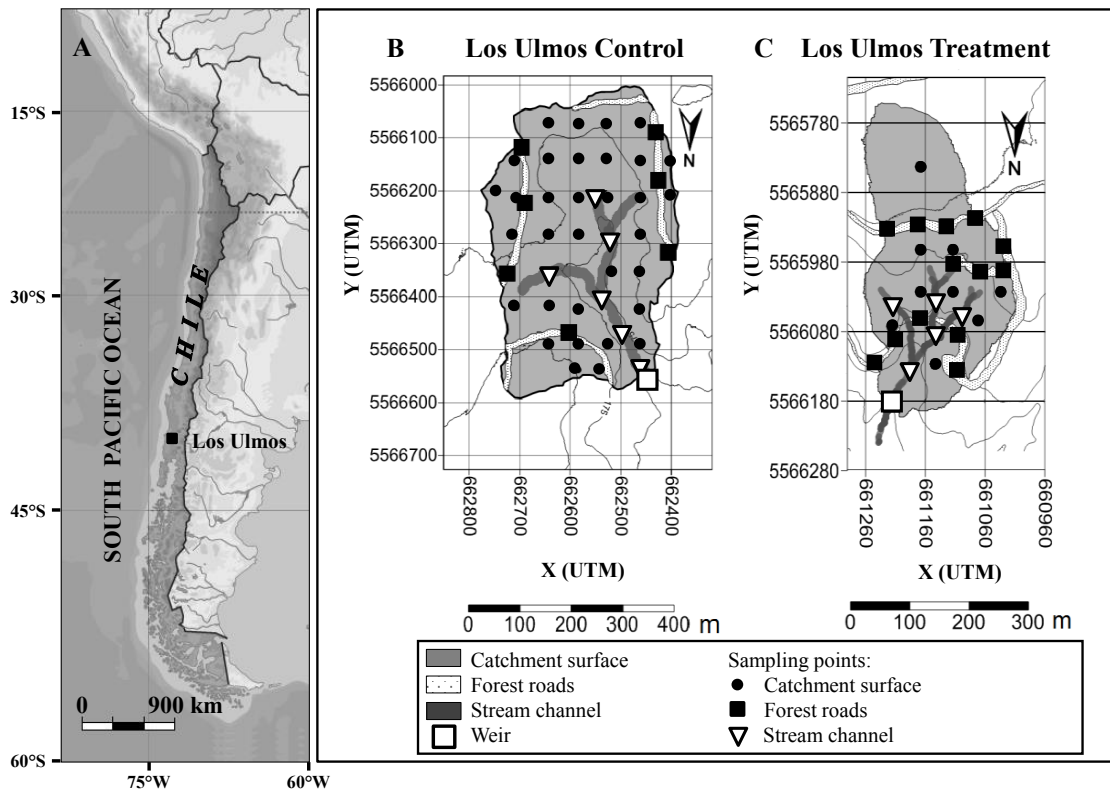
The objective of this investigation undertaken in southern Chile is to assess the impact of forestry operations on sediment yields, through the innovative use of fallout radionuclides as sediment source fingerprints to

inform on the apportionment of sediment sources. The hypothesis is that in regions in the Southern Hemisphere characterized with frequent atmospheric washout, the deposit of anthropogenic and geogenic fallout radionuclides can provide optimal concentrations to be implemented as fingerprints to investigate the temporal variation of both relative and total source contributions to the total fine sediment catchment outputs. This investigation builds upon Schuller *et al.* (2013), extending the observation period and investigating the temporal variation of both relative and total source contributions to the total fine sediment output in a forest paired catchment study. Results provide important information to support the implementation of cost-effective control measures.

## METHODS

*Study catchments.* A paired catchment investigation was undertaken in the coastal mountains of southern Chile (figure 1A). The two catchments, located 1 km apart, were designated Los Ulmos control (LUC) and Los Ulmos treatment (LUT). Soils were red clayed originating from old volcanic ashes deposited on the coastal metamorphic complex (Iroumé *et al.* 2006). Further details concerning the characteristics of these catchments and forest covers are provided by Schuller *et al.* (2013) and summarized in table 1. Suspended sediment monitoring for both catchments covered ~27 months, extending from 01.10.2009 to 12.12.2011 for LUC, and from 10.09.2009 to 12.12.2011 for LUT. The calibration period extended 6 months between 01.10.2009 and 01.04.2010. Clearcutting operations in LUT comprised ~84 % of the catchment area (100 % of the *Eucalyptus nitens* plantation); the remaining surface corresponds to riparian native vegetation (13.4 %) and unpaved dirt roads (2.6 %). Trees were hand-felled with chainsaw and logged to landings located outside the catchment using rubber-tyred skidders. Mean and maximum yarding distances were 66 and 170 m respectively, and skid trails were created by yarding. Clearcutting occurred between 01 and 15.04.2010 (table 1) shortly before the May-August rainy season. Over the past 50 years, this period has typically accounted for *ca.* 60 % of the total annual rainfall for the study area. During the harvest period, no sediment control measures were implemented. The adoption of best management practices is not compulsory in the country, except for maintaining in place the riparian vegetation along the drainage network. LUT was replanted with *E. nitens* during the spring (October) of 2011 (table 1). The LUC catchment was not disturbed during the study.

*Monitoring of precipitation, discharge and suspended sediment.* Continuous rainfall records were generated using two Hobo tipping bucket gauges with resolution of 0.257 mm located halfway between the catchments. Streamflow was measured using Thompson-type V-notch weirs equipped with data loggers to record water stage at 3 min in-



**Figure 1.** A) Location of the study site within Chile; B) and C) the two catchments and the distribution of sampling points within the catchments.

A) Localización del estudio en Chile; B) y C) las dos cuencas y la distribución de los puntos de muestreo dentro de cada una de ellas.

**Table 1.** Characteristics of the study catchments and the timing of the forestry operations and the sampling campaigns undertaken to characterize the potential sediment sources.

Las características de las cuencas estudiadas y los periodos de las operaciones forestales y de las campañas de muestreo realizadas para caracterizar las potenciales fuentes de sedimentos.

Catchment	LUC	LUT
Latitude; longitude	40°02' S; 73°05' W	40°02' S; 73°06' W
Vegetation type	<i>Eucalyptus nitens</i> (67 %) <i>Pinus radiata</i> (33 %)	<i>Eucalyptus nitens</i>
Year of plantation establishment	2000	1997
Mean long-term annual precipitation (mm)	2500	2500
Surface (ha)	19.8	7.6
Mean altitude (masl)	192	198
Mean slope (%)	18	25
Main observation period (dates)	01.10.09 - 12.12.11	10.09.09 - 12.12.11
Main harvest period		01-15.04.10
Replanting period		03-07.10.11
Timing of sources zones sampling campaigns	13-14.07.09	
Pre-harvest		08.07.09
Post-harvest		28-29.07.10 and 03.05.11

tervals with accuracy of  $\pm 2$  mm. The suspended sediment load was documented at each flow measuring station using a flow proportional water sampling procedure (Huber *et al.* 2010). Water samples, with a volume proportional to the discharge, were collected every 8 hours using an automatically operated electric pump and added to a bulk sample stored in a tank. Every 7 or 15 days during the winter (wet) and summer (dry) periods, respectively, a representative sample of the water and sediment stored in the tank was collected and filtered to obtain the discharge-weighted mean suspended sediment concentration for the sampling period. The suspended sediment load for each sampling period was calculated as the product of this mean suspended sediment concentration and the mean discharge for the period. The tank was emptied and cleaned in readiness for the collection of the subsequent bulk sample.

*Sampling potential suspended sediment sources and the sediment output from the catchments.* The three potential suspended sediment sources (catchment surface or forested slopes, forest roads and tracks, and stream channels) and the sampling program for characterizing the fingerprint properties of the potential sources and the sediment output from the catchments were described in Schuller *et al.* (2013). In both catchments, multiple composite samples of source material were collected from the surface (0-1 cm) of the potential sources at areas with good connectivity to the streams, to characterize the spatial variability of fingerprint properties associated with the individual sources. The distribution of sampling points is shown in figures 1B and C for LUC and LUT, respectively. Samples representative of the catchment surfaces were collected from areas of the forested (or harvested/replanted) slopes using a grid pattern. Samples from forest roads and stream channels were collected along these features from locations which provided evidence of active erosion and sediment mobilization. In the case of the samples collected from forest roads, these aimed at being representative of material that would be mobilized during storm events and therefore included material from road verges and adjacent cut slopes. Along stream channels, composite samples of surface material were collected from the full vertical extent of bank profiles and the stream bed. The composite source material samples, collected from each sampling location point, typically comprised 1-2 kg of material, providing enough mass for subsequent laboratory analyses. The timing of the sediment source sampling campaigns is summarized in table 1. The source material sampling was repeated in LUT after the completion of harvesting operations and prior to replanting, to characterize the catchment in its disturbed condition. Composite samples collected from potential sources were analyzed individually to ensure that the results obtained were representative of the spatial variability of the properties of the three potential sources.

Two time-integrating trap samplers were installed in the upper part of each weir pool to collect bulk samples of sus-

pended sediment to be used as target samples in the source fingerprinting study (Schuller *et al.* 2013). The sediment collected by the trap samplers was retrieved at approximately monthly intervals (table 2) and was supplemented by fine sediment collected from the beds of the weir ponds. A summary of the target sediment sampling program in relation to precipitation and measured sediment load for the individual sampling periods is presented in table 2.

*Selection of fingerprint properties.* Based on Walling (2005) and Matisoff *et al.* (2002), attention focused on the use of the fallout radionuclides caesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ , half-life 30.2 y) and excess lead-210 ( $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ , half-life 22.2 y) as fingerprints. The presence in surface soil of anthropogenic  $^{137}\text{Cs}$  in the studied area predominantly reflects global fallout from the atmospheric testing of thermonuclear weapons from 1952 to the mid-1980s. In contrast, the fallout of geogenic  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  can be viewed essentially continuous over time at a specific site (Appleby and Oldfield 1978). Fallouts  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  are strongly and rapidly adsorbed by exchange sites in the surface soil (He and Walling 1996). In undisturbed soils, such as some forest soils, the occurrence of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  is typically characterized by an exponential depth distribution due to their fallout origin and limited post-fallout downward movement in soil. The maximum  $^{137}\text{Cs}$  concentration is commonly found slightly below the surface in undisturbed soil, because of the cessation of significant fallout in the 1980s and the very slow downward migration of the peak activity (Schuller *et al.* 1997, Walling 2013). In the case of  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ , the peak activity is normally found at the surface, due to the ongoing fallout receipt. Caesium-137 and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  provide valuable fingerprints for distinguishing surface and subsurface sediment sources. In this study, the catchment surface can be expected to be characterized by significant activities of both radionuclides, whereas forest roads and channel banks are likely to be characterized by lower or zero activities. However, surface sediment can accumulate fresh  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  fallout if it subsequently remains undisturbed for a considerable period. Because of likely contrasts among the organic matter content (SOM) of surface soils, road surfaces and the channel banks (Ritchie *et al.* 2007), SOM concentration associated with source material samples was included as a possible fingerprint property. The naturally occurring environmental radionuclides potassium-40 ( $^{40}\text{K}$ , half-life  $1.28 \times 10^9$  y) and radium-226 ( $^{226}\text{Ra}$ , half-life 1,622 y) were also included as possible fingerprints to investigate their potential to discriminate different source materials, because they can be determined by the analytical procedures used for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ .

*Measurement of the fingerprint properties of source material and target samples.* Since radionuclide activities are grain size dependent (He and Walling 1996, Walling 2005), attention was directed to the  $<63 \mu\text{m}$  fraction when determining the fingerprint properties of potential source

**Table 2.** The timing of fine sediment collection from catchment outlets and precipitation and sediment load associated with each sampling period for LUC and LUT. The relative contribution of the three sources to the target sediment samples collected from both catchments and the values of relative mean error (RME) for a comparison of estimated and measured fingerprint concentrations in each target sample.

Los períodos de recolección de sedimentos en las salidas de las cuencas, y la precipitación y carga de sedimentos asociados a cada período de muestreo en LUC y LUT. La contribución relativa de las tres fuentes de sedimentos a las muestras objetivo obtenidas en cada cuenca y los valores del error relativo medio (RME) para la comparación de las concentraciones estimadas y medidas de trazadores en cada muestra objetivo.

Catchment	Main observation period	Sampling period of the target sediment		Precipitation (mm)	Sediment load (kg ha <sup>-1</sup> )	Relative contribution to sediment load (%)			RME (%)
						Catchment surface	Forest roads	Stream channel	
		from	to						
LUC		01.10.09	30.10.09	291	155	12 ± 2	1.2 ± 0.4	87 ± 2	2.99
		30.10.09	03.12.09	177	59	19 ± 2	0.6 ± 0.2	80 ± 2	6.84
		03.12.09	30.12.09	85	30	29 ± 2	0.5 ± 0.3	71 ± 2	8.38
		30.12.09	15.01.10	46	31	4 ± 1	1.3 ± 0.4	95 ± 1	6.18
		15.01.10	09.02.10	127	48	12 ± 1	1.0 ± 0.5	87 ± 1	7.75
		09.02.10	19.03.10	110	35	8 ± 2	0.9 ± 0.4	91 ± 2	4.38
		19.03.10	09.06.10	293	75	0.6 ± 0.1	33 ± 2	67 ± 2	16.09
		09.06.10	29.07.10	622	60	2.0 ± 0.7	3.3 ± 0.9	95 ± 1	5.11
		29.07.10	01.09.10	471	431	4 ± 1	4 ± 1	93 ± 2	2.89
		01.09.10	01.10.10	87	10	4 ± 1	13 ± 2	82 ± 3	1.91
		01.10.10	24.11.10	246	43	3 ± 1	5 ± 2	92 ± 2	2.46
		24.11.10	21.12.10	83	29	0.5 ± 0.6	20 ± 3	79 ± 4	14.03
		21.12.10	10.03.11	189	75	4 ± 2	24 ± 3	72 ± 5	2.03
		10.03.11	11.04.11	113	22	0.5 ± 0.2	15 ± 3	85 ± 3	8.82
		11.04.11	20.05.11	266	29	17 ± 2	28 ± 2	55 ± 2	1.04
		20.05.11	20.06.11	282	51	0.4 ± 0.2	27 ± 4	73 ± 4	18.88
		20.06.11	28.07.11	321	81	0.9 ± 0.4	12 ± 2	87 ± 2	8.61
		28.07.11	31.08.11	378	156	15.3 ± 0.9	8 ± 1	77 ± 2	0.68
		31.08.11	11.10.11	258	180	1.3 ± 0.4	17 ± 1	82 ± 2	6.10
		11.10.11	15.11.11	50	31	4.0 ± 1.0	4 ± 1	92 ± 1	3.82
	15.11.11	12.12.11	93	22	9.5 ± 0.9	11 ± 1	80 ± 2	0.58	
LUT	Pre-harvest	10.09.09	01.10.09	68	46	3 ± 1	30 ± 11	67 ± 11	2.68
		01.10.09	30.10.09	291	91	8.9 ± 0.7	7 ± 4	84 ± 4	15.95
		30.10.09	03.12.09	177	54	20.5 ± 0.8	7 ± 4	72 ± 4	19.13
		03.12.09	30.12.09	85	47	12.7 ± 0.5	7 ± 3	81 ± 3	20.57
		30.12.09	15.01.10	46	23	9.3 ± 0.5	10 ± 5	80 ± 5	13.11
		15.01.10	09.02.10	127	26	5.0 ± 0.6	6 ± 2	89 ± 2	24.33
		09.02.10	19.03.10	110	22	10.1 ± 0.6	6 ± 2	84 ± 2	18.79
		19.03.10	15.04.10	64	20	54 ± 4	25 ± 2	20 ± 5	3.27
	Post-harvest	15.04.10	13.05.10	86	600	16 ± 3	1.3 ± 0.5	82 ± 2	7.78

Continue

Table 2. Continued

	13.05.10	09.06.10	143	61	4.4 ± 2	1.3 ± 0.8	94 ± 2	10.63
	09.06.10	29.07.10	622	393	13 ± 3	29 ± 2	58 ± 4	3.03
	29.07.10	01.09.10	471	646	42 ± 5	17 ± 4	41 ± 6	1.67
	01.09.10	01.10.10	87	12	35 ± 6	40 ± 4	25 ± 8	1.14
	01.10.10	24.11.10	246	70	47 ± 4	25 ± 3	29 ± 5	1.81
	24.11.10	12.01.11	94	88	78 ± 2	19 ± 1	2 ± 1	9.06
	12.01.11	10.03.11	178	119	42 ± 1	56 ± 1	1.7 ± 0.6	13.01
	10.03.11	11.04.11	113	35	46 ± 1	52.4 ± 0.9	1.4 ± 0.7	11.92
	11.04.11	20.05.11	266	48	45 ± 1	52.5 ± 0.9	2.1 ± 0.9	10.10
	20.05.11	20.06.11	282	104	42 ± 3	54 ± 2	4 ± 2	5.32
	20.06.11	28.07.11	321	56	29 ± 5	3 ± 1	68 ± 5	3.47
	28.07.11	31.08.11	378	426	20 ± 3	53 ± 3	28 ± 5	0.96
	31.08.11	11.10.11	258	105	10 ± 3	1.4 ± 0.6	89 ± 3	14.87
Post-replanting	11.10.11	15.11.11	50	36	26 ± 3	1.1 ± 0.4	73 ± 3	13.79
	15.11.11	12.12.11	93	27	32 ± 4	18 ± 3	50 ± 5	3.15

materials and the target samples of fine sediment. This facilitated direct comparison of target and source samples and no additional particle size correction was applied (Schuller *et al.* 2013). Target samples were dewatered by vacuum filtration through MFS ADVANTEC GC 50 glass fiber filters with a 1.2 µm pore size. The dewatered fine sediment target samples collected from catchment outlets and all source material samples were air-dried, oven-dried at 40°C, disaggregated and sieved to < 63 µm prior to analysis.

For radionuclide analyses, an aliquot of *ca.* 80 g of the < 63 µm fraction of each source and target sample was sealed in a Petri dish and stored for at least 3 weeks prior to radiometric assay to ensure equilibrium between <sup>226</sup>Ra and its short-lived easily detected gamma emitting daughter <sup>214</sup>Pb. The mass activity densities (activities) of <sup>137</sup>Cs, <sup>210</sup>Pb, <sup>40</sup>K and <sup>226</sup>Ra were determined by gamma-spectrometry, using an ORTEC high-resolution, extended range Ge detector with 53 % relative efficiency, coupled to a PC based digital analyzer system employing ORTEC GammaVision software. The detector was calibrated for the same sample geometry, with standards characterized by a bulk density and grain size like those of the analyzed sample and prepared using certified standard solutions type QCYB400 and type QCYB410 provided by Eckert and Ziegler Nuclitec GmbH. Count times were more than 72,000 s per sample, providing results with an analytical precision of *ca.* ±10 % at the 95 % level of confidence. The organic carbon content (SOC) of the <63 µm fraction was measured by organic matter oxidation in a sodium dichromate (Na<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) and sulphuric acid (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) solu-

tion. After 24 h, the chromate reduction was calculated by measuring supernatant absorbance at 600 nm wavelength with a spectrophotometer. SOM was estimated from SOC content using a Sprengler coefficient of 1.724.

*Source fingerprinting and source ascription.* The relative contributions of the potential sediment sources to target samples representative of the total fine sediment load for specific sampling intervals were estimated using a standard sediment source fingerprinting approach described in detail by Schuller *et al.* (2013). In brief, key components involved, firstly, comparing the fingerprint properties of individual target sediment samples collected at catchment outlets with the equivalent mean values for the properties of the three potential sources to ensure that the former fell within the range of the latter. Only properties which passed this test were used in subsequent analyses. Secondly, the discriminatory power of fingerprint properties was tested statistically by using the non-parametric Kruskal–Wallis H test, to compare the property values associated with the individual samples collected from the three different potential sources. Only properties which demonstrated a significant difference between the sources were selected. A multiple discriminant function analysis was subsequently employed to select the optimum composite fingerprint set to be used in source apportionment, from those properties identified as possible fingerprints in the first stage. The relative contributions of the potential sources to a target sediment sample were estimated using a multivariate mixing model that was optimized by minimizing an objective function reflecting the difference between the observed

and predicted property concentrations of sediment (Walling and Collins 2000). The objective function, equation [1], used for the optimization was:

$$\sum_{i=1}^n \{(C_i - [\sum_{s=1}^m P_s S_{si}]) / C_i\}^2 \quad [1]$$

where  $C_i$  is the concentration of the fingerprint property  $i$  in the time-integrated suspended sediment sample,  $P_s$  the optimized relative contribution from source  $s$ ,  $S_{si}$  the mean concentration of the fingerprint property  $i$  in source  $s$ ,  $n$  the number of fingerprint properties comprising the optimum composite fingerprint and  $m$  the number of sediment sources.

The mixing model assumes that the fingerprint properties are conservative, so that the properties of the suspended sediment directly reflect those of its sources and comprise material only from the identified sources. The result is conditioned by two requirements:  $0 \leq P_s \leq 1$  and  $\sum_{s=1}^m P_s = 1$

The uncertainty introduced by the spatial variability of the properties of a given source and the need to represent this concentration as a single mean value (*i.e.*,  $S_{si}$ ) in the mixing model was considered by using a Monte Carlo procedure to introduce different possible values of  $S_{si}$ , derived using the standard error of the mean values, into the mixing model. This Monte Carlo procedure involved 50,000 iterations and the resulting estimates of the contribution of individual sources to the target sediment sample were characterized by the mean value and its 95 % confidence limits. Mean contributions were calculated for each target sediment sample and linked to individual sampling periods represented by the time integrated suspended sediment samples.

The goodness of fit provided by the multivariate mixing model was tested by comparing the measured fingerprint property concentrations for target sediment samples with the corresponding values predicted by the optimized mixing model. For this purpose, the relative mean error (RME) for each target sample was calculated using equation [2] and expressed in percentage.

$$RME = 1/n (\sum_{i=1}^n |(C_i - [\sum_{s=1}^m P_s S_{si}]) / C_i|) \quad [2]$$

Estimates of the total mass of sediment contributed by each of the three potential sources during each observation period were obtained by coupling the relative contribution of the three potential sources with information on the total sediment load associated with each sampling period.

## RESULTS

*The impact of catchment disturbance on sediment yield.* Rainfall and sediment loads documented for LUC and LUT during successive intervals of the overall study are summarized in table 2. Figure 2 also presents the measured rainfall, runoff and sediment load for LUC and LUT for the successive individual sampling intervals.

The runoff response of both catchments was similar during the entire study period, with no detectable runoff increases in LUT after clearcutting (figures 2C, D and 3A). However, the sediment output from LUT (figure 2F) provides clear evidence of increase after forest harvesting, when compared to that from LUC (figure 2E). For the period 01.10.2009 to 19.03.2010, which preceded the commencement of forest harvesting in LUT, the total sediment output from LUT ( $263 \text{ kg ha}^{-1}$ ) was slightly less than that from LUC ( $358 \text{ kg ha}^{-1}$ ). The total sediment output from LUT for the 4.5-month wet period (15.04.2010 to 01.09.2010, recorded rainfall of 1,320 mm) following the forest harvesting was  $1,700 \text{ kg ha}^{-1}$ , whereas the value for the equivalent period for LUC was  $538 \text{ kg ha}^{-1}$ , indicating that during these 4.5-months following forest harvesting the fine sediment output in LUT was more than three times that of LUC.

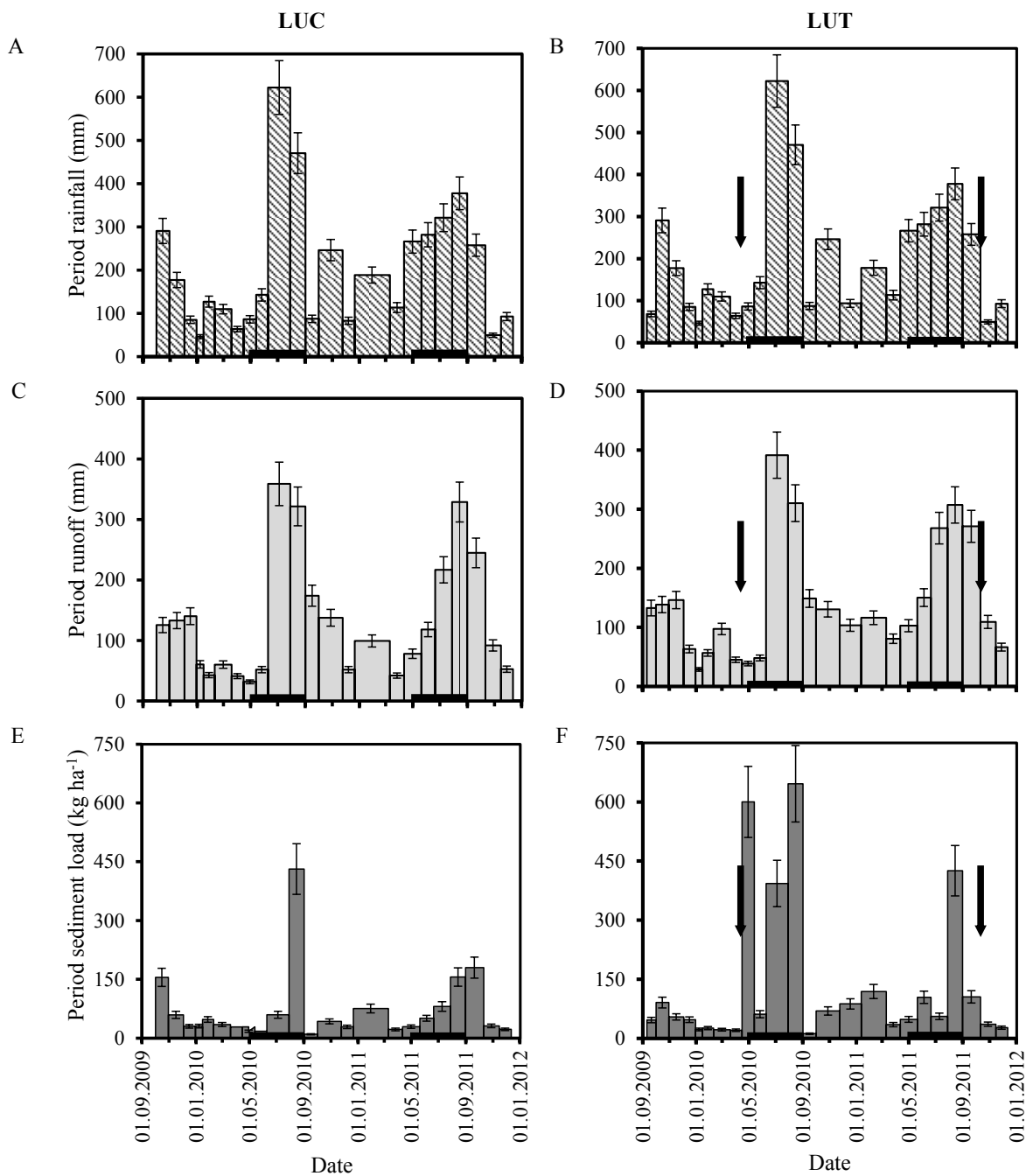
Considering essentially the same 4.5-month observation period for the subsequent year (11.04.2011 to 31.08.2011), rainfall (1,250 mm) was slightly less than that for 2010 (1,320 mm), although it was more evenly distributed throughout the rainy season (figures 2A and B). In 2011, the sediment output from LUC during this period was  $316 \text{ kg ha}^{-1}$  and therefore, as might be expected, less than that for 2010 ( $538 \text{ kg ha}^{-1}$ ). This difference reflects the lack of periods with very high rainfall totals and the slightly lower rainfall total for 2011. However, the sediment output from LUT ( $633 \text{ kg ha}^{-1}$ ) remained higher than that from LUC, although the increase was reduced to a *ca.* 2-fold. During the two observation periods following replanting (extending from 11.10.2011 to 12.12.2011, table 2), the total sediment yields from LUC and LUT were similar ( $54$  and  $63 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectively).

Figure 3B presents the cumulative daily sediment load of both catchments. It corroborates the interpretation of the behavior of treatment and control catchments presented above. Considering the overall monitoring period, the sediment output from LUT ( $\sim 3,160 \text{ kg ha}^{-1}$ ) approximately doubled that from LUC ( $\sim 1,650 \text{ kg ha}^{-1}$ ); with this increase being accounted for primarily by the increased sediment yield from LUT during the 4.5 months after harvesting.

*Assessment of the discriminatory power of the included fingerprint properties and selection of the optimum composite fingerprints for source apportionment.* Application of the non-parametric Kruskal–Wallis test and multiple discriminant function analysis indicated that the optimum composite fingerprint sets for source discrimination and apportionment estimation comprised  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  for LUC throughout the study period and for LUT pre-harvest. Caesium-137 and SOM provided the optimum composite fingerprint for LUT during the post-harvest period. Composite fingerprints successfully classified 83.3% and 82.7% of the source material samples collected for LUC and LUT pre-harvest, respectively, and 71.9% of the samples collected from LUT post-harvest.

Source contributions to the sediment output from the study catchments and their changes through time. The values for the relative contributions of the individual sources summarized in table 2 represent the mean derived from the

multiple estimates provided by the Monte Carlo procedure and its 95 % confidence limits. The goodness of fit of the fingerprint property concentrations of the target samples generated by the optimized mixing model to the measured



**Figure 2.** Total precipitation (A and B), runoff (C and D) and sediment load (E and F) for each successive period between samplings in LUC and LUT, respectively. For the LUT catchment, the vertical arrows represent the dates of completion of forest harvesting and replanting, respectively. The horizontal black lines superimposed on the time axis show the typical timing of the wet season in the study site, based on long-term records.

Precipitación total (A y B), escorrentía (C y D) y carga de sedimentos (E y F) para cada periodo sucesivo entre muestreos en LUC y LUT, respectivamente. Para la cuenca LUT, las flechas verticales a la izquierda y derecha representan las fechas de término de la cosecha y reforestación, respectivamente. Las líneas horizontales en negro superpuestas al eje de tiempo muestran los periodos típicos de la estación lluviosa en el sitio de estudio, basados en registros de largo plazo.



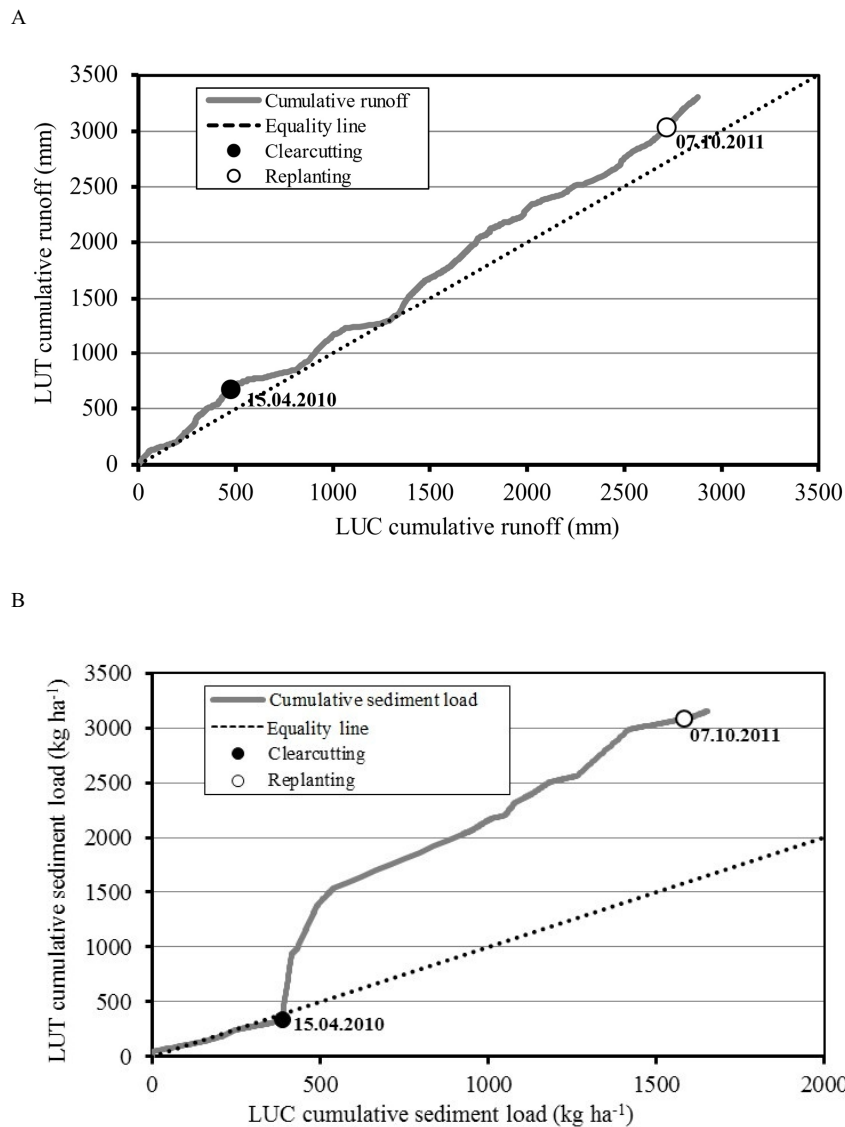
concentrations in those samples, as indicated by the relative mean error (RME), is also listed for each target sample in table 2. With a maximum value of ~25 % and *ca.* 85 % of the values < 15 % and *ca.* 66 % of the values < 10 %, RME values are considered acceptable.

*Relative source contributions.* Information on the temporal variation of the relative contributions of the three potential sources to the target samples collected from the two study catchments and their associated loads is presented in table 2 and in figures 4A and B. Considering the pre-logging period, both catchments are characterized by similar relative source contributions, with 70-90 % of sediment output co-

ming from stream channels. Catchment surface represents the next most important source, contributing *ca.* 15 % of sediment output. The forest roads represent a minor, but nevertheless significant, sediment source in both catchments, contributing about 10 and 1% of the sediment output from LUT and LUC, respectively.

Relative source contributions from LUC stay constant during the remainder of the study period, although roads assume superior importance during the wet seasons of both 2010 and 2011. Contribution from roads also increases during the summer of 2010-2011.

In the case of LUT, disturbance of the catchment by clear felling at the beginning of the wet season caused

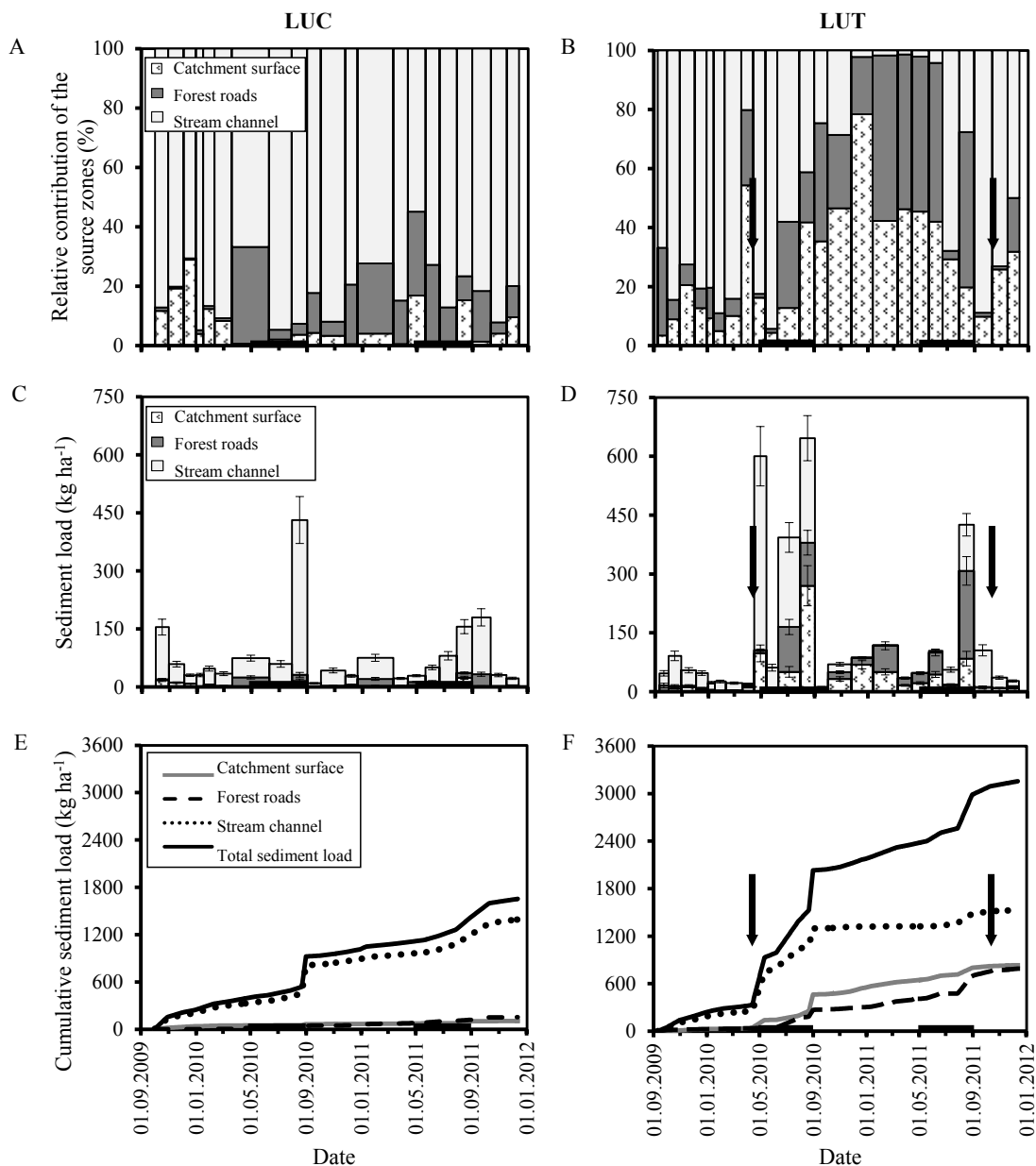


**Figure 3.** A) Double mass plot of the daily runoff from the two study catchments. B) Double mass plot of the daily fine sediment loads from the two study catchments. The black and white dots represent the dates of completion of harvesting and replanting, respectively, in LUT.

A) Curvas doble máscas de las escorrentías diarias de sedimento fino desde las dos cuencas estudiadas. B) Curvas doble máscas de las cargas diarias de sedimento fino desde las dos cuencas estudiadas. En A) y B), los puntos en negro y blanco representan las fechas del término de la cosecha y reforestación, respectivamente, en LUT.

major changes in the relative importance of the three sediment sources. During the sampling period from 19.03 to 15.04.2010, that included clearcut operations, the relative contribution from the stream channel decreased markedly to ~20 %, and the relative contributions from both the catchment surface and forest roads significantly increased from ~15 to ~55 % and from ~10 to ~25 %, respectively.

During the two months following the completion of clearcutting in LUT (15.04.2010 to 09.06.2010), the importance of the catchment surface and forest roads as sediment sources declined markedly, returning to relative contributions like those associated with the pre-harvest period. Subsequently, during the period extending from 09.06.2010 to 31.08.2011, the contributions from both slopes and forest roads again increased and dominated



**Figure 4.** Temporal variation of the relative contribution (A and B), the total magnitude of the contribution (C and D) and the cumulative sediment load (E and F) from the three potential sources to the time-integrated samples collected at the outlets of catchments LUC (left) and LUT (right) during the study period. The arrows on the left and right of B), D) and F) mark the completion of harvesting and planting operations, respectively.

Variación temporal de la contribución relativa (A y B), la magnitud total de la contribución (C y D) y la carga acumulada de sedimentos (E y F) de las tres fuentes potenciales a las muestras integradas en el tiempo colectadas en las salidas de las cuencas LUC (izquierda) y LUT (derecha) durante el estudio. Las flechas a la izquierda y derecha en B), D) y F) marcan el término de las operaciones de cosecha y reforestación, respectivamente.

the sediment output from the catchment. The contribution from the stream channel was reduced to ~2 % during a prolonged 7-month period extending from 24.11.2010 to 20.06.2011. However, after 20.06.2011, the importance of the channel as a sediment source was progressively restored to pre-harvest conditions. There is some evidence of the impact of replanting activity during this period, with increased contributions from the catchment surface and forest roads, which are likely to have been disturbed by this activity.

*The magnitude of source contributions.* Figures 4C and D provide information on the temporal variation of the absolute magnitude of the sediment contributions from the three sources to sediment output during the study period. The results for LUC (figure 4C) emphasize the importance of stream channels as the primary source of sediment exported from the catchment. This can be seen as indicative of sediment mobilization and delivery from the study area under essentially natural or undisturbed conditions. The results for LUT (figure 4D) highlight the seriously increased contribution from forest roads and the catchment surface after clearcutting, with these enhanced contributions continuing until the completion of the forest planting. In addition, the sizeable increase in the contribution of sediment from channel sources during the first, third and fourth observation periods following clearcutting (figure 4D) may reflect channel disturbances by harvesting activities, and increased winter storm discharges passing down the channels.

Figures 4E and F provide a useful summary of the changes in sediment output from LUT caused by forest harvesting and replanting operations. Overall, considering the entire study period, forest operations caused the total sediment output from LUT (3160 kg ha<sup>-1</sup>) to be double than that from LUC (1650 kg ha<sup>-1</sup>). This increase is coupled with major changes in the amounts of sediment contributed by the different sources. Under 'natural' conditions stream channels are the major sediment source, contributing ~1390 kg ha<sup>-1</sup> during the study period (figure 4E), which represents *ca.* 84% of the of total sediment export. Forest harvesting in LUT caused the contributions from catchment slopes and forest roads to increase markedly, with both sources contributing *ca.* 25% (*i.e.*, 835 and 795 kg ha<sup>-1</sup>, respectively) of the total sediment output in this catchment (figure 4F). However, the total contribution from channel sources for LUT during the study period (1530 kg ha<sup>-1</sup>) remains similar to that from LUC (1390 kg ha<sup>-1</sup>, figures 4E and F).

## DISCUSSION

*Catchment disturbances and impacts on runoff and sediment yield.* The calibration period of common monitoring of the two catchments prior to the disturbance of LUT was limited to six months. The short calibration period and the fact that it did not include the season characterized by

intense rainfall must be seen as a limitation of the study. However, it did include several events with substantial rainfall (figures 2A and B). The available data confirmed the essentially similar sediment response of the two catchments during the calibration period (figures 2E, F and 3B). The extension of the monitoring to include a period when LUT could be expected to have largely recovered from the disturbance caused by forest harvesting and when the specific sediment yields of the two catchments were again very similar provided further confirmation of the similarity of the response of the two catchments.

There were no detectable runoff increases in LUT after clearcutting (see figure 3A). This was somehow unexpected, since many paired catchment investigations have reported runoff increases after forest harvesting (Brown *et al.* 2005). However, limited changes or delayed runoff increases had also been reported by other paired catchment studies (David *et al.* 1994), and this behavior might confirm the suggestion of McDonnell *et al.* (2018) that "factors influencing the control variables on sustained annual water yield in forested headwaters are not well understood" when calling for better consideration of underground water storage.

The sediment output from LUT (figure 2F) provides clear evidence of increase after forest harvesting, when compared to that from LUC (figure 2E). Such behavior is well documented globally (Gayoso 2015). As clearcutting did not generate increases in runoff, the increase in the sediment loads in LUT was due to increases in suspended sediment concentrations, which were higher during the 4.5-month period immediately after harvesting (mean 305 mg l<sup>-1</sup>, range 11-1638 mg l<sup>-1</sup>) as compared with the control period (mean 50 mg l<sup>-1</sup>, range 14-104 mg l<sup>-1</sup>). Comparing a 4.5-month observation period immediately after harvesting with a similar 4.5-month for the subsequent year, sediment output from LUT was three times higher than that from LUC, and the increase was reduced to a *ca.* 2-fold for the latter period. This fact is relevant when examining the long-term effect of harvesting on sediment movement. The reduction in the magnitude of the increase in sediment output from LUT, when compared to LUC, during the second wet season (*i.e.*, one year after harvest) reflects some degree of stabilization of the catchment sediment source areas following logging. However, it is also seen as demonstrating delayed export of sediment, possibly held in storage, during the subsequent rainy season. During the two observation periods following the completion of replanting (11.10.2011 to 12.12.2011, table 2), the total sediment yields from LUC and LUT were similar, a fact that may reflect the limited rainfall (142 mm) during these periods although does not exclude the possibility of a delayed increase in the sediment yield from LUT during rainy periods, as also observed after logging.

The cumulative daily sediment load of both catchments (figure 3B) emphasizes the short-lived nature of the increase in sediment yield associated with the wet season

following forest harvesting and the return to a similar response from both catchments by the time replanting was completed.

*The discriminatory power of the fingerprint properties included in the study.* The conservative nature of the individual fingerprint properties was tested using the 'range test'. Potassium-40 and <sup>226</sup>Ra, which constitute intrinsic properties of the soil, failed this test, and were therefore not included in the subsequent statistical tests for identifying the optimum composite fingerprints. The inclusion of SOM confirms the ability of organic matter content to discriminate among material from catchment surface, forest road and river channel sources as reported by Ritchie *et al.* (2007).

*Source contributions.* Considering the pre-logging period, the forest roads represent a minor (less than 10 % of the sediment output), nevertheless significant sediment source in both catchments. Relative source contributions from LUC remain constant during the rest of the study period, although roads assume higher importance during the wet seasons of both 2010 and 2011 when the road surfaces are likely to be subject to increased surface runoff and erosion. The contribution from roads also increases during the summer of 2010-2011, suggesting that the heavy rainfall that occurred during the winter of 2010 may have increased the importance of this sediment source during the subsequent summer by, for example, increasing instability of cut slopes and activating rills and small gullies. These effects were probably also enhanced by the increased use of forest roads in LUC during these periods in association with the harvesting activity in adjacent catchments.

These changes are highly consistent with the expected impact of clearcutting in disturbing both the catchment surface and forest roads and thereby increasing their susceptibility to erosion (Gayoso 2015). However, Luce and Black (1999) emphasize the importance of roads as a primary source of the sediment yield from forested catchments, and the 25 % contribution of forest roads to the sediment yield from LUT after harvesting could be seen as low. It was considerably lower than that reported by Grace (2002), who found relative contributions from roads of ca. 90 %. Nevertheless, Rachels *et al.* (2020) found that the primary source of suspended sediment in pre and post-harvesting conditions was streambank sediment.

In this study, the fingerprint properties of source material samples collected from stream channels differed from those collected from forest roads and catchment surfaces. However, Bravo-Linares *et al.* (2018) working in the LUC catchment used a compound-specific stable isotope technique to discriminate sediment sources. They found that 74–98 % of the sediments in stream channels originated from unpaved roads. This might indicate that forest roads provide sediment to the stream during the entire plantation rotation, which is partially stored along channels thus showing a different signature to that associated with roads.

From a management perspective, information of the absolute magnitude of sediment contributions from the three sources to sediment output is much more relevant than that for the relative contributions of the three sources, since any sediment control or management strategy must aim at reducing the amounts of sediment transported downstream and focusing on the source or sources contributing most sediment.

The fact that the total contribution from channel sources for LUT during the study period remained like that from LUC, suggests that this catchment disturbance did not seriously change the amount of sediment contributed by channels. In this context, the results from the present study indicate that catchment slopes and forest roads represent important additional sources that are activated by the disturbance associated with forest harvesting and suggest that any management action should focus on these potential sources if the increased output of fine sediment from recently harvested areas in the study region is to be reduced. Further consideration when implementing management practices must, however, take account of the magnitude of sediment loads and source contributions from the study catchments. Overall, the fine sediment output from LUC, which can be seen as representing 'natural' conditions (estimated in the order of 750 kg ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>) is relatively low by world standards (Bathurst and Iroumé 2014) and doubtlessly reflects the dense vegetation cover associated with forested catchments in the study area. However, aquatic ecosystems accustomed to relatively low sediment yields can prove highly sensitive to additional inputs of fine sediment to the stream network (Nor Zaiha *et al.* 2015). In this context a doubling of the fine sediment input caused by increased sediment contributions from the catchment surface and forest roads and an even higher increase (*e.g.*, trebling) from these sources immediately following clearcutting, could have a significant impact on aquatic habitats. The adoption of proved best management practices, which can substantially reduce the connectivity among the catchment surface, roads, and the stream network, will reduce sediment mobilization and sediment concentrations (Schuller *et al.* 2010, Gayoso 2015, Cristan *et al.* 2016). Downstream transmission of increased sediment loads will clearly be influenced by the dilution of such contributions by inputs from undisturbed catchments. In these circumstances careful planning of the timing and location of forest harvesting activity could play an important role in reducing their downstream impacts.

## CONCLUSIONS

This study, undertaken within a paired catchment investigation of forest harvesting impacts in an area of plantation forestry in southern Chile, has demonstrated the potential of sediment source fingerprinting techniques to provide information on the provenance and the relative

and absolute contribution of different sediment source types to the sediment output from a catchment. The information on sediment source obtained is seen as adding an additional dimension to traditional catchment experiments that can inform better both understanding of the sediment dynamics of the catchment investigated and the adoption of sediment control strategies to be applied within the catchment during forestry operations.

During the entire study period the total specific sediment yield ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) from the catchment disturbed by forestry operations approximately doubled that from the control catchment. Most of this difference is accounted for by the increase in sediment output that occurred during the first 4.5 rainy months after harvesting. The effects of forest harvesting in increasing sediment yield were coupled with a major shift in the importance of the three key sediment sources in the catchment. Prior to harvesting, the dominant sediment source in the two catchments was stream channels, and source contributions from the control catchment remained relatively constant during the remainder of the study period. However, clearcutting operations in the disturbed catchment caused substantial changes in the contribution of sediment sources. The total contribution of the stream channel showed little change, although the contribution from both the catchment surface and forest roads significantly increased.

These findings emphasize that any attempt to reduce the increase in sediment yield associated with forest harvesting operations needs to target both catchment slopes and forest roads. The adoption of best management practices could reduce sediment mobilization and transfer from catchment slopes to streams. Reduction of sediment mobilization from forest roads is likely to require improved road construction techniques and reduction of connectivity between road surfaces and cut slopes and stream channels. Careful attention to the timing of forest harvesting operations, so that the catchment has a larger time to recover prior to the wet season, clearly also offers scope for reducing sediment mobilization during the early stages of the post-harvest period.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

The research was supported by the Chilean Government through FONDECYT Project 1090574 and by the Gobierno Regional de Los Ríos and DID-UACH, Chile. Support was also provided by FAO/IAEA through CRP D1.20.11 (Contract CHI-15531 and Technical Contract 15478) and the RLA 05/051 Project. Special thanks to the Forest Research Center, Universidad Austral de Chile, for providing the study sites, and to Prof. Anton Huber for his support for the hydrological monitoring program and assistance with the processing of rainfall and flow data. Finally, we acknowledge the suggestions by two anonymous reviewers which significantly helped to improve our manuscript.

#### REFERENCES

- Appleby PG, F Oldfield. 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to the sediment. *Catena* 5: 1-8. DOI: [10.1016/S0341-8162\(78\)80002-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(78)80002-2)
- Bathurst JC, A Iroumé. 2014. Quantitative generalizations for catchment sediment yield following forest logging. *Water Resources Research* 50. DOI: [10.1002/2014WR015711](https://doi.org/10.1002/2014WR015711).
- Buttle JM. 2011. The Effects of Forest Harvesting on Forest Hydrology and Biogeochemistry. In Levia DF, D Carlyle-Moses, T Tanaka eds. *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions*. Ecological Studies 216. Springer Science+Business Media. p. 659-677. B.V. DOI: [10.1007/978-94-007-1363-5\\_33](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_33).
- Bravo-Linares C, P Schuller, A Castillo, L Ovando-Fuentealba, E Muñoz-Arcos, O Alarcón, S de los Santos-Villalobos, R Cardoso, M Muniz, R Meigikos dos Anjos, R Bustamante-Ortega, G Dercon. 2018. First use of a compound-specific stable isotope (CSSI) technique to trace sediment transport in upland forest catchments of Chile. *Science of the Total Environment* 618: 1114-1124. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.09.163](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.163)
- Brown AE, L Zhang, TA McMahon, AW Western, RA Vertessy. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310: 28-61. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2004.12.010](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010)
- Collins AL, S Pulley S, IDL Foster, A Gellis, P Porto, AJ Horowitz. 2017. Sediment source fingerprinting as an aid to catchment management: A review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. *Journal of Environmental Management* 194: 86-108. DOI: [10.1016/j.jenvman.2016.09.075](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.075)
- Cristan R, WM Aust, MC Bolding, SM Barrett, JF Munsell, E Schilling. 2016. Effectiveness of forestry best management practices in the United States: Literature review. *Forest Ecology and Management* 360:133-151. DOI: [10.1016/j.foreco.2015.10.025](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.025)
- David JS, MO Henriques, TS David, J Tom, DC Ledger. 1994. Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *Journal of Hydrology* 162: 143-154.
- Douglas GB, M Palmer, G Caitcheon. 2003. The provenance of sediments in Moreton Bay, Australia: a synthesis of major, trace element and Sr-Nd-Pb isotopic geochemistry, modelling and landscape analysis. *Hydrobiologia* 494:145-52. DOI: [10.1007/978-94-017-3366-3\\_20](https://doi.org/10.1007/978-94-017-3366-3_20)
- Gayoso J. 2015. Water quality and limitations to forest clearcutting: a recurrent discussion. In Niklitschek M ed. *Tamaño de la tala rasa en plantaciones forestales: efectos y regulación*, 1ª Edición, Editorial Universitaria. pp. 63-83.
- Grace JM, III. 2002. Control of sediment export from the forest road prism. *Transactions of the ASAE* 45(4): 1127-1132.
- He Q, DE Walling. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of  $^{137}\text{Cs}$  and unsupported  $^{210}\text{Pb}$  by mineral soils and sediments. *J. Environ. Radioact.* 30: 117-137. DOI: [10.1016/0265-931X\(96\)89275-7](https://doi.org/10.1016/0265-931X(96)89275-7)
- Huber A, A Iroumé, C Mohr, C Frêne. 2010. Effect of *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations on water resource in the Coastal Range of Biobío region, Chile. *Bosque* 31: 219-230. DOI: [10.4067/S0717-92002010000300006](https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000300006)

- Iroumé A., O Mayen, A Huber. 2006. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes* 20: 37–50. DOI: [10.1002/hyp.5897](https://doi.org/10.1002/hyp.5897)
- Luce CH, TA Black. 1999. Sediment production from forest roads in western Oregon. *Water Resources Research* 35(8): 2561-2570. DOI: [10.1029/1999WR900135](https://doi.org/10.1029/1999WR900135)
- Matisoff G, EC Bonniwell, PJ Whiting. 2002. Radionuclides as indicators of sediment transport in agricultural watersheds that drain to Lake Erie. *Journal of Environmental Quality* 31: 62-72. DOI: [10.2134/jeq2002.6200](https://doi.org/10.2134/jeq2002.6200)
- McDonnell J J, J Evaristo, KD Bladon, J Buttle, IF Creed, SF Dymond, G Grant, A Iroumé, CR Jackson, JA Jones, T Maness, KJ McGuire, DF Scott, C Segura, RC Sidle, C Tague. 2018. Water sustainability and watershed storage. *Nature Sustainability* 1: 378-379. DOI: [10.1038/s41893-018-0099-8](https://doi.org/10.1038/s41893-018-0099-8)
- Nor Zaiha A, MS Mohd Ismid Salmiati, MS Shahrul Azri. 2015. Effects of logging activities on ecological water quality indicators in the Berasau River, Johor, Malaysia. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 493. DOI: [10.1007/s10661-015-4715-z](https://doi.org/10.1007/s10661-015-4715-z)
- Rachels AA, KD Bladon, S Bywater-Reyes, JA Hatten. 2020. Quantifying effects of forest harvesting on sources of suspended sediment to an Oregon Coast Range headwater stream. *Forest Ecology and Management* 466: 118-123. DOI: [10.1016/j.foreco.2020.118123](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118123)
- Ritchie JC, GW McCarty, ER Venteris, TC Kaspar. 2007. Soil and soil organic carbon redistribution on the landscape. *Geomorphology* 89: 163-171. DOI: [10.1016/j.geomorph.2006.07.021](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.021)
- Schuller P, A Ellies, G Kirchner. 1997. Vertical migration of fallout  $^{137}\text{Cs}$  in agricultural soils from southern Chile. *Science of the Total Environment* 193: 197-205. DOI: [10.1016/S0048-9697\(96\)05338-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(96)05338-7)
- Schuller P, DE Walling, A Iroumé, A Castillo 2010. Use of  $^7\text{Be}$  measurements to study the effectiveness of woody trash barriers in reducing soil erosion and sediment delivery to streams after forest clearcutting. *Soil Tillage Res.* 110: 143-153. DOI: [10.1016/j.still.2010.07.004](https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.004)
- Schuller P, DE Walling, A Iroumé, C Quilodrán, A Castillo, A Navas. 2013. Using  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  and other sediment source fingerprints to document suspended sediment sources in small forested catchments in south-central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity* 124: 147-159. DOI: [10.1016/j.jenvrad.2013.05.002](https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.05.002)
- Sidle RC, S Sasaki, M Otsuki, S Noguchi, AR Nik. 2004. Sediment pathways in a tropical forest: effects of logging roads and skid trails. *Hydrological Processes* 18: 703–720. DOI: [10.1002/hyp.1364](https://doi.org/10.1002/hyp.1364)
- Walling DE. 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of the Total Environment* 344: 150-184. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2005.02.011](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.011)
- Walling DE. 2013. The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *Journal of Soils and Sediment* 13: 1658-1675. DOI: [10.1007/s11368-013-0767-2](https://doi.org/10.1007/s11368-013-0767-2)
- Walling DE, AL Collins. 2000. Integrated Assessment of Catchment Sediment Budgets: A Technical Manual. University of Exeter.

Recibido: 30/11/20  
Aceptado: 20/06/21

## Field observations and remote sensing techniques for evaluation of vegetal recovery after different wildfire severity in a Mediterranean ecosystem

Observaciones en terreno y técnicas de teledetección para evaluar la recuperación vegetal después de un incendio forestal de diferente severidad en el ecosistema mediterráneo

Marcos Francos <sup>a\*</sup>, Marc Lemus-Canovas <sup>b</sup>

\*Corresponding author: <sup>a</sup>Universidad de Tarapacá, Facultad de Educación y Humanidades, Departamento de Ciencias Históricas y Geográficas, 18 de Septiembre 2222, Arica, Chile, tel.: +56942774326, marcosfrancos91@gmail.com

<sup>b</sup> University of Barcelona, Faculty of History and Geography, Department of Geography, Barcelona, Spain.

### SUMMARY

Many studies of Mediterranean ecosystems have analyzed vegetation recovery after a wildfire based on fieldwork or remote sensing; however, only a few have adopted a multi-approach assessment. The aim of this study is to determine the viability of a multi-approach using vegetation and remote sensing to observe vegetation recovery time in areas with different wildfire severity. The study area is located in a Mediterranean forest of North-east Spain. After a wildfire, low-, medium- and high- severities with an unburned control were delimited and inventoried at short-, medium- and long-terms using a 20-m transect; measurements were taken in a 1-m width. In each area, vegetal richness (S), diversity ( $H'$ ) and density (D) were measured using fieldwork. The differenced Normalized Burnt Ratio (dNBR) and Mean Decrease Accuracy (%incMSE) were calculated and quantified. Both methods result to be accurate in studying plant density. The dNBR index decreases over time as an effect of the disappearance of fire disturbance. Topographic and vegetation variables help explain the fire severity at very-short and short-terms, while at medium- and long-terms any explanatory power is virtually lost. Partial dependence allowed us to identify those areas that suffered higher fire severity and vegetal evolution over time.

*Key words:* fire ecology, Mediterranean forest, remote sensing, partial dependence, wildfire severity.

### RESUMEN

Muchos estudios de los ecosistemas mediterráneos han analizado la recuperación de la vegetación después de un incendio forestal, basándose en el trabajo de campo o en la teledetección; sin embargo, solo unos pocos han adoptado una evaluación con ambos enfoques. El objetivo de este estudio es determinar la viabilidad de un enfoque múltiple que utilice el trabajo en terreno y la teledetección para observar el tiempo de recuperación de la vegetación en zonas con diferente severidad tras un incendio forestal. La zona de estudio está situada en un bosque Mediterráneo del noreste de España. Después de un incendio forestal, se delimitaron e inventariaron las severidades bajas, medias y altas con un control sin quemar a corto, medio y largo plazo, utilizando un transecto de 20 m tomando las medidas en un ancho de 1 m. En cada zona se midió la riqueza (S), la diversidad ( $H'$ ) y la densidad (D) vegetal mediante trabajo de campo. Se calculó y cuantificó la diferencia entre el índice normalizado de quemado (dNBR) y la precisión de la disminución media (%incMSE). Ambos métodos resultan ser muy exhaustivos en el estudio de la densidad vegetal. El índice dNBR disminuye con el tiempo como efecto de la desaparición de la perturbación por incendio. Las variables topográficas y de vegetación ayudan a explicar la severidad del fuego a muy corto y corto plazo, mientras que a medio y largo plazo prácticamente se pierde toda capacidad explicativa. La dependencia parcial permitió identificar aquellas áreas que sufrieron una mayor severidad del fuego y la evolución vegetal a lo largo del tiempo.

*Palabras clave:* ecología del fuego, bosque mediterráneo, teledetección, dependencia parcial, severidad de un incendio forestal.

### INTRODUCTION

Wildfires are a natural element in Mediterranean ecosystems (Keeley *et al.* 2011). Many factors influence the evolution of soil properties as topography (Dillon *et al.* 2011), fire intensity (Keeley 2009), post-fire weather conditions and forest management practices (Francos *et al.*

2020). The combination of all of these factors results in fire severity. Fire intensity is a physical measurement of the heat or the energy released on the front of disturbance, while severity is the ecological consequences of the fire effect. Burn severity is almost equivalent to fire severity. Although fire intensity is a key driver of severity, it is not the only because severity results from fire-duration, -fre-

quency, -size and -season (Keeley 2009). One of the main and visual impacts of wildfires is the consumption of vegetation cover: the higher the fire intensity, the higher this consumption (Pausas and Keeley 2014). In Mediterranean environments, fire severity is a key factor in determining post-fire plant recovery given the marked differences identified in the speed of recovery of resprouters, on the one hand, and seeders, on the other (Keeley 2009). In areas where fire severity has been high, the seed bank is likely to be affected, all the vegetation is consumed and mostly resprouters will colonize the area (Pausas and Keeley 2014). However, in those areas where fire severity remained moderate, seeders compete with resprouters in the process of colonization. Meanwhile in areas affected by fires with a low degree of severity, we tend to see an increase in vegetation richness compared, above all, with areas unaffected by fire (Madriral *et al.* 2011). More specifically, wildfires, depending again on their severity, can reduce woody plant richness; while in herbaceous plants fire impacts richness (S), diversity ( $H'$ ) and density (D) for periods that may extend many years (Bond and Keeley 2005). In areas unaffected by fire for long periods, tree density increases while herbaceous diversity falls, resulting in a forest structure different from that previously recorded and a significant accumulation of fuel that may result in extremely severe forest fires (Bond and Keeley 2005).

Fire severity has traditionally been evaluated by fieldwork or from an airborne platform, followed by the categorized manual mapping of the damage generated by fire. However, since the introduction of the Landsat satellite program (since 1972), it has been possible to estimate fire severity periodically and at a much lower cost. Indeed, the quantification of fire severity using remote sensing images has been addressed in some studies and using a wide variety of statistical methods (Zheng *et al.* 2018). One of the most commonly used indices to quantify the severity of a fire is the Normalized Burn Ratio (NBR) (Key and Benson 2006), specifically created to evaluate wildfire intensity. However, the key to a successful quantification of burn severity is to be able to calculate the difference between pre- and post-fire NBRs, that is, the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR), the application of which has been tested in several studies with satisfactory results (Bento-Gonçalves *et al.* 2019).

A few studies have sought to evaluate burn severity by modelling forest topographic factors, on the understanding that topography directly affects both vegetation dynamics and fire behavior (Dillon *et al.* 2011). Long-term studies of forest vegetation indices are critical for evaluating an ecosystem's capacity to recover its pre-fire conditions (Martínez *et al.* 2019). Here, the combination of field and satellite observations provides additional information for a better understanding of vegetation recovery capacity over time after fire disturbance and helps to establish the limitations of each of the methods used (Parks *et al.* 2014, Martínez *et al.* 2019). The aim of this study

is to determine the accuracy of such a multi-approach to the assessment of vegetation recovery in short, medium and long terms in areas affected by low-, medium- and high-severity wildfires. Additionally, the study seeks 1) to compare the fieldwork observation and remote sensing methods and to identify their relative strengths and weaknesses for the analysis of post-fire plant regeneration from short- to medium- and long-terms; 2) to analyze the degree of interdependence between burn-severity, computed as the differenced normalized burn ratio (dNBR), and the landscape and pre-fire vegetation status in a small burned area (55 ha); and finally 3) to identify potential factors that might predict higher burn severity in complex topographic terrains. Our hypothesis is that forests present a high resilience to wildfire disturbance and that the comparison of both methods allows us to be more accurate in our studies. The study provides a novel comparison of two methods for the study of vegetal recovery after a forest fire in different fire severity areas over time from short- to medium- and long-terms.

## METHODS

*Study Area and vegetation inventory.* The study area is located in Cadiretes Massif, NE Spain at an altitude between 190 and 325 m a.s.l. (figure 1). The study area and its wildfire dynamics have been described in detail in Úbeda *et al.* (2006) and Francos *et al.* (2016). Soils in the control and low-severity fire areas are predominantly composed of granites and are classified as Typic Haploxerept, while those in medium- and high-severity fire areas are predominantly Lithic Haploxerept (Úbeda *et al.* 2006). Land cover is mainly composed by mixed forest (figure 2). Vegetation is mainly composed of *Quercus suber* L., *Arbutus unedo* L., *Erica arborea* L., and *Pinus pinaster* spp. Mean annual rainfall ranges between 700 and 800 mm.

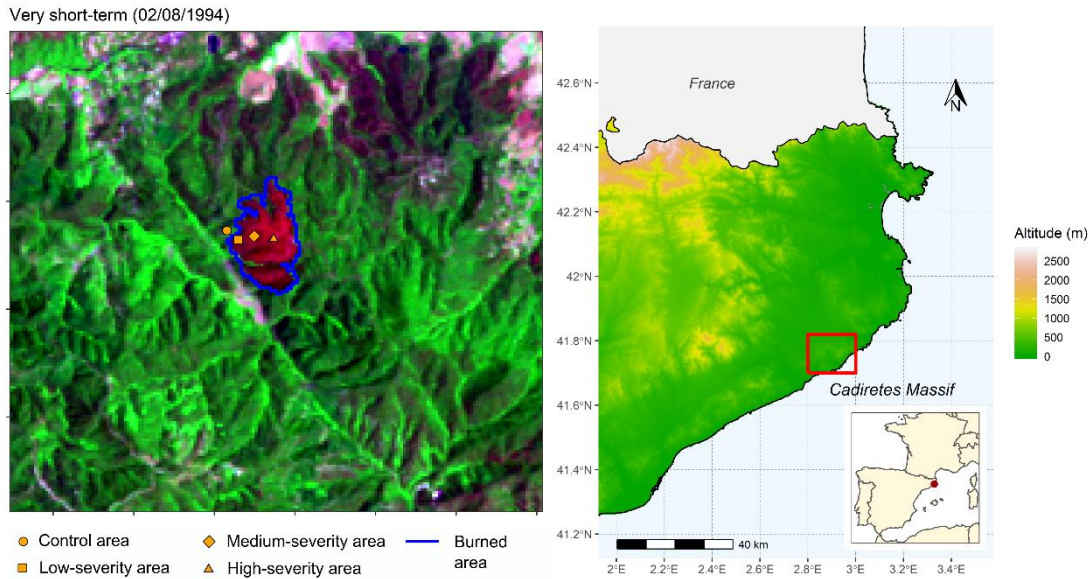
The wildfire event studied here broke out on 5 July 1994 and consumed a total of 55 ha. The wildfire did not burn with the same intensity throughout the study area, with fire severities being determined just after the event during fieldwork, based on soil and vegetation characteristics, as described in Úbeda *et al.* (2006). Just after the wildfire, three burned areas were identified: a) Low-severity area (where trees retained some leaves and a large number of branches, including smaller ones); b) Medium-severity area (where trees retained no leaves though a considerable number of branches); c) High-severity area (where trees lost all leaves and branches), and compared with d) an unburned area (Control) (figure 1).

Vegetation inventories were conducted in the short-, medium- and long-terms (Úbeda *et al.* 2006, Francos *et al.* 2016). These inventories were carried out in each of the four areas at three different sampling times and consisted of transects that were 20 m long and 1 m wide, so that the total area for each transect was 20 m<sup>2</sup>. The same methods have been used in other post-fire vegetation recovery stu-

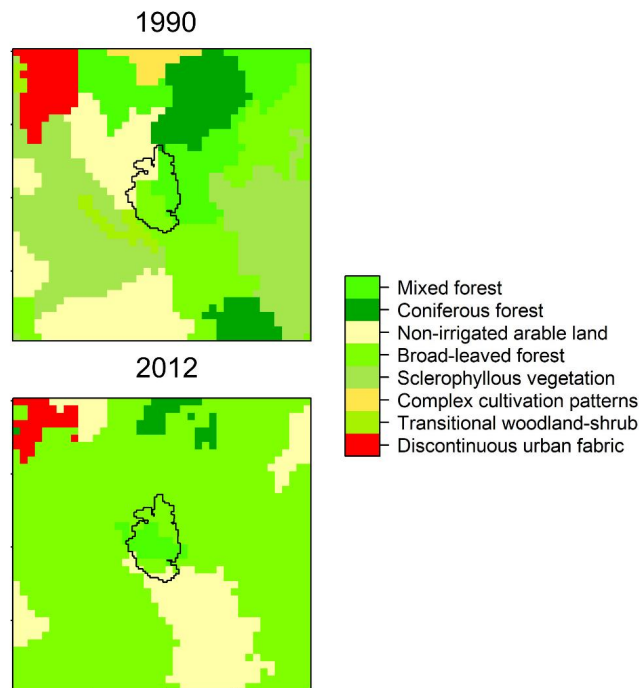


dies to analyze the changes over time in small-scale fire-affected areas and with single inventories (Zheng *et al.* 2018). The name and quantity of each species were surveyed and the vegetation inventory richness (S), diversity (H') and density (D) were measured following Francos *et*

*al.* (2020). S represents the number of plant species in each plot; evenness (It) is a measure of the relative abundance of the different species and D is the It/plot measure (in m<sup>2</sup>). Diversity was analyzed using the Shannon Diversity Index, where  $H' = -\sum p_i (\ln p_i)$ , and  $p_i$  is the proportion



**Figure 1.** Location of the study area.  
 Localización del área de estudio.



**Figure 2.** Land cover classes before (1990) and after (2012) the wildfire, provided by the pan-European CORINE land cover classification.  
 Clases de cobertura del suelo antes (1990) y después (2012) del incendio forestal, proporcionadas por la clasificación pan-europea CORINE.

of individuals of each species. Evenness results were not used as the dynamics and differences among the studied areas were the same as those obtained for D. In the inventories, we counted the number of individuals of each species (in line with previous studies) to determine changes in the percentage plant cover and species composition, taking into account their regenerative capacity and life form. To estimate the post-fire plant dynamics requires a knowledge of the germinating strategies of the species that make up the plant community (table 1).

*Remote sensing image processing.* The remote sensing images used in this study (table 2) were sourced from the USGS Earth Explorer web service and georeferenced to the terrain correction level (Level 1T). The radiometric correction of these images was performed using the dark object subtraction (DOS) model (Chavez 1988).

NBR maximizes changes in reflectance in vegetation and soil due to drastic changes, such as those produced by wildfire and despite the creation of new indexes (*i.e.* RdNVR); NBR resulted a good tool to study the vegetal reflec-

tance (Parks *et al.* 2014). This index combines the near-infrared (NIR) and short-wave infrared (SWIR) bands (Key and Benson 2006). In the case of Landsat 5 and Landsat 7, bands 4 and 7 are used as follows:

$$NBR = (Band\ 4 - Band\ 7) / (Band\ 4 + Band\ 7)$$

To better isolate and separate burned and unburned areas and provide a quantitative measure of change,  $\Delta NBR$  (Key and Benson 2006) is calculated:

$$\Delta NBR = NBR_{pre-fire} - NBR_{post-fire}$$

Unchanged areas will typically record values around zero, while burned areas present values above 0.1.  $\Delta NBR$  generates a continuous index ranging from unburned to severely burned areas. As can be seen in table 2, we applied the two types of assessment proposed by Key and Benson (2006). The initial assessment refers here to the severity of the burned area, according to images from Landsat scenes taken just after the fire, *i.e.* a very short term. The extended

**Table 1.** Species surveyed in the four study areas, their main regenerative capacity and life form.

Especies estudiadas en las cuatro áreas de estudio, su principal capacidad regenerativa y su forma de vida.

Species	Main regenerative capacity	Life form
<i>Arbutus unedo</i> L.	Resprouter	Shrubs
<i>Brachypodium phoenicoides</i> L.	Resprouter	Herbs
<i>Brachypodium retusum</i> Pers.	Resprouter	Herbs
<i>Calicotome spinosa</i> L.	Seeder/Resprouter	Shrubs
<i>Calluna vulgaris</i> L.	Seeder	Scrubs
<i>Centaurea</i> L.	Seeder	Herbs
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	Seeder	Shrubs
<i>Cistus salviifolius</i> L.	Seeder/Resprouter	Shrubs
<i>Erica arborea</i> L.	Resprouter	Shrubs
<i>Hedera helix</i> L.	Resprouter	Shrubs
<i>Lonicera implexa</i> Aiton.	Resprouter	Shrub/Liana
<i>Pinus pinaster</i> Ait.	Seeder	Tree
<i>Pistacea lentiscus</i> L.	Resprouter	Shrubs
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	Resprouter	Tree
<i>Quercus suber</i> L.	Resprouter	Tree
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	Resprouter	Shrubs
<i>Rubia peregrina</i> L.	Resprouter	Liana/Herb
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Resprouter	Shrubs
<i>Smilax aspera</i> L.	Resprouter	Shrub/Liana
<i>Thapsia garganica</i> L.	Seeder	Herbs
<i>Viburnum tinus</i> L.	Resprouter	Shrubs

assessment, on the other hand, draws on Landsat scenes taken within different time ranges (short, medium and long terms). In both assessments, the scene used as a pre-fire evaluation is very close to that of the date of the fire.

*Geospatial modelling of burn severity.* To analyze the influence of topographic factors and pre-fire vegetation status on post-fire burn severity, we used random forest models (Breiman 2001). This approach allowed us to estimate the importance of each predictor variable and to adjust nonlinear relationships between the response and that variable. The degree of importance of predictor variables is assessed by %incMSE, which shows how much our model accuracy decreases if we leave out that variable. In this study, we examined three predictor variables: altitude, slope-degree and pre-fire normalized difference vegetation index (NDVI). All variables were resampled at the same spatial resolution as the Landsat scenes (30 m). The use of climate variables, such as precipitation and temperature, was ruled out given the size of the area, with no marked climate contrasts being appreciable. For each of the models applied, we extracted the predictor variable importance, the explained variance and the R<sup>2</sup>. To illustrate the influence of each predictor variable on the response variable (which in our case is ΔNBR), we used the partial dependence plot (PD plot). Plots of this kind show the marginal

effect of one or two predictor variables on the expected result of a random forest model or any other machine learning model. A PD plot can show whether the relationship between the predictor variable and the response variable is linear or nonlinear, an outcome that is dependent on the previously adjusted model. To generate the PD plots, we used the R package “pdp” (Greenwell 2017).

RESULTS

*Vegetation recovery.* The control area was mainly occupied by shrubs (71.4 %), herbs and trees (both 14.3 %). In the case of the area affected by low-severity fire, in the short term. The area was occupied by shrubs and trees in a proportion similar to that shown by the control. In the medium term, shrubs became dominant, while in the long term, herbs were dominant occupying almost 50 % of the area, followed by shrubs, trees and finally scrubs. In the case of the area affected by medium-severity fire, in the short term, the area was occupied by shrubs (68.4 %) and trees (31.6 %), in the medium term by a similar proportion of shrubs and trees, and in the long term by herbs (43.2 %), shrubs (37.5 %), trees (14.8 %) and scrubs (4.6 %). Finally, in the case of the area affected by high-severity fire, in the short term, the area was occupied by a predominance of shrubs (84.6 %) and trees (15.4 %), in the medium term by shrubs (90.7 %) and trees (9.3 %), and in the long term by shrubs (59.0 %), herbs (34.2 %) and trees (6.8 %) (table 3).

*Comparison of methods and statistical analysis.* This section compares the vegetation indices obtained from fieldwork with the remote sensing data. In the case of the dNBR at the four sampling times, the index was categorized (figure 2) in line with the categories established in Key and Benson (2006). Only six months separated the very short and short terms, which meant that virtually no high-severity burning could be detected in this period of rapid vegetation regeneration and different season (Parks *et al.* 2014). From the medium-term onwards, the vast majority of the burned area appears as unburned.

**Table 2.** Remote sensing images used in this study.

Imágenes de teledetección utilizadas en este estudio.

	Image date	Sensor
Pre-fire	01/07/1994	Landsat 5
Fire	05/07/1994	-
Very short term	2/08/1994	Landsat 5
Short term	21/12/1994	Landsat 5
Medium term	28/07/2004	Landsat 5
Long term	10/07/2012	Landsat 7

**Table 3.** Percentage of individuals grouped by life form for each area and each inventory sampling.

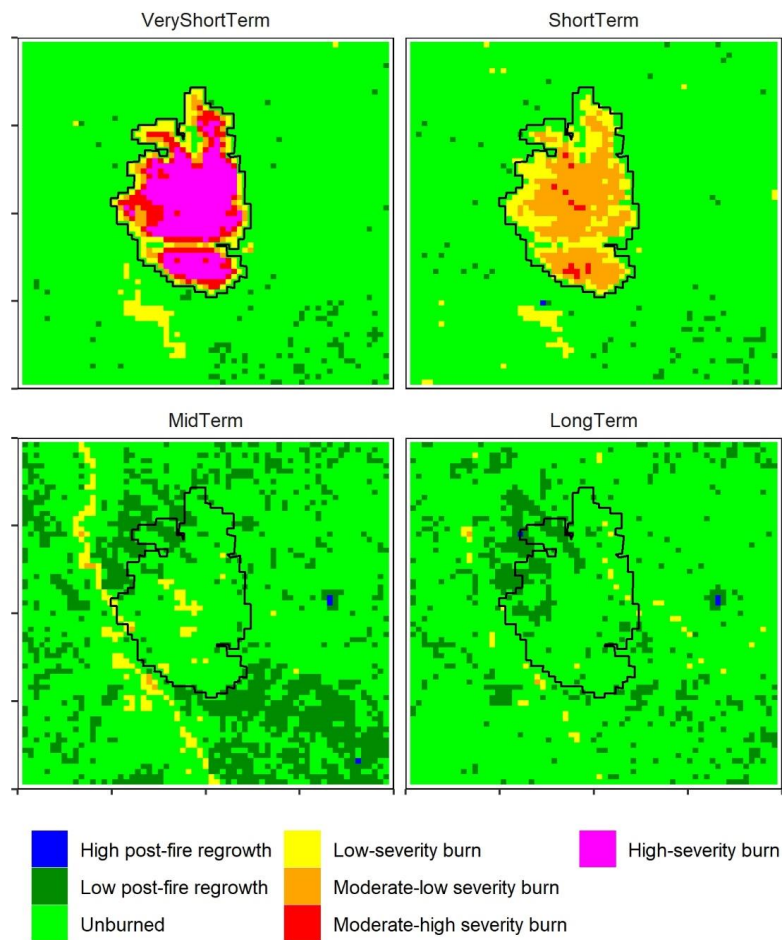
Porcentaje de individuos agrupados por forma de vida para cada área y cada inventario.

Area	Control			Low-Severity			Medium-Severity			High-Severity		
	Short	Med	Long	Short	Med	Long	Short	Med	Long	Short	Med	Long
Life form/ Inventory												
Herbs	14.3	14.3	14.3	-	-	48.8	-	-	43.2	-	-	34.2
Scrubs	-	-	-	-	-	7.0	-	-	4.5	-	-	-
Shrubs	71.4	71.4	71.4	46.2	78.1	29.1	68.4	65.3	37.5	84.6	90.7	59.0
Trees	14.3	14.3	14.3	53.8	21.9	15.1	31.6	34.7	14.8	15.4	9.3	6.8
Total vegetation cover	46.3	46.3	46.3	56.5	85.5	100	26.3	87.1	100	51.3	91.5	100

The dNBR index was high, indicative of superior disturbance, depending on the regenerative capacity of each species. As figure 3 highlights, severity and degree of disturbance decrease over time throughout the study area. S was higher in the control area than in the other areas. The values obtained were 16 in the control area in short, medium and long terms; 6 in the low-severity area in the short term, 7 in the medium and 11 in the long term. In the medium-severity area, the values recorded were 6, 6 and 12 in short, medium and long terms, respectively. In the high severity area, values were 6, 7 and 9, respectively, in short, medium and long terms.  $H'$  was 0.3810 in the control area in short, medium and long terms; 0.1132 in the low-severity area in the short term, 0.0946 in the medium and 0.1264 in the long term. In the medium-severity area, values were 0.3333, 0.0833 and 0.1379 in short, medium and long terms, respectively. In the high severity area, values were 0.1538, 0.0933 and 0.1216, respectively, in short, medium and long terms after wildfire.  $D$  was 2.1 in the control area in short, medium and long terms. The low-severity area presented values of 2.65, 3.7 and 4.35 in short, medium and long terms, respectively.

In the medium-severity area, values were 0.9, 3.6 and 4.35, respectively, in short, medium and long terms. The high-severity area recorded values of 1.95, 3.75 and 3.7 in short, medium and long terms, respectively, after wildfire. All these values were calculated according to the main regenerative capacity of each species and were used in preparing figure 3.

Specifically, based on their regenerative capacity, the  $S$  of resprouters was higher in the control area than in the other areas. Fifteen values were obtained in the control in short, medium and long terms. Low-, medium- and high-severity areas presented values of 4, 5 and 7 in short, medium and long terms, respectively.  $H'$  presented a value of 0.3659 in the control area in short, medium and long terms; 0.1111 in the low-severity area in the short term, 0.1923 in the medium and 0.1556 in the long term. In the medium-severity area, values were 0.25, 0.0962 and 0.1207 in short, medium and long terms, respectively. The high-severity area recorded values of 0.1290, 0.0769 and 0.1129 in short, medium and long terms, respectively, after wildfire.  $D$  recorded a value of 2.1 in the control area in short, medium and long terms. The low-severity area



**Figure 3.** Categorized dNBR for the very short-, short-, medium- and long-term dates after the wildfire.

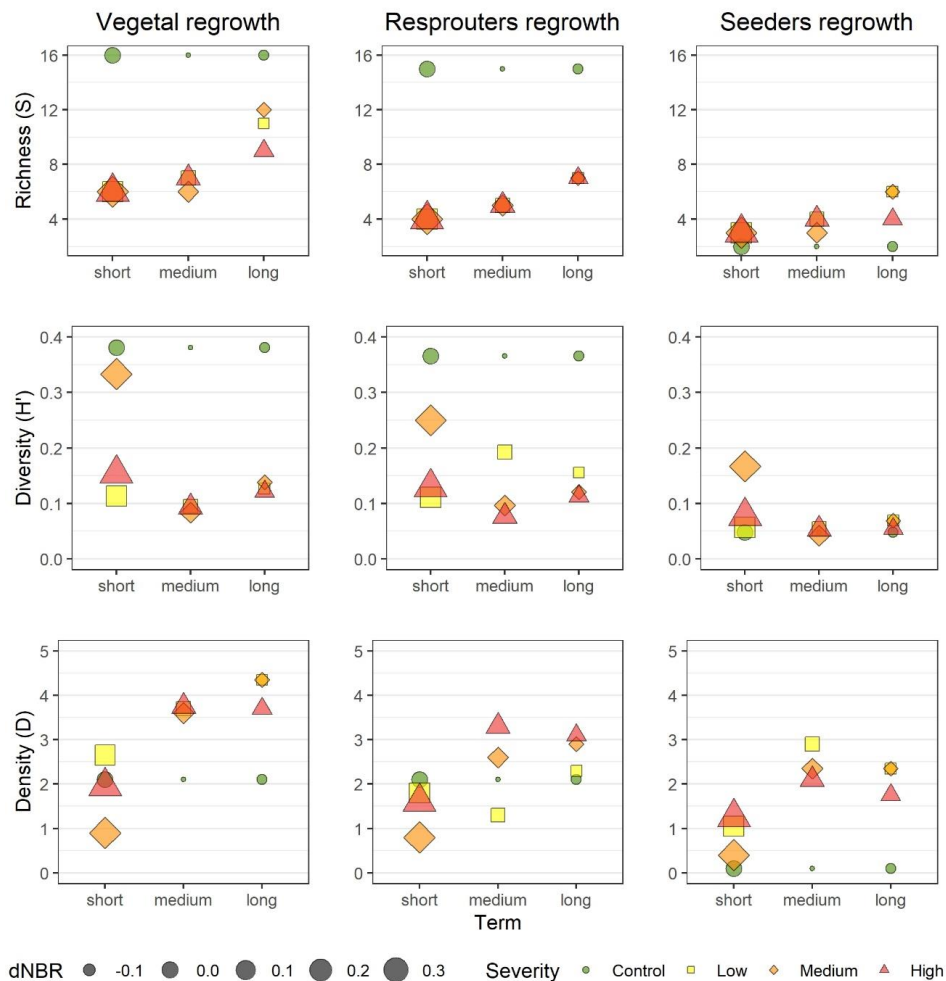
Categorías de dNBR para muy corto, corto, medio y largo plazo después del incendio forestal.

showed values of 1.8, 1.3 and 2.3 in short, medium and long terms, respectively. In the medium-severity area, values were 0.8, 2.6 and 2.9 in short, medium and long terms, respectively. The high-severity area recorded values of 1.6, 3.3 and 3.1 in short, medium and long terms after wildfire, respectively (figure 3).

The S of seeder species was higher in the control area than in the other areas. Values obtained were 2 in the control area in short, medium and long terms; 3 in the low-severity area in the short term, 4 in the medium and 6 in the long term. In the medium-severity area, values were 3, 3 and 6 in short, medium and long terms, respectively. In the high-severity area, values were 3, 4 and 4 in short, medium and long terms, respectively.  $H'$  presented value of 0.0476 in the control area in short, medium and long terms; 0.0566 in the low-severity area in the short term, 0.0541 in the medium and 0.0690 in the long term. In the medium-severity area, values were 0.1667, 0.0417 and

0.0690 in short, medium and long terms, respectively. In the high-severity area, the values recorded were 0.0769, 0.0533 and 0.0541 in short, medium and long terms, respectively, after wildfire. D was 0.1 in the control area in short, medium and long terms. In the low-severity area values of 1.05, 2.9 and 2.35 were recorded in short, medium and long terms, respectively. In the medium-severity area, D values were 0.4, 2.35 and 2.35, respectively, in short, medium and long terms. In the high-severity area values were 1.25, 2.1 and 1.75 in short, medium and long terms, respectively, after wildfire (figure 3).

*Geospatial modelling of burn severity and their implications for forest management.* In this section, we predicted the influence of three geographical covariates (*i.e.* altitude, slope-degree and pre-fire NDVI) on the severity of the burned area. However, not all predictors contribute to the same degree when modelling burn severity. Figure 4



**Figure 4.** dNBR index and Richness (S), Diversity (H<sup>'</sup>) and Density (D) for each inventory sampling and in each area according to the regenerative capacity of the species (Resprouters and Seeders).

Índice dNBR y Riqueza (S), Diversidad (H<sup>'</sup>) y Densidad (D) para cada muestreo de inventario y en cada área de acuerdo a la capacidad regenerativa de la especie (Rebrotadoras y Germinadoras).

shows the importance (%incMSE) of each covariable when predicting dNBR using random forest models.

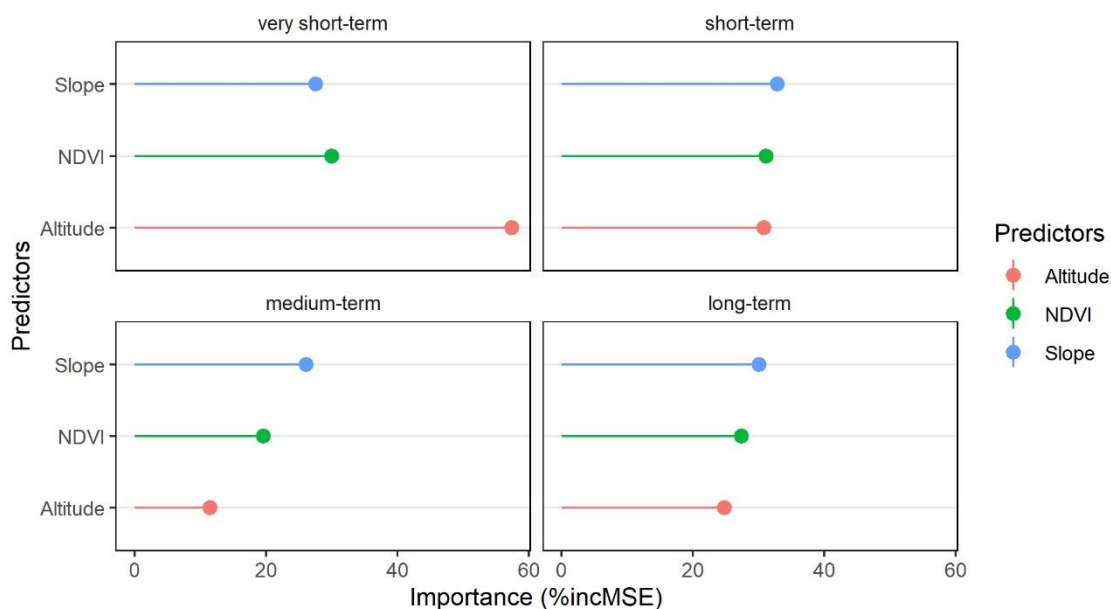
As we move away from the date of the fire occurrence, in the short term, the influence of covariates begins to decrease and becomes less clear, although there are some exceptions. In the case of altitude, results continue to indicate that the areas presenting the highest severity were located at around 280 m a.s.l. In this case, it should be noted that vegetation growing at altitudes higher than 280 m a.s.l. recovered more quickly than that growing below this altitude. As for slope, there was little change regarding very short term outcomes – there being two maximum peaks of severity on slopes of 10 and 12° and two minimum peaks on slopes between 23 and 25° - although these were not appreciated so clearly as in the very short term. The pre-fire NDVI continued to present a pattern that was basically very similar to that in the very short term, which meant that the vegetation with higher NDVI values continued to be the one that recovered the quickest.

In the medium term, highly significant changes were recorded as vegetation was no longer burned, and altitude did not account for the spatial distribution of dNBR. In the case of slope, the pattern of vegetative recovery was higher on slopes exceeding 20° than it was on slopes of around 10°, especially given that the latter were the ones that had suffered the most severe burn. As for NDVI, the areas with the highest values were those that recovered the most. In the long term, no appreciable differences with medium-term results suggest that the effects of fire and its severity could no longer be easily detected by remote sensing (figure 5).

Figure 5 shows how, when predicting dNBR in the very short term by slope and altitude, we found a maximum focus of severity at a slope of 10° and an elevation of 280 m a.s.l. The same pattern was repeated in the short term, though was clearly not evident in medium and long terms. On the other hand, in the case of the influence of NDVI and altitude on dNBR, we observed that in the very short term, maxima were recorded at values between 0.65 and 0.7 of NDVI and at an altitude of around 280 m a.s.l. In the short term, the same pattern was repeated, though with lower intensity. In the medium term, the influence persisted, albeit more weakly, at coordinates of 275 m a.s.l. and an NDVI of 0.65. In the long term, there was a shift in pattern between altitude and NDVI to the point that it appears to disconnect from the effects of the fire. A study of the joint influence of NDVI and slope allowed us to perceive the same situation as the one outlined above. In the very short term and in the short term, a maximum dNBR was observed in NDVI ranges between 0.6 and 0.8 and between 10 and 20° of slope, nonetheless above all around 10°. In the medium term, the influence of NDVI and slope on dNBR weakened, becoming non-existent in the long term (figure 6).

## DISCUSSION

*Vegetation recover.* According to Francos *et al.* (2016), the areas affected by wildfire in our study area are fully recovered in the long term. Immediately after a fire, herbs are the first community to emerge and to colonize bare soil.



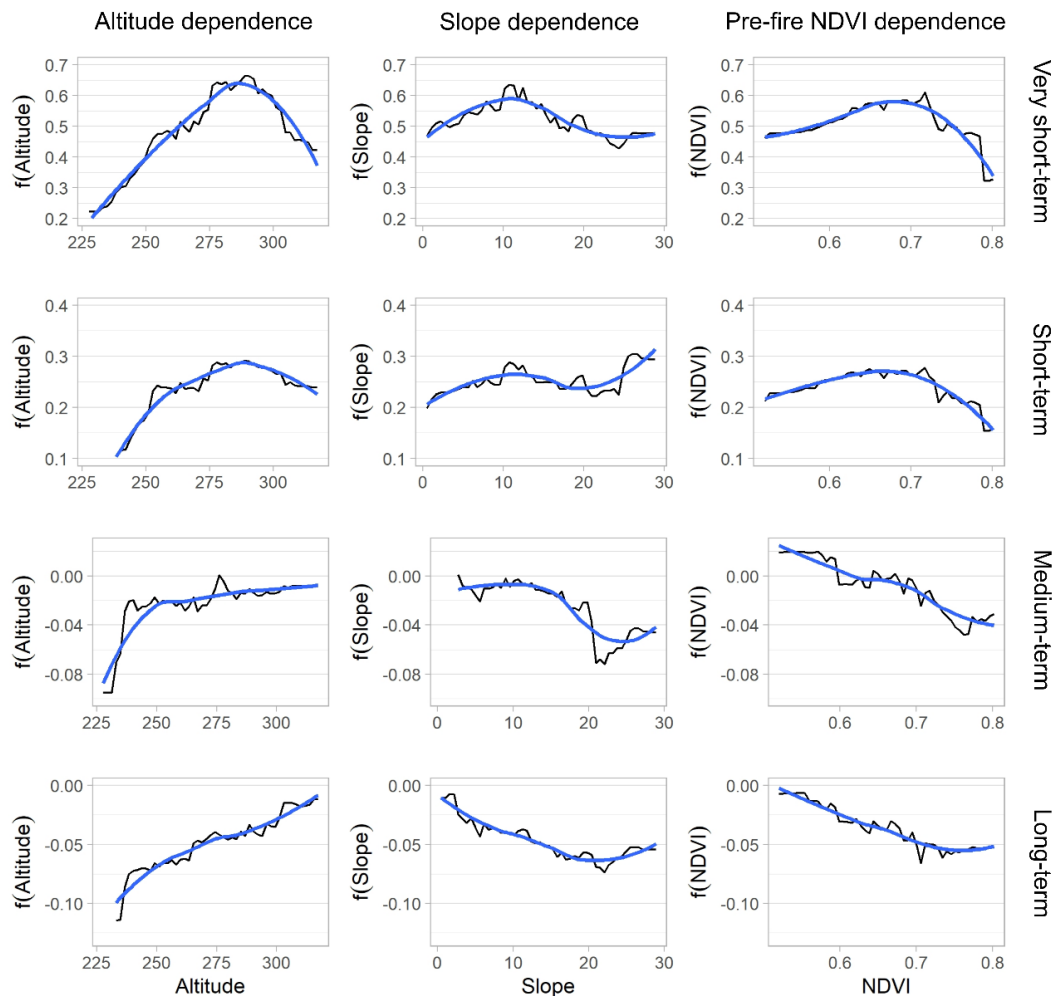
**Figure 5.** Importance of variables used in random forest modeling. %IncMSE indicates the increase in the mean squared error when a given variable is randomly permuted.

Importancia de las variables utilizadas en la modelización forestal aleatoria. El %IncMSE indica el aumento del error cuadrático medio cuando una determinada variable se permutó aleatoriamente.

Three years after the fire episode, they disappear due to successional dynamics and intra- and inter-specific competition (Bond and Keeley 2005). As noted, long-term after the wildfire, the vegetation in area a) was composed mainly of herbs while tree cover constituted an important part of the total vegetation. With increasing fire severity, the predominant life form was no longer herbs but shrubs, and tree cover became quite scarce. Many factors are responsible for these differences in long-term vegetation recovery post-fire: most notably, wildfire severity, forest management (Santana *et al.* 2011) and inter-specific vegetation competition (Madrigal *et al.* 2011). Here, and despite the evidence of the impact of fire severity on plant recovery, the area presents a high long-term vegetation density. The fact that the long-term vegetation in area c) is composed mainly of shrubs produces considerable fuel continuity and high vegetation density. In such a situation,

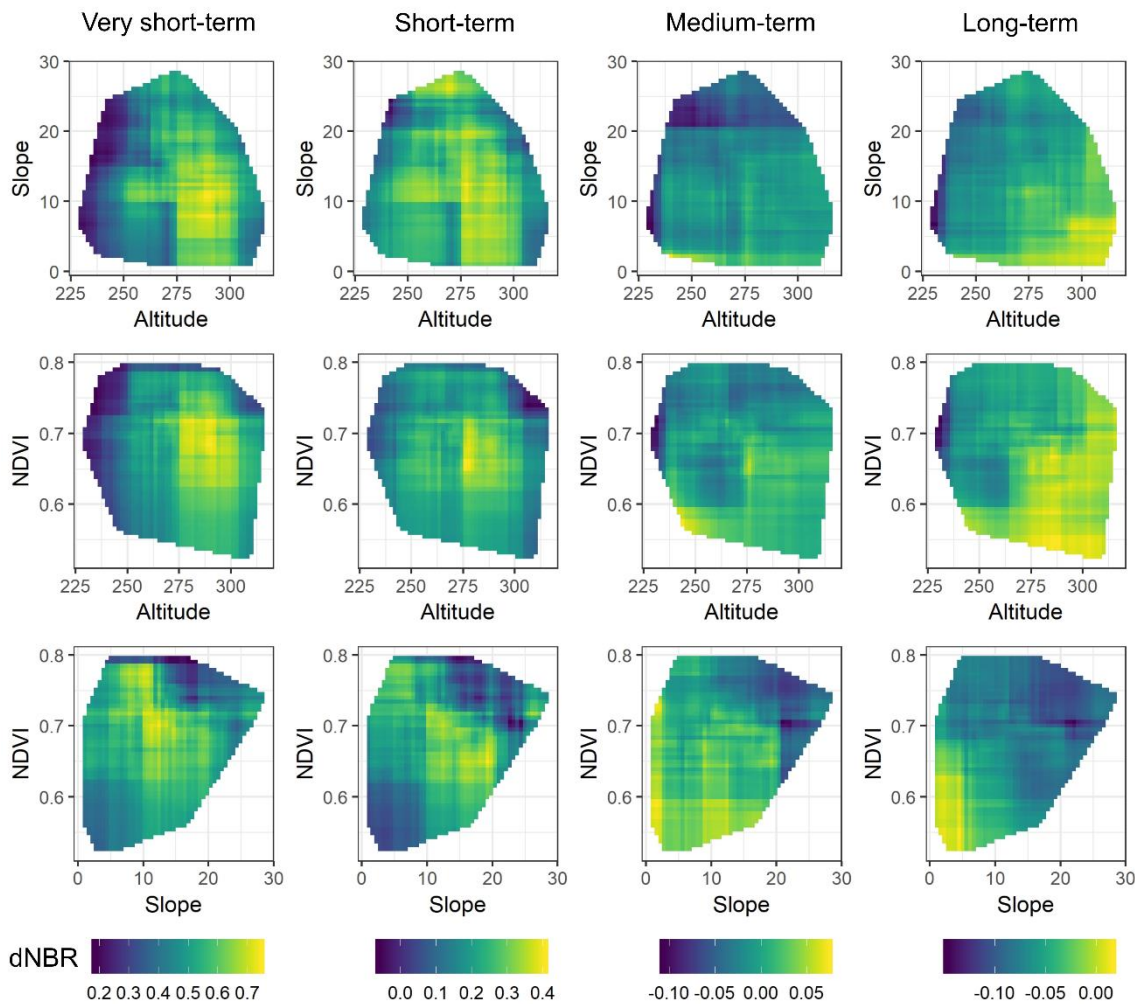
it is necessary to implement sustainable forest management practices to reduce the risk of wildfire.

*Comparison of methods and statistical analyses.* The dNBR is one of the of the most frequently used severity indicators (Key and Benson 2006). In the present study, dNBR fell over time, disturbance was lower in vegetation recovery in both resprouters and seeders, while long-term dNBR values were similar in the control area and those areas affected by fires of different degrees of severity. The control area is characterized by  $dNBR < 0.1$  and, in the long term, the dNBR values of burned areas are similar to those of the control when there are no longer any signs of fire disturbance (Fuentes-Ramírez *et al.* 2018). Control richness dynamics is mainly dominated by resprouters and is significantly higher in the control than in fire-affected areas at all sampling dates. The richness of the seeders is



**Figure 6.** Random Forest partial dependence plots for selected predictor variables. Plots indicate the dependence of differenced normalized burn ratio on each topographic predictor and at different points in time after the wildfire.

Gráficas de dependencia parcial de *Random Forest* para las variables predictivas seleccionadas. Las gráficas indican la dependencia de dNBR en cada predictor topográfico y en diferentes momentos del tiempo después del incendio forestal.



**Figure 7.** Multi-predictor partial dependence plots for selected predictor variables. Three combinations (slope vs altitude, NDVI vs altitude and NDVI vs slope) were analyzed at four different points in time after the wildfire.

Gráficas de dependencia parcial de múltiples predictores para variables de predicción seleccionadas. Se analizaron tres combinaciones (pendiente frente a altitud, NDVI frente a altitud y NDVI frente a pendiente) en cuatro momentos diferentes después del incendio forestal.

very low in the control area at all inventory samplings due to the absence of fire disturbance and the absence of the vegetation colonization process (Keeley *et al.* 2011). The dNBR values for plant density, in common with those for richness and diversity, were very similar in all fire-affected areas. The dNBR values were higher in fire-affected areas and decreased over time, indicative of complete plant recovery after exposure to different fire severities and the ability of this ecosystem to adapt to wildfires (Fuentes-Ramírez *et al.* 2018). Some species, known as facultative seeders, show a dual recovery capacity (Pausas and Keeley 2014), however here most species present are either obligate resprouters or obligate seeders.

Richness (S) was significantly lower in burned areas than in the control. We recorded higher plant richness (S) over time in three burned areas mainly due to the contribution made by resprouters. Calvo *et al.* (2005) observed an

increase in plant cover and density up to four years after fire as well as an increase in richness between four and five years after the event in a fire-adapted ecosystem, in line with findings reported in the present study. The lower richness values in the high-severity fire-affected area persisted from short to long terms after wildfire. Fuentes-Ramírez *et al.* (2018) observed the same lower values in high-severity fire-affected areas one year after fire (as expected) due to ignition. In this sense, the authors noted, as in the current study, a slow increase in vegetation richness over time. In our study, richness (S) remained lower than in the unburned area until the long term after fire. Richness showed lower values in the high-severity area than in the other burned areas due to the fall in seeder recovery with time.

Vegetation diversity (H') showed significantly higher values in the control than in the fire-affected areas in all the periods due to the absence of fire disturbance. Rodríguez-



Trejo *et al.* (2019) determined that the differences in plant  $H'$  in different fire severity areas, compared to unburned areas, disappear in a few months or years. In this study, fire led to a change in forest structure and although it did not affect plant recovery capacity, it did modify the forest species present, thus impacting richness, diversity and density indices. González-De Vega *et al.* (2016) observed significantly lower plant diversity in fire affected areas than that observed in the control until the medium term due to the reduction in the seedbank. A difference between fire severities can be highlighted, with diversity being higher in medium-severity areas, while they observed changes in post-fire recovery patterns (González-De Vega *et al.* 2016). Diversity was significantly higher in the medium-severity area in the short term after fire as a result of the important contribution made by both resprouters and seeders, although it decreased over time, becoming similar to the values recorded in the other areas in medium and long terms. Diversity in the high-severity fire affected area was higher in the short than in medium and long terms due to the contribution made by resprouters. In medium and long terms, the diversity values obtained in the high-severity area were similar to those obtained in the other burned areas.

Vegetation density (D) in the control, as occurs also with plant richness and diversity, is mainly determined by resprouters and remains stable throughout the study period. In this sense, the post-fire dynamics of resprouters is especially fast, due to the well-developed system of roots capable of capturing water and nutrients (Keeley *et al.* 2011). In this case, in the short term after fire, density values are lower in medium- and high-severity areas than they are in the control. Only in the case of low-severity fires density was higher than that in the control. The seeder community in the control is significantly smaller than that in fire-affected areas owing to the absence of any fire disturbance (Keeley *et al.* 2011). As regards richness, diversity and density, fire increases seeder germination raising the values of these indices to levels higher in fire affected areas than in the control (Pausas and Keeley 2014). In fire affected areas the increase in seeder vegetation communities (as reported herein) has been noted, with fire serving to promote germination. In this sense, Keeley *et al.* (2011) highlighted the need for a thermal shock to break the seed dormancy. Low-, medium- and high-severity areas showed significantly higher values than those shown by the control in medium and long terms after fire. In the case of the low-severity area, this is attributable to the marked increase in seeder communities, especially in the medium term. Malak *et al.* (2015) also observed a short-term increase in resprouters (1-3 years) after fire. Subsequent to this, in the medium term (in common with the findings reported herein), the area density mainly comprises seeding shrub communities. After 8 years, as occurred in the long-term density index in all burned areas of this study, seeders decrease and vegetation tends to stabilize as a result of community senescence (Malak *et al.* 2015). Rodríguez-Trejo

*et al.* (2019) noted that low-severity fires favor the occupation of burned area by seeders and that high-severity fires tend to boost the recovery of resprouter species after fire, as occurred in terms of density in the present study in medium and long terms. This occurs as a result of high temperatures – the case in high-severity fires, which affect the phytohormones that inhibit resprouting while root cytokinins stimulate the recovery of resprouters. In the case of high-severity fire affected areas, density is higher in the medium term than in the long term, controlled mainly by resprouters in short, medium and long terms. High-severity fires result in the destruction of seedbanks (Maia *et al.* 2012) affecting the capacity of seeders to recover and facilitating the presence of resprouters. Density increases significantly between short and medium terms, as reported by Calvo *et al.* (2005). Plant cover density was significantly higher in burned untreated areas than it was in simply untreated tracts, as occurred in this study medium and long terms after wildfire (Calvo *et al.* 2005). The density in all fire-affected areas was significantly higher than in the control, and increased over time. In this respect, low-severity fires stimulate seed germination and high-severity fires result in seed mortality (Maia *et al.* 2012), as observed here in the higher seeder densities in medium and long terms after the low-severity fire. The same results were reported by González-De Vega *et al.* (2016), the density of seedling plants being higher in low- and medium-severity areas, in line with the results presented herein. Keeley (2009) did not, however, observe a correlation between fire severity and complete vegetation recovery, concluding that plant recovery was superior in high-severity areas. As in this study (see density results in figure 3), high fire severity does not represent a limit to the recovery of resprouters, rather to that of seeders (Keeley, 2009). In this respect, to avoid a potential occurrence of wildfires and to reduce the risk of wildfire, it is essential to carry out sustainable forest management (explained in the section below).

Vegetation field inventories and dNBR provided good results in this multi-approach study for assessing plant recovery capacity after wildfire, as shown by density (D) results. In the cases of richness (S) and diversity ( $H'$ ), however, we needed to carry out fieldwork inventories to detect variations in these indexes. Martínez *et al.* (2019) point out that such relevant information as vegetation richness and diversity are not observable with remote sensing nevertheless the tool is useful to analyze the density of vegetation recovery as it provides a large quantity of spatial information. Therefore, this index can be very useful not only to analyze post-fire vegetation regeneration, but also to establish the hotspots where management is needed to avoid catastrophic wildfires (Bento-Gonçalves *et al.* 2019).

*Geospatial modelling of burn severity and their implications for forest management.* According to results, altitude had an important impact on burn severity (57.4 %), well above that of pre-fire NDVI (30 %) and slope (27.6 %).

The whole model reported an explained a variance of 30.34 % and an  $R^2$  of 0.29, which means that the severity of the fire was marked by altitude. However, this same distribution of importance was undetected in the short term, when the weighting was more equally distributed among the three predictors. In this particular instance, predictors together explained a lower variance (18.2 %). In the medium term, there was a shift in the importance of covariates. Slope acquired a relative importance of 26.1 %, while NDVI and altitude were reported at 19.6 and 11.5 %, respectively. Finally, in the long term, the pattern was similar to that found in the medium term; however, an increase in importance was detected in all covariates and also in the explained variance (26.13 %) and  $R^2$  (0.25). As such, slope appears as one of the most important factors in plant recovery alongside fire severity.

The use of PD plots sheds some light on the relationship between predictor variables and dNBR (figure 4). In the very short term, altitude was, as discussed above, clearly linked to the severity of the burn. In fact, burn severity was seen to be much lower at lower altitudes. However, the highest burn severity occurred at around 280 m a.s.l., which does not coincide with the highest zone in the study area. This can be attributed to the fact that topography limited the growth of vegetation in high slope areas, as noted previously by Madrigal *et al.* (2005). The slope covariable also presented a non-linear relationship with dNBR. Although fire severity was high for all slope values, there was a clear upsurge in areas with slopes around 10-12°; yet, both above and below this slope range, severity was not as high. This might be attributable to strong soil wash (Francos *et al.* 2016) associated with the processes of erosion or to limitations associated with areas of high slope (Madrigal *et al.* 2005). Plant recovery after wildfire is hindered on slopes given their larger vulnerability to water and wind. Pre-fire NDVI was quite stable, nevertheless when reaching values higher than 0.7 burn severity started to decline. This coincides with the fact that the area where the pre-fire vegetation status was healthier suffered less severe burning.

In this study, we characterized the effects of topography on the severity of burning. Our results reveal relevant topographic and pre-fire vegetation patterns in very short and short terms after wildfire. However, we found no clear relationship between the burned area and the area topography and pre-fire vegetation status in medium and long terms. Some studies reported a considerable influence of topographic factors on fire severity finding that slope and elevation were the two most important topographic variables and that severe fires were most likely to occur in higher elevations, as we reported herein. Elevation has previously been considered a highly influential predictor variable of fire severity in Dillon *et al.* (2011). This finding would explain why slopes between 10 and 12° had the highest burn severity in our study area. General linear models were used to show that fire severity on steeper slopes was more extreme than that on gentle slopes in pine forests.

As for the effect of vegetation on fire severity, Chen *et al.* (2011) reported that high burn severity areas present a much slower recovery than that presented by moderate and low burn areas, hence the healthiest areas before the fire are also those that are exposed to fires of least severity. These same dynamics were found in our study, although on a smaller scale and with less intensity, by means of the partial dependence plot between NDVI and dNBR.

According to Madrigal *et al.* (2011), in Mediterranean ecosystems, management is not necessary to ensure that post-fire revegetation is able to return rapidly to its pre-fire conditions, as observed here in our dNBR analysis. Despite this, the absence of management affects vegetation recovery and forest plant composition (Santana *et al.* 2011). Short-term forest management practices (Santana *et al.* 2011) may, however, hinder complete plant recovery because of the damage caused to the seed bank. For this reason, and because of the associated environmental degradation, Francos *et al.* (2016) recommend medium- or long-term post-fire treatments to reduce plant density and wildfire risk and to avoid any deterioration in soil properties. Various authors, including Keeley *et al.* (2011), noted that to reduce the risk of wildfire and to implement sustainable fire risk prevention, it is necessary to promote frequent, severe fires at similar levels to those recorded in sustainable fire regimes.

## CONCLUSIONS

To gather the required field data is not always a straightforward process. Often it is only possible to obtain remote sensing data though with little opportunity to validate them on the ground. Here, both field and remote sensing data were available, enabling us to conduct a multi-approach assessment. Based on the values obtained for the dNBR of vegetation recovery, Mediterranean forests show a high capacity to adapt to wildfire disturbance in the long term after a fire episode, with control values being very similar to those recorded in low-, medium- and high-severity burned areas. Richness and diversity values presented similar patterns, though they were higher in the control due to the specific contribution of the resprouter communities which control the dynamics in burned (low-, medium- and high-severities) and unburned areas (control). Density was lower in the control than in the low-severity fire area in the short term. Indeed, the low-severity area is the only area in which the main contribution to the density of vegetation recovery, in medium and long terms, is made by seeders. Density increased over time in burned areas and was higher than it was in the control in medium and long terms primarily due to the dynamics of the resprouters in medium- and high-severity fire areas. The multiple approach method employing both remote sensing and fieldwork data provided a good approximation for the study of the vegetation recovery capacity in a Mediterranean forest. Additionally, the results obtained from random forest modeling allow us to conclude that topographic and

vegetation variables help explain the severity of burning in very short and short terms, while in medium and long terms any explanatory power is virtually lost. The use of partial dependence plots allowed us to identify those areas of the study area that suffered high severity of burning and the way in which they evolved at different sampling times. In short, the study conducted here has made it possible to deeply investigate the relationship between field and remote sensing data in wildfire studies. Moreover, the influence of topographic variables and pre-fire vegetation status on the severity of burning has also been highlighted.

#### ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by the POSTFIRE\_CARE Project (CGL2016-75178-C2-2-R [AEI/FEDER, UE]) financed by the Spanish Research Agency (AIE) and EU's Regional Development Fund (FEDER) and Project 2017SGR1344 funded by Generalitat de Catalunya. We wish to thank Iain Robinson (SL-UB) for revising the English manuscript and Xavier Úbeda and Joan Albert López-Bustins from University of Barcelona (UB) for supporting the basic premise underpinning this study. ML-C is the recipient of a pre-doctoral FPU Grant (FPU2017/02166) from the Spanish Ministry of Science, Innovation and Universities. Both authors have contributed in the same way to this paper. No potential conflict of interest was reported by the authors.

#### REFERENCES

- Bento-Gonçalves A, A Vieira, G Baptista, J Rocha, S Moura. 2019. The 2017 Large Wildfire of Braga-Evaluation of the Different Conditions of the Burned Vegetation. *Geo-Eco-Trop* 43(4): 627-640.
- Bond WJ, JE Keeley. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecology & Evolution* 20(7): 387-394. DOI: [10.1016/j.tree.2005.04.025](https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025)
- Breiman L. 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45: 5-32. DOI: [10.1023/A:1010933404324](https://doi.org/10.1023/A:1010933404324).
- Calvo L, R Tárrega, L ED, L Valbuena, E Marcos. 2005. Recovery after experimental cutting and burning in three shrub communities with different dominant species. *Plant Ecology* 180(2): 175-185. DOI: [10.1007/s11258-005-0200-z](https://doi.org/10.1007/s11258-005-0200-z)
- Chavez Jr PS. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 24(3): 459-479. DOI: [10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3)
- Chen X, JE Vogelmann, M Rollins, D Ohlen, CH Key, L Yang, C Huang, H Shi. 2011. Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in a ponderosa pine forest. *International Journal of Remote Sensing* 32: 7905-7927. DOI: [10.1080/01431161.2010.524678](https://doi.org/10.1080/01431161.2010.524678)
- Dillon GK, ZA Holden, P Morgan, MA Crimmins, EK Heyerdahl, CH Luce. 2011. Both topography and climate affected forest and woodland burn severity in two regions of the western US, 1984 to 2006. *Ecosphere* 2: 1-33.
- Francos M, P Pereira, X Úbeda. 2020. Effect of different pre- and post-wildfire management practices on plant recovery after a wildfire in NE Iberian Peninsula. *Journal of Forestry Research* 31(5): 1647-1661. DOI: [10.1007/s11676-019-00936-7](https://doi.org/10.1007/s11676-019-00936-7).
- Francos M, X Úbeda, J Tort, JM Panareda, A Cerdà. 2016. The role of forest fire severity on vegetation recovery after 18 years. Implications for forest management of *Quercus suber* L. in Iberian Peninsula. *Global and Planetary Change* 145: 11-16.
- Fuentes-Ramírez A, M Barrientos, L Almonacid, C Arriagada-Escamilla, C Salas-Eljatib. 2018. Short-term response of soil microorganisms, nutrients and plant recovery in fire-affected *Araucaria araucana* forests. *Applied Soil Ecology* 131: 99-106.
- González-De Vega S, J de las Heras, D Moya. 2016. Resilience of Mediterranean terrestrial ecosystems and fire severity in semiarid areas: Responses of Aleppo pine forests in the short, mid and long term. *Science of the Total Environment* 573: 1171-1177.
- Greenwell BM. 2017. pdp: An R Package for Constructing Partial Dependence Plots. *R Journal* 9(1).
- Keeley JE. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18(1): 116-126.
- Keeley JE, WJ Bond, RA Bradstock, JG Pausas, PW Rundel. 2011. Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management. Cambridge, UK. Cambridge University Press. 522 p.
- Key CH, NC Benson. 2006. Landscape assessment. Sampling and analysis methods. Firemon: Fire effects monitoring and inventory system. General Technical Report. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins CO., RMRS-GTR-164-CD, USA, 400 p.
- Madrigal J, C Hernando, M Guijarro. 2011. El papel de la regeneración natural en la restauración tras grandes incendios forestales: el caso del pino negral. *Boletín del CIDEU* 10: 5-22.
- Madrigal J, C Hernando, E Martínez, M Guijarro, C Diez. 2005. Regeneración postincendio de *Pinus pinaster* spp. En la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 14: 36-51.
- Maia P, JG Pausas, V Arcenegui, C Guerrero, A Pérez-Bejarano, J Mataix-Solera, MET Varela, I Fernandes, ET Pedrosa, JJ Keizer. 2012. Wildfire effects on the soil seed bank of a maritime pine stand—the importance of fire severity. *Geoderma* 191: 80-88.
- Malak DA, JG Pausas, JE Pardo-Pascual, LA Ruiz. 2015. Fire recurrence and the dynamics of the enhanced vegetation index in a Mediterranean ecosystem. *International Journal of Applied Geospatial Research* 6(2): 18-35.
- Martínez S, I Aguado, E Chuvieco. 2019. Remote sensing techniques applied to post-fire regeneration. In Pereira P, Mataix-Solera J, Úbeda X, Rein G, A Cerdà eds. Fire effects on soil properties. Clayton, Australia. CSIRO Publishing. p. 347-370.
- Parks SA, GK Dillon, C Miller. 2014. A new metric for quantifying burn severity: the relativized burn ratio. *Remote Sensing* 6(3): 1827-1844.
- Pausas JG, JE Keeley. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204(1): 55-65.

- Rodríguez-Trejo DA, JG Pausas, AG Miranda-Moreno. 2019. Plant responses to fire in a Mexican arid shrubland. *Fire Ecology* 15(1): 11. DOI: [10.1186/s42408-019-0029-9](https://doi.org/10.1186/s42408-019-0029-9).
- Santana J, M Porto, L Reino, P Beja. 2011. Long-term understory recovery after mechanical fuel reduction in Mediterranean cork oak forests. *Forest Ecology and Management* 261: 447–459.
- Úbeda X, LR Outeiro, M Sala. 2006. Vegetation recover after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, northeast Spain. *Land Degradation & Development* 17(4): 429-440.
- Zheng Z, Y Zeng, S Li, W Huang, Z Zheng, Y Zeng, S Li, W Huang. 2018. Mapping Burn Severity of Forest Fires in Small Sample Size Scenarios. *Forests* 9: 608.

Recibido: 09/12/20

Aceptado: 21/06/21

## Proposal of two visual tree risk assessment methods for urban parks in Montevideo, Uruguay

Propuesta de dos métodos de evaluación visual del riesgo de árboles  
para parques urbanos en Montevideo, Uruguay

Ana Paula Coelho-Duarte <sup>a</sup>, Gustavo Daniluk-Mosquera <sup>a</sup>, Virginia Gravina <sup>b</sup>,  
Andrés Hirigoyen <sup>c</sup>, Óscar Vallejos-Barra <sup>d</sup>, Mauricio Ponce-Donoso <sup>d\*</sup>

<sup>a</sup> Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Departamento de Producción Forestal y Tecnología de la Madera, Avda. Garzón 780, 12900 Montevideo, Uruguay, paula.coelho@fagro.edu.uy, gdaniluk@fagro.edu.uy

<sup>b</sup> Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Departamento de Biometría, Estadística y Computación, Avda. Garzón 780, 12900 Montevideo, Uruguay, virginia@fagro.edu.uy

<sup>c</sup> Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Programa Nacional de Investigación en Producción Forestal, Ruta 5 km 386, Tacuarembó, Uruguay, andreshirigoyen@gmail.com

\*Corresponding Author: <sup>d</sup> Universidad de Talca, Escuela de Ingeniería Forestal, Avda. Lircay s/n, Talca, Chile, tel.: 56-71-2200432, ovallejo@utalca.cl, mponce@utalca.cl

### SUMMARY

The risk assessment of urban trees is a challenge that must be addressed by many cities, in consideration of their climatology, management and spatial heterogeneity. Since these trees are in stages of aging, added to bad practices, inadequate selection and establishment, amongst others, their early elimination, and hence the loss of the ecosystem services they provide, is being promoted. For this reason, two tree risk assessment methods were developed to be applied in a complementary manner in urban parks, one basic visual (BV) and the other detailed visual (DV), both structured with the components of likelihood of failure, likelihood of impact, consequence and risk rating, being analyzed qualitatively and semi quantitatively. The methods were applied in 24 trees of *Eucalyptus* and *Tipuana* genus by two groups of assessors, experienced and inexperienced, totaling 192 assessments. Results were analyzed with a linear mixed model (LMM), which showed differences between both methods for the likelihood of failure, where the assessment of branches turned out to be the attribute with the highest impact. The methods proved to be suitable to be used in a complementary manner, since BV turns out to be efficient when it is necessary to assess a large number of trees. DV turned out to be more effective, since it was able to identify more precisely the attributes of the tree that must be considered for adequate risk mitigation and management. Therefore, their combined use is recommended for risk assessment in trees established in parks.

*Key words:* arboriculture, urban trees, hazard tree, tree risk rating, linear mixed model.

### RESUMEN

La evaluación del riesgo de los árboles urbanos es un desafío que numerosas ciudades deben abordar, en consideración a su climatología, gestión y heterogeneidad espacial, debido al hecho que el arbolado se encuentra en etapas de envejecimiento, sumado a malas praxis, inadecuada selección y establecimiento, entre otras, que están propiciando su eliminación temprana y, por ende, la pérdida de los servicios ecosistémicos que proveen. Por ello se desarrollaron dos métodos de evaluación del riesgo de árboles para ser aplicados complementariamente en parques urbanos, uno visual básico (VB) y otro visual detallado (VD), estructurados con las componentes de probabilidad de falla, probabilidad de impacto, consecuencia y clasificación de riesgo, siendo analizados cualitativa y cuantitativamente. Los métodos fueron aplicados en 24 árboles de los géneros *Eucalyptus* y *Tipuana* por dos grupos de evaluadores, con experiencia y sin experiencia, totalizando 192 evaluaciones. Los resultados se analizaron con un modelo lineal mixto (MLMiX), que mostró diferencias entre ambos métodos para la probabilidad de falla, donde la valoración de las ramas secundarias resultaron ser el atributo de mayor impacto. Los métodos demostraron ser adecuados para ser usados complementariamente, ya que el VB resulta ser eficaz cuando se requiere evaluar gran cantidad de árboles, mientras que el VD resultó ser más efectivo, pues fue capaz de identificar de forma más precisa los atributos del árbol que deben ser considerados para una adecuada mitigación y gestión del riesgo. Por lo anterior, se recomienda su uso combinado para la evaluación del riesgo en árboles establecidos en parques.

*Palabras clave:* arboricultura, árboles urbanos, árbol peligroso, clasificación del riesgo de los árboles, modelo lineal mixto.

## INTRODUCTION

Trees fulfill various environmental functions besides beautifying the city, such as capturing carbon from carbon dioxide emissions, reducing electricity consumption by cooling or heating buildings, mitigating suspended particles, amongst other functions that help provide well-being to the population (Miller *et al.* 2015, Ponce-Donoso *et al.* 2016). Likewise, their presence in the city has both intrinsic and monetary value (Ponce-Donoso *et al.* 2012), which gives cities heritage value, both public and private.

The provision of these benefits is maintained if trees are in good sanitary conditions and adapted to the site, otherwise, they can cause damage to people or property, or temporary cut of essential services due to failures of branches or entire trees (Calaza and Iglesias 2016).

Montevideo has more than 200.000 street trees, to which are added those located in squares, parks and private locations (Terrani 2014), where most predominant species are classified as “mature functional” or “mature in late functional stages”. Terrani (2014) indicates that the vegetative state of trees in general is good, though there are a significant number of trees of advanced age and large size, relevant characteristics at the time of carrying out a risk assessment (Dunster *et al.* 2017, Koeser and Smiley 2017).

In this context, the assessment of the risk condition of the urban tree is relevant for society, mainly for municipal managers, posing two important challenges: the determination of risk and its management (Calaza and Iglesias 2016), reducing its potentiality and preserving a desirable vegetation cover.

For the risk assessment of urban trees, several methods have been proposed, highlighting those that use visual assessment, the best known and widespread amongst urban arboricultural specialists being the “Tree Hazard Evaluation Method” (Matheny and Clark 1994), “A Guide to Identifying, Assessing, and Managing Hazard Trees in Developed Recreational Sites of the Northern Rocky Mountains and the Intermountain West” (Guyon *et al.* 2017), “Quantified Tree Risk Assessment” (Ellison 2018), “Tree Hazard: Risk Evaluation and Treatment System” (Forbes-Laird 2010) and “Best Management Practice – Tree Risk Assessment” (Dunster *et al.* 2017).

Although there are methodologies at an international level, none have been validated or adapted to places other than those where they have been developed, hence the reliability of their application and results cannot be guaranteed (Koeser *et al.* 2016). However, they are useful as a point of comparison for developing a new method or a new version that is suitable.

The American National Standards Institute (ANSI 2011) Standard A300, specifically Part 9 on tree risk assessment, provides guidelines for this practice and proposes standards for issuing specifications. According to this standard, the methods can be divided into three levels of applicability: Level 1 - Limited Visual, where the as-

essment can be applied from a car in motion; Level 2 - Basic Visual, its use being supported by a form and simple tools, such as a rubber hammer and binoculars, amongst others; and Level 3 - Advanced Assessment, where the use of advanced equipment, such as a sonic tomography, micro drill or ground penetrating radar, is suggested to detect decay and remaining resistance.

In accordance with the above, the assessment Level 1, despite being limited, is usually used to identify the most obvious defects of the tree, being a good tool to assess a large population of trees (Rooney *et al.* 2005), responding to the principle of efficiency that should be part of municipal actions.

Regarding the assessment Level 2, there are different methods, where each proposal seeks to give an approach that best fits the needs of the context where it is applied (Calaza and Iglesias 2016, Reyes *et al.* 2018, Coelho-Duarte *et al.* 2021).

When investigating 15 urban tree risk assessment methods, Norris (2010) proposes that methods should provide accurate, reliable and verifiable results, and data should be collected in an easy, simple and economically viable way. His hypothesis is that different assessors would have similar results, which would help in identifying the differences produced by each method. Given the existence of significant differences, the author concludes that the variation is influenced by the final result of each method. Additionally, the performance of the different components that make up the method should be considered as contributing to these differences (Coelho-Duarte *et al.* 2021).

On the other hand, the levels of uncertainty associated with the methods may be related to various factors, such as the experience and knowledge of the assessor regarding the characteristics of the evaluated species. In some cases, defects are highly visible, such as cracks or the presence of fungi fruiting bodies, though most of them are not easily identifiable and assumptions must often be made. Calaza and Iglesias (2016) point out that a good assessor can analyze the wood condition through changes in color and texture, although detecting them in the initial stages is a difficult task. To reduce the uncertainty of assessments, the use of complementary instruments is recommended, these help in the identification of defects and the measurement of the remaining resistance of the tree (Wessolly and Erb 2016). However, the use and interpretation of this instruments are not easy (Calaza and Iglesias 2016), being a potential inconvenience, as experience remains a relevant issue when assessing risk.

Koeser *et al.* (2017) review the likelihood of failure considering the ANSI A300 Standard (ANSI 2011), where assessments made by various assessors and different assessment levels are compared. The authors find that classification means are lower for the limited visual assessment method than for the basic and advanced visual methods, while the difference between the latter is less pronounced. There are very few studies in Latin America with the eva-

luation of the adherence, adaptation or development of a method applicable to a particular condition (be it territorial or managerial) as objectives. Some are aimed at proposing context-specific methodologies (Sampaio *et al.* 2010, Conceição *et al.* 2017), while others compare existing methods and propose their adjustment (Reyes *et al.* 2018, Ivasko *et al.* 2019), without consistent results to recommend a specific method.

In this work, two methods are proposed for the visual risk assessment of urban trees in parks. These methods differ in the level of detail of the information collected and analyzed in the field and should be applicable complementary under the principles of effectiveness and efficiency, within a protocol established in tree risk management at municipal level. The hypotheses that led this study are the following: i) as the level of detail of the assessment increases, there is a change in the risk valuation; ii) the genus and type of assessors affect assessments; iii) qualitative and semi-quantitative risk classifications behave differently

regarding distribution. In addition, the effect of each risk assessment component and their respective attributes on the final risk classification is identified.

## METHODS

*Formulation of new proposals.* Two new proposals were formulated: (a) basic visual (BV) assessment, where simple tools are used, which allows trees to be inventoried, and can be applied both at technical and professional level; and (b) detailed visual (DV) assessment, that can be complemented with the use of non-destructive equipment and requiring advanced training for application. This last method is intended, preferably, for the assessment of trees presenting high to extreme risk, with heritage / monumental nature, or that present some type of conservation conflict (table 1). Methods were developed based on several methods available in literature (Matheny and Clark 1994, Forbes-Laird 2010, Dunster *et al.* 2017, Guyon *et al.* 2017, Ellison 2018).

**Table 1.** Characteristics of the methods.  
 Características de los componentes.

Method	Basic Visual Assessment (BV)	Detailed Visual Assessment (DV)
Likelihood of Failure	Seven categories of structural defects (Pokorny 2003): decay, cracks, root problems, weak unions, canker, poor architecture, dead wood.  Likelihood of Failure divided in four levels (adapted from Pokorny 2003): low (1), moderate (2), high (3), extreme (4).	Health and phytosanitary evaluation.  Tree's part defects: root collar, trunk, scaffold and lateral branches, roots.  Likelihood of Failure divided in four levels for each tree's part (adapted from Dunster <i>et al.</i> 2017): improbable (1), possible (2), probable (3), imminent (4).
Likelihood of Impact	Type of target: pedestrians / cyclists, vehicle, structures / services, others.  Occupation rate: rare, occasional, frequent, constant / structures.  Target zone and target protection.  Likelihood of Impact divided in four levels (adapted from Dunster <i>et al.</i> 2017): very low (1), low (2), Medium (3), High (4).	
Consequences	Tree part most likely to fail.  Examples, part size and weight for each level.  Consequence divided in four levels (adapted from Forbes-Laird 2010): insignificant (1), minor (2), significant (3), severe (4).  Fall distance.  Reduced mass.	Tree part most likely to fail.  Qualitative ranks with examples for each type of target.  Consequence divided in four levels (adapted from Dunster <i>et al.</i> 2017): insignificant (1), minor (2), significant (3) and severe (4).  Fall distance.
Additional information	Dendrometric measurements.  Site factors.  Recommended control measures.	Non-destructive equipment to be used.  Advanced dendrometric measurements.  Site and root zone characteristics.  Climatic conditions.  Raimbault's development stages.

In BV, the probability of general failure is evaluated, while in DV the likelihoods of failure are evaluated for each part of the tree: root collar, trunk, scaffold and lateral branches and root. For the analysis of the likelihood of failure component and subsequent analysis of risk in DV, the highest valuation found of the five evaluated parts was used.

*Study area.* The field work was carried out in Parque José Batlle y Ordóñez (Parque Batlle), one of the main green areas of Montevideo, Uruguay (34°53'45"S and 56° 9'33"W). This urban park is structured by different types of vehicular streets, uses and occupations, covering an area of 52.05 ha that includes sport infrastructure, cultural facilities, commercial and recreational areas, where hospitals, schools, and monuments are also located. The city is located at 136 m a.s.l. and has a population of 1.38 million inhabitants, representing almost 50 % of the total population of the country. It has a humid subtropical Köppen-Geiger climate (Cfa), with average annual temperature of 16.7 °C and annual rainfall of 1,100 mm; Winter is humid, windy and cloudy, with the occurrence of storms; while summer is hot and humid, with little wind (INUMET 2020).

*Application of the new methods.* 24 trees were selected, 12 of *Eucalyptus* L'Hér. genus and 12 from *Tipuana* (Benth.) Benth. genus, located in different parts of the Parque Batlle, prevailing those in areas with a larger presence of vehicles and pedestrians, although some of the eucalyptus trees were in areas inside the park, with occasional to intermittent use. The selection considered different situations of likelihood of failure, impact and consequence, incorporating trees at all possible levels of risk.

Evaluations were carried out in the fall of 2019 before the defoliation of *Tipuana* trees, by volunteers separated into two groups: one made up of two professionals with experience in risk assessments, called Senior-Level group (SL), and the other by two agricultural science advanced students with no experience in risk assessment and basic knowledge of urban trees, called Junior-Level group (JL).

*Risk rating analyses.* To analyze the risk, two different ways were chosen: a qualitative one, based on the matrix system of the ISA BMP method (Dunster *et al.* 2017), and a semiquantitative one, based on the simple addition of the components of likelihood of failure, likelihood of impact and consequence. The semiquantitative ranking was divided into four ranges (table 2), adapted from Guyon *et al.* (2017), allowing the complementary use of the risk management tool "As Low as Reasonably Practicable" — ALARP— (Ellison 2018). Subsequently, the 192 evaluations of qualitative and semi-quantitative risk ratings were compared and graphed.

*Statistical analysis.* To identify differences between BV and DV methods, the components likelihood of failure,

**Table 2.** Risk rating per type of analysis.

Clasificación del riesgo por tipo de análisis.

Qualitative Risk Rating	Semiquantitative Risk Rating	Index <sup>a</sup>
Low	3 to 8	1
Moderate	9	2
High	10 and 11	3
Extreme	12	4

<sup>a</sup> Standardized Risk Rating

likelihood of impact and consequence were considered. A total of 192 assessments were counted. The differences among methods, genus, type of assessors and the interactions between them were tested using analysis of variance (ANOVA) at a level  $P < 0.01$ . The ANOVA used was a linear mixed model (LMM), considering the "tree" effect as a random factor, since all methods were applied to the same trees. When the null hypothesis was rejected, means were compared using Fisher's Least Significant Difference (LSD) test ( $\alpha = 0.01$ ). When significant differences were identified for a certain component between the visual assessment methods proposed, their valuations were analyzed separately in each method.

In turn, an ANOVA and means comparison tests were applied to analyze the attributes of likelihood of failure of BV (general likelihood of failure) and DV (likelihood of failure by tree part) methods. Regarding the DV method, to determine which assessments of the tree part had a significant effect on the index of the likelihood of failure component (table 1), an LMM was constructed, where the response variable was the index of likelihood of failure and the independent variables were the likelihoods of failure for each part.

The results of the final risk rating from the semiquantitative and qualitative analyses were also analyzed with LMM ( $P < 0.01$ ), considering the method, type of assessor and genus as fixed effects, and as a random effect, the tree.

To evaluate the effect of the components on the risk rating, an LMM was constructed for each proposed method, where the response variable was the standardized indices of risk rating (table 2) and the independent variables were the indices of each component (table 1).

The data was analyzed with the *lmer* function of the R *lme4* library, interconnected to the InfoStat version 2020 software (Di Rienzo *et al.* 2020). SigmaPlot version 12 was used to build the graphs.

## RESULTS

*Results per component.* The methods presented significant interaction between type of assessor and genus for the likelihood of failure, where the JL group valued *Eucalyptus* in



higher ranges than *Tipuana* (figure 1A), not observing significant differences for these factors. Regarding methods, there were significant differences, where the DV method presented higher mean and median (figure 1B).

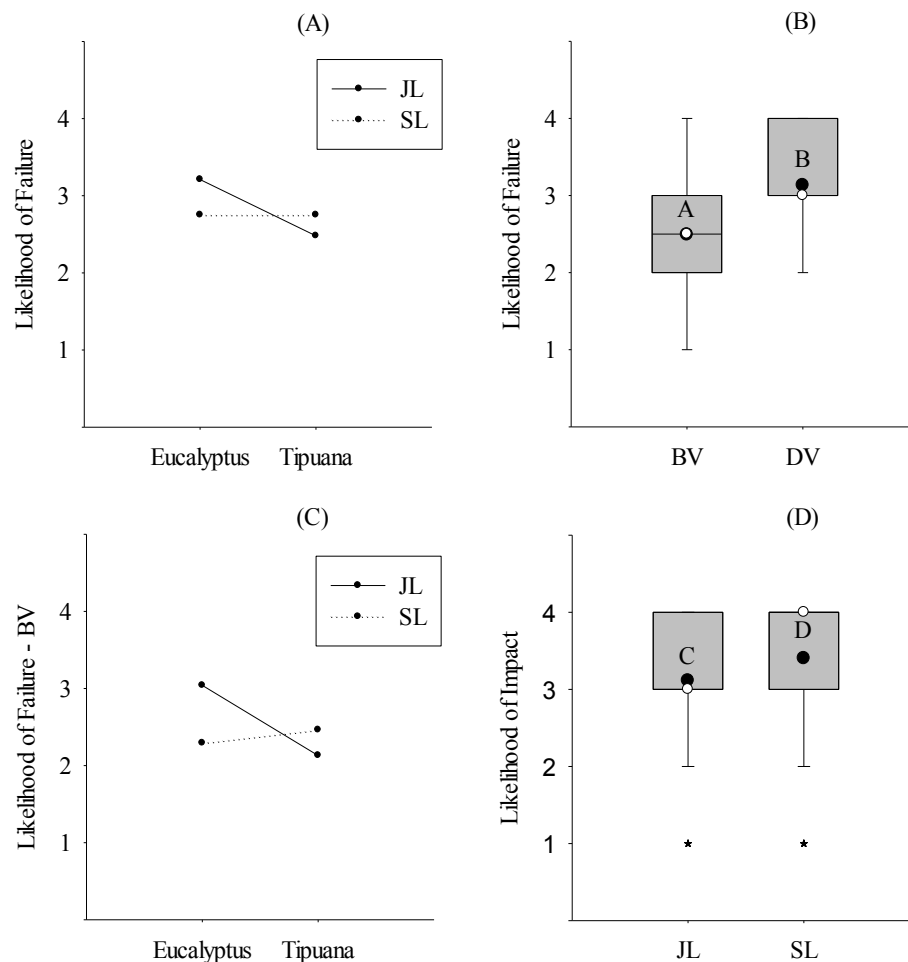
The BV method separately presented the same result as the analysis of the entire data (figure 1C). In the case of the DV method, there were no significant differences between genus and type of assessors, nor interaction between them.

No significant differences were found between BV and DV methods for the likelihood of impact and consequence components. Overall, significant differences were found between the type of assessors for the likelihood of impact (figure 1D), while separately there were no significant differences between the type of assessors and genus for any

of the methods. For the consequence there were no significant differences between type of assessors and genus when the data was analyzed both as a whole and separately for each method.

*Analysis of the likelihood of failure.* For the attributes that define the likelihood of failure, both for BV and DV, no significant differences were found between type of assessors and genus, nor significant interaction between each attribute with these factors; while significant differences were found between the attributes that define this component (figure 2).

In the DV method, the assessment of the branches was the only attribute that had a significant effect ( $\alpha = 0.01$ ) for

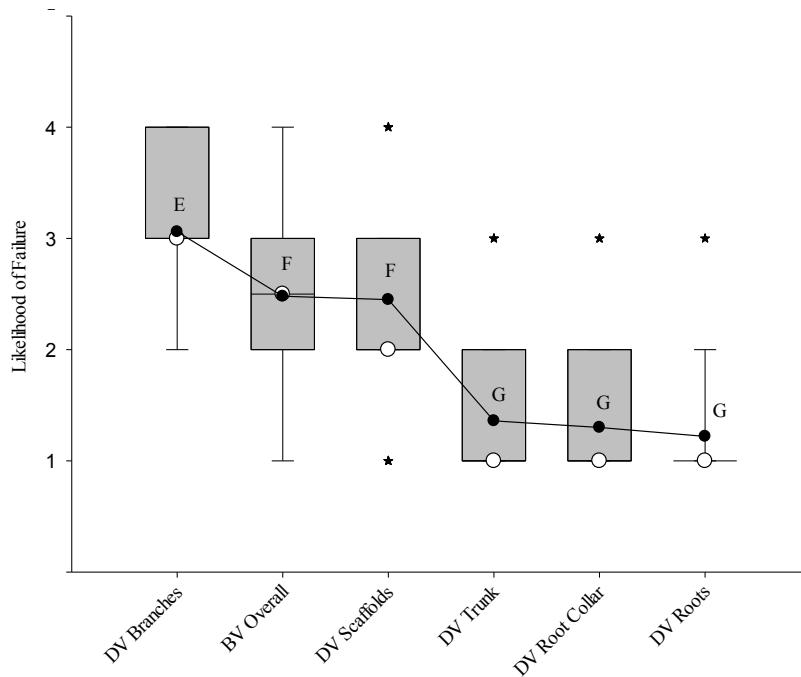


**Figure 1.** Component results ( $P < 0.01$ ). (A) Interaction graphic type of assessor x genus for both methods. (B) Boxplot (bars) for likelihood of failure for both methods. (C) Interaction graphic type of assessor x genus for BV method. (D) Boxplot (bars) for likelihood of impact for type of assessor. Mean adjusted (black points), medians (white circles) and outliers (black stars). Dissimilar letters denote statistically significant differences in mean ratings as determined with an LSD Fisher test ( $\alpha = 0.01$ ).

Resultados de los componentes ( $P < 0,01$ ). (A) Gráfico de interacción tipo de evaluador x género para ambos métodos. (B) Diagrama de caja (barras) para la probabilidad de falla para ambos métodos. (C) Gráfico de interacción tipo de evaluador x género para el método VB. (D) Diagrama de caja (barras) para la probabilidad de impacto por tipo de evaluador. Media ajustada (puntos negros), medianas (círculos blancos) y valores atípicos (estrellas negras). Las letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas en las medias determinadas con una prueba de LSD Fisher ( $\alpha = 0,01$ ).

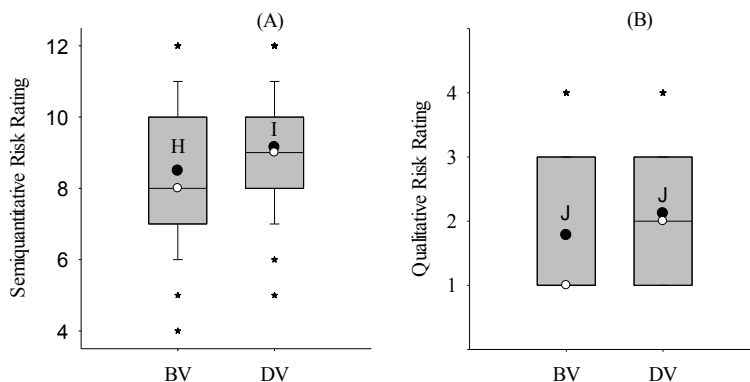
both genera. There was no level 1 (improbable) for this attribute and neither for the component likelihood of failure in the DV method. As expected, when the assessment of the likelihood of failure of branches increased, the index of the component likelihood of failure also rose.

*Analysis of risk rating.* There were no significant differences for the factors analyzed, or interaction between them in the qualitative analysis ( $\alpha = 0.01$ ). In the semiquantitative analysis, there were significant differences between BV and DV methods (figure 3A); while there were no signifi-



**Figure 2.** Boxplot (bars) for likelihood of failure ratings for BV and DV by attribute. Mean adjusted (black points), medians (white circles) and outliers (black stars). Dissimilar letters denote statistically significant differences in mean ratings as determined with an LSD Fisher test ( $\alpha = 0.01$ ).

Diagrama de caja (barras) para la probabilidad de falla de VB y VD por atributo. Media ajustada (puntos negros), medianas (círculos blancos) y valores atípicos (estrellas negras). Las letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas en las medias determinadas con una prueba de LSD Fisher ( $\alpha = 0,01$ ).



**Figure 3.** Boxplot (bars) for (A) semiquantitative risk rating and (B) qualitative risk rating for both methods. Mean adjusted (black points), medians (white circles) and outliers (black stars). Dissimilar letters denote statistically significant differences in mean ratings as determined with an LSD Fisher test ( $\alpha = 0.01$ ).

Diagrama de caja (barras) para (A) clasificación del riesgo semicuantitativa y (B) clasificación de riesgo cualitativa para ambos métodos. Media ajustada (puntos negros), medianas (círculos blancos) y valores atípicos (estrellas negras). Las letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas en las medias determinadas con una prueba de LSD Fisher ( $\alpha = 0,01$ ).

cant differences between type of assessors and genus, nor interaction between factors.

When the risk ratings were compared with the two forms of analyses for the same assessment (figure 4), risk rating 9 was obtained in both “low” and “moderate” levels; the same was true for risk rating 10, which was obtained in “moderate” and “high” levels.

In both methods, all the components had a significant effect on the final risk rating, with the likelihood of failure having the highest influence (figure 5).

## DISCUSSION

When analyzing the methods together by component, the result indicates that, by increasing the level of detail of the visual assessment, the likelihood of failure tends to increase more (figure 1B), while this does not occur with the other components. Considering the methodological differences, this result was similar to that found by Koeser *et al.* (2017), where they point out that, when moving from a limited visual assessment to a basic visual one, that is, when the level of detail of assessment increases, there is a significant change in the likelihood of failure. Likewise, the higher level of detail of assessment reduced the effect of the type of assessors and genus factors, a different aspect from that reported by Koeser *et al.* (2017), where they indicate that no level of evaluation consistently reduces the variability between assessors, which could be due to the difference in the number of assessors considered in both studies.

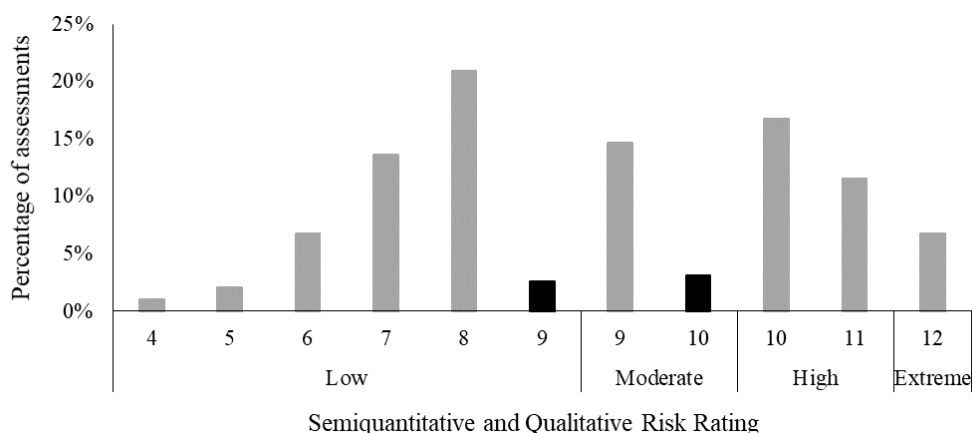
No significant differences were found between BV and DV methods for the likelihood of impact and consequence because the attributes related to these components refer more to the characteristics of the place surrounding trees, such as the occupancy rate and the type of target, than to the

characteristics of the tree itself. The likelihood of impact in both methods uses the same attributes for its assessment; While for the consequence, attributes are different (table 1), and as no differences were found between the type of assessors, it can be noted that the levels and descriptors of both methodologies are repeatable (Norris 2010).

When deepening the analysis of the likelihood of failure component for BV and DV methods, it was found that the branches were the attribute with the highest mean value (figure 2). It was observed that the mean of the valuation of the general likelihood of failure of the BV method was similar to the mean of the valuation of the scaffold of the DV method (figure 2). However, the general likelihood of failure showed a wide distribution, including all levels considered in the attributes of each part of the tree used in the DV method. This is due to the fact that the BV method makes a single general analysis of the tree to determine this likelihood, the result of which makes it a good approximation for the evaluation of this component at a basic level of detail, since it allowed the assessors to identify the four levels of likelihood of failure, according to the proposed methodology.

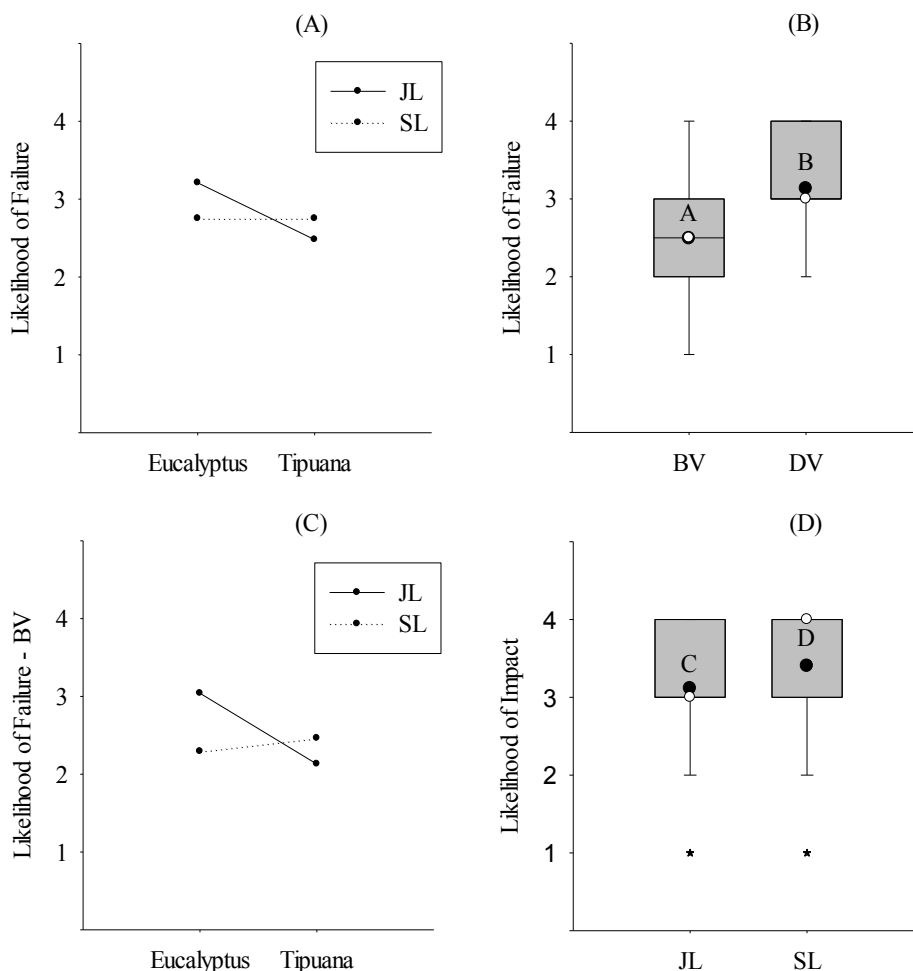
The assessment of branches in both genera was the only attribute that had a significant effect on the likelihood of failure component of the DV method. This result would indicate that the evaluation of this part of the tree has an important influence on the valuation for this level of visual assessment (DV) and therefore on the final risk rating, despite the fact that the consequence of the failure and impact of a branch is generally reduced due to its size (Forbes-Laird 2010, Dunster *et al.* 2017, Ellison 2018).

The risk ratings of methods presented different behaviors when analyzed qualitatively and semi quantitatively (figure 3A and 3B). In the semiquantitative analysis, the proposed ranges (table 2) would indicate that when



**Figure 4.** Distribution of risk rating for semiquantitative and qualitative analyses. Black bars represent assessments in the qualitative analysis (9 in “low” and 10 in “moderate”).

Distribución de la clasificación del riesgo para los análisis cualitativo y semicuantitativo. Las barras negras representan evaluaciones en el análisis cualitativo (9 en “low” y 10 en “moderate”).



**Figure 5.** Scatter plot (mean and standard error) for (A) likelihood of failure x Standardized Risk Rating for BV method, (B) likelihood of impact x Standardized Risk Rating for BV method, (C) consequence x Standardized Risk Rating for BV method, (D) likelihood of failure x Standardized Risk Rating for DV method, (E) likelihood of impact x Standardized Risk Rating for DV method, (F) consequence x Standardized Risk Rating for DV method. Dissimilar letters denote statistically significant differences in mean ratings as determined with an LSD Fisher test ( $\alpha = 0.01$ ).

Diagrama de dispersión (media y error estándar) para (A) probabilidad de falla x clasificación del riesgo estandarizado para el método VB, (B) probabilidad de impacto x clasificación del riesgo estandarizado para el método VB, (C) consecuencia x clasificación del riesgo estandarizado para el método VB, (D) probabilidad de falla x clasificación del riesgo estandarizado para el método VD, (E) probabilidad de impacto x clasificación del riesgo estandarizado para el método VD, (F) consecuencia x clasificación del riesgo estandarizado para el método VD. Las letras diferentes denotan diferencias estadísticamente significativas en las medias determinadas con una prueba de LSD Fisher ( $\alpha = 0,01$ ).

applying the DV method, the median would go from a low risk to a moderate one, contrasted with the BV method, although their values have been 8 and 9, respectively (figure 3A). When qualitatively analyzing the risk, the same situation occurs with the medians; however, in this case, there were no significant differences between the means (figure 3B). When risk ratings were compared, results showed that the qualitative analysis underestimated assessments by 6 %, when compared to the semiquantitative analysis (figure 4).

To calculate the risk rating of the BV method, the semiquantitative analysis proved to be the most appropriate, since it allowed visualizing the wide distribution of the

risk assessments of trees (figure 3A), and it would avoid undervaluation. Being a proposed method that allows a first survey for risk management to be used at the time of inventorying trees, its rapid application due to the context of the Montevideo trees (Terrani 2014) provided an effective ranking of tree risk (Norris 2010, Koeser *et al.* 2016). In turn, the qualitative analysis was suitable for DV (figure 3B), since this method is mainly recommended for trees previously identified with high and extreme risk using the BV method. Since a numerical value as a final risk rating could lead to erroneous interpretations in this case, the use of the descriptors “low”, “moderate”, “high” and “extreme” is suggested (Koeser *et al.* 2016). Therefore, it

is suggested to make an adequate description whether a number or an expression is used. As the DV method is proposed above all to confirm the highest risks, providing a higher level of information for decision making regarding the treatments necessary for risk mitigation, it is more efficient for municipality managers, considering the reduced number of trees in which its application would be necessary. A relevant aspect of this method is the ability to confirm most assessments obtained with the BV method; thus, 56 % of the assessments carried out with the BV method classified in the standardized index 3 were confirmed as “high” with the DV method, while 41 % were reclassified as “extreme” and 3 % as “moderate”. In turn, of the assessments with BV resulting in standardized index 4, 71 % were confirmed as “extreme” with DV and the rest were reclassified as “high”. The above reaffirms the option of using both methods as a protocol.

Regarding the influence of the likelihood of failure, likelihood of impact and consequence on final risk rating, all of them had a significant effect (figure 5). However, the likelihood of failure was the component with the highest influence, since any increase in the valuation of said component significantly modified risk rating. In turn, a change in the valuation of the consequence from “insignificant” to “minor” and in the likelihood of impact from “very low” to “medium” meant no significant effect in the final risk rating (figure 5). In practice, this means that both methods and their respective proposed standardized risk rating systems were able to discriminate the situations where the utmost attention is required, that is, where there is most important exposure of the targets and superior potential damages (Ellison 2018). Finally, the larger effect of the likelihood of failure reinforces the recommendations of Koeser *et al.* (2015) regarding the need for the development of adequate guides and training adapted to the context for the evaluation of the attributes related to this likelihood.

## CONCLUSIONS

The likelihood of failure was the only component that presented significant differences between the two proposed methods, with the assessment of branches being the attribute with the most important effect on the highest average resulting from the DV method.

The assessment of the likelihood of failure of the DV method, when assessing each part of the tree, reduced the effect of the type of assessor and the genus. The types of analyses used for the final risk rating behaved differently regarding distribution, where the semiquantitative analysis showed to be more suitable for the BV method, while the qualitative analysis was more suitable for DV.

Both methods were appropriate for the situations where they would be applied, since the BV method can be used during the execution of an inventory, establishing a ranking of the risk of a large number of trees. While for the specimens evaluated within standardized index 3 and 4 by

the BV method (high and extreme, respectively) the DV method would be used to provide a better level of detail in the information.

The complementary application of BV and DV methods is recommended for the assessment of the risk of trees in urban parks of Montevideo under a risk management protocol, specially by municipalities and utility services.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank all the professionals and students who participated in this work and the Montevideo municipality for the authorization and support to realize this work. This work was supported by Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC), Universidad de la República (Uruguay).

## REFERENCES

- ANSI (American National Standards Institute, US). 2011. ANSI A300 (Part 9) - Tree Risk Assessment a. Tree Failure. 14 p.
- Calaza P, MI Iglesias. 2016. El riesgo del arbolado urbano. Contexto, concepto y evolución. Madrid, España. Mundi-Prensa. 526 p.
- Coelho-Duarte AP, G Daniluk-Mosquera, V Gravina, O Vallejos-Barra, M Ponce-Donoso. Tree Risk Assessment: component analysis of six visual methods applied in an urban park, Montevideo, Uruguay. *Urban Forestry and Urban Greening* 59:127005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127005>
- Conceição I, R Samolão, A Santana. 2017. Proposal for a system of trees fall potential risk assessment in urban parks. *Revista Árvore* 41(4): 1-9. DOI: [10.1590/1806-90882017000400008](https://doi.org/10.1590/1806-90882017000400008)
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo. 2020. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Consulted 27 mar. 2020. Available in [www.infostat.com.ar](http://www.infostat.com.ar)
- Dunster JA, ET Smiley, N Matheny, S Lilly. 2017. Tree Risk Assessment Manual. 2nd ed. Champaign, United States. International Society of Arboriculture. 194 p.
- Ellison M. 2018. Nota de procedimiento Quantified Tree Risk Assessment Version 5. Cheshire, United Kingdom. Quantified Tree Risk Assessment Limited. 9 p.
- Forbes-Laird J. 2010. THREATS - Tree Hazard Risk Evaluation and Treatment System – Guidance note for users. Forbes-Laird Arboricultural Consultancy. Consulted 27 mar. 2020. Available in [www.flac.uk.com/wp-content/uploads/2010/07/THREATS-GN-June-2010.pdf](http://www.flac.uk.com/wp-content/uploads/2010/07/THREATS-GN-June-2010.pdf)
- Guyon J, C Cleaver, M Jackson, A Saavedra, P Zambino. 2017. A Guide to Identifying, Assessing, and Managing Hazard Trees in Developed Recreational Sites of the Northern Rocky Mountains and the Intermountain West. USDA Forest Service, Northern and Intermountain Regions. Consulted 31 mar. 2020. Available in [https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/fseprd571021.pdf](https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/fseprd571021.pdf)
- INUMET (Instituto Uruguayo de Meteorología, UY). 2020. Estadísticas climatológicas. Consulted 31 ago. 2020. Availa-

- ble in <https://www.inumet.gub.uy/index.php/clima/estadisticas-climatologicas>
- Ivasko J, D Biondi, E Ximenes, A Nunho, B Heck. 2019. Risk assessment of trees protected by law in Curitiba squares, Paraná, Brazil. *Bosque* 40(3): 347-354. DOI: [10.4067/s0717-92002019000300347](https://doi.org/10.4067/s0717-92002019000300347)
- Koeser AK, G Hasing, D McLean, R Northrop. 2016. Tree Risk Assessment Methods: A Comparison of Three Common Evaluation Forms. Consulted 31 ago. 2020. Available in <https://edis.ifas.ufl.edu/ep487>
- Koeser AK, RW Klein, G Hasing, RJ Northrop. 2015. Factors driving professional and public urban tree risk perception. *Urban Forestry & Urban Greening* 14(4): 968-974. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.004>
- Koeser AK, RJ Hauer, RW Klein, JW Miesbauer. 2017. Assessment of likelihood of failure using limited visual, basic, and advances assessment techniques. *Urban Forestry & Urban Greening* 24: 71-79. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.024>
- Koeser AK, ET Smiley. 2017. Impact of assessor on tree risk assessment ratings and prescribed mitigation measures. *Urban Forestry & Urban Greening* 24: 109-115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.027>
- Matheny NP, JR Clark. 1994. A Photographic Guide to the Evaluation of Hazard Trees in Urban Areas. Champaign, United States. International Society of Arboriculture. 85 p.
- Norris M. 2010. A Review of Methods Used to Undertake Risk Assessments of Urban Trees. MSc. Thesis. Melbourne, Australia. School of Resource Management. University of Melbourne. 398 p.
- Pokorny JD. 2003. Urban Tree Risk Management: A Community Guide to Program Design and Implementation. USDA Forest Service, Northeastern Area, State and Private Forestry. Consulted 30 mar. 2020. Available in <https://www.fs.usda.gov/naspf/publications/urban-tree-risk-management-community-guide-program-design-and-implementation>
- Ponce-Donoso M, O Vallejos-Barra, G Daniluk-Mosquera. 2012. Comparación de fórmulas chilenas e internacionales para valorar el arbolado urbano. *Bosque* 33(1): 69 – 81. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100008>
- Ponce-Donoso M, O Vallejos-Barra. 2016. Valoración de árboles urbanos, comparación de fórmulas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo* 48(2): 195-208.
- Reyes de la Barra J, M Ponce-Donoso, O Vallejos-Barra, G Daniluk-Mosquera, AP Coelho-Duarte. 2018. Comparación de cuatro métodos de evaluación visual del riesgo de árboles urbanos. *Colombia Forestal* 21(2): 161-173. DOI: [10.14483/2256201X.12604](https://doi.org/10.14483/2256201X.12604)
- Rooney CJ, HDP Ryan, DV Bloniarz, BCP Kane. 2005. The reliability of a windshield survey to locate hazards in roadside trees. *Journal of Arboriculture* 31(2): 89–94.
- Sampaio ACF, FG Duarte, EGC Silva, BLD De Angelis, CT Blum. 2010. Avaliação de árvores de risco na arborização de vias públicas de Nova Olímpia, Paraná. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana* 5(2): 82-104. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v5i2.66278>
- Terrani E. 2014. Evaluación de la estructura y comportamiento del arbolado urbano en Montevideo. Tesis Ingeniero Agrónomo. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía, Universidad de la República. 112 p.
- Wessoly L, M Erb. 2016. Manual of tree statics and tree inspection. Berlin-Hanover, Germany. Platzer-Verlag. 288 p.

Recibido: 04/11/20  
Aceptado: 21/06/21

## Nutrient (N, P, K) use efficiency and nitrogen balance in a bioenergy plantation of *Populus deltoides* clone Lux in San Piero A Grado (Pisa), Italy

Eficiencia en el uso de nutrientes (N, P, K) y balance de nitrógeno en una plantación bioenergética de *Populus deltoides* clon Lux en San Piero A Grado (Pisa)

Antonio María Cabrera-Ariza <sup>a,b\*</sup>, Giorgio Ragolini <sup>c</sup>, Patricia Silva-Flores <sup>a,b</sup>,  
Óscar Bustos-Letelier <sup>d</sup>, Rómulo Santelices-Moya <sup>b</sup>

\*Corresponding author: <sup>a</sup> Universidad Católica del Maule, Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Maule (CIEAM), Avenida San Miguel 3605, Talca, Chile, tel.: +56-071-2413728, [acabrera@ucm.cl](mailto:acabrera@ucm.cl)

<sup>b</sup> Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Centro de Desarrollo del Secano, Avenida San Miguel 3605, Talca, Chile.

<sup>c</sup> Scuola Superiore Sant'Anna, Istituto di Scienze della Vita, Via Santa Cecilia 3, I-56127 Pisa, Italy.

<sup>d</sup> Universidad de Talca, Escuela Ingeniería Forestal, Avenida. Lircay s/n, Talca, Chile.

### SUMMARY

Energy crops have proved to be a viable alternative to fossil fuels. However, high biomass production always means that large quantities of nutrients from the soil are removed at harvest. The goal of this work was to estimate nutrient (nitrogen, phosphorous, potassium) use efficiency (NUE) and nitrogen balance in an eight-year-old *Populus deltoides* clone Lux, short rotation forestry under two cutting cycles, every two (biennial) and three (triennial) years, carried out under Mediterranean climate conditions. Results indicate that NUE, for all the analyzed elements, contained variations with slightly higher values for nitrogen and phosphorous in the triennial cycle. Although poplar cultivation has a positive nutrient efficiency, in terms of nitrogen, there is significant loss of this element in the crop cycle.

*Key words:* short rotation coppice, biomass, NUE.

### RESUMEN

Los cultivos energéticos han demostrado ser una alternativa viable para la producción de energía a partir de la biomasa producida. Sin embargo, una alta producción de biomasa siempre significa que se eliminan grandes cantidades de nutrientes del suelo en la cosecha. El objetivo de esta investigación fue estimar la eficiencia en el uso de nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) y el balance de nitrógeno en cultivos energéticos de *Populus deltoides* clon Lux bajo dos ciclos de corta (bienio y trienio), realizados en condiciones de clima mediterráneo. Los resultados indican que la eficiencia en el uso de nutrientes para todos los elementos analizados presenta variaciones contenidas con valores ligeramente superiores en trienio para el nitrógeno y el fósforo. Si bien el cultivo del álamo tiene una eficiencia nutritiva positiva, en términos de nitrógeno, existe una pérdida significativa de este elemento en el ciclo de cultivo.

*Palabras clave:* Cultivos de corta rotación, biomasa, NUE.

### INTRODUCTION

Energy crops have proved to be a viable alternative to fossil fuels. Plants cultivated as short rotation coppices (SRCs) are characterized by high growth rate, adequate sprouting of the stool bed, and adaptation to sub-optimal environmental conditions (Berbec and Matica 2020). However, high biomass production always means that large quantities of nutrients from the soil are removed at harvest. Indeed, it has been observed that the short rotation coppice (SRC) of fast growing woody species has higher rates of nutrient removal by harvest than those presented

by medium-rotation and mature forest (Toillon *et al.* 2016). The higher bark/wood ratio of younger stems in SRC systems and the higher nutrient concentration of the bark are important factors contributing to higher nutrient removal (Adler *et al.* 2005). Furthermore, a high nutrient content of energy crops is a negative quality parameter in combustion as it raises the amount of ash to be handled, reduces biomass energy content and can give rise to harmful emissions, *e.g.* nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) (Smith and Slater 2021). Nevertheless, in some cases, crops with low nutrient-use efficiency are preferable if removal of excess nutrients is aimed at (*i.e.* control of nutrient leaching). What is clear is

that nutrients are removed when the plant is harvested. To ensure soil conservation and minimize the loss of soil nutrients, it is important to evaluate whether nutrients return properly to the soil. Nutrients return to the soil could be through the mineralization of organic matter or through the use of external inputs, such as fertilizers, among others. Furthermore, the nutrient content in the soil can vary due to phenomena such as plant uptake and harvest, leaching, runoff, erosion and denitrification. However, the evaluation of these processes is not easy to carry out.

In this context, nitrogen balance and nutrients use efficiency (NUE) can provide a first indication of nutrient dynamics in the system. Nitrogen balance considers the nitrogen provided by fertilizers, atmospheric inputs, mineralization and crop residues and the nitrogen lost by the harvested biomass and leaching. A simple definition for NUE, extensively employed for many agronomic and forest species, is the total harvestable biomass produced per unit of nutrient absorbed, which is equivalent to the reciprocal of nutrient concentration in the harvested biomass (Ferreira *et al.* 2021).

Several authors have used nutrient balance to evaluate the sustainability of biomass crops (Lodhiyal and Lodhiyal 1997, Heilman *et al.* 1997, Berthelot *et al.* 2000, Masoni and Pampana 2005, Weih *et al.* 2021). Lodhiyal and Lodhiyal (1997) reported, on a 4-year poplar plantation in India, nutrient return via leaf litter of  $91 \pm 148 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  of nitrogen,  $8 \pm 15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  of phosphorous and  $70 \pm 99 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  of potassium, with nitrogen use efficiency of 151-174 kg dry biomass  $\text{kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  of nitrogen. Total biomass production varied in a range of 122-1128 Mg  $\text{ha}^{-1}$ . Berthelot *et al.* (2000) observed nutrient uptake of 92, 15 and 87  $\text{kg ha}^{-1}$ , of nitrogen, phosphorous and potassium, respectively, on a short rotation forestry of poplar in France, estimating nutrient return to soil of about 60 to 80 % through leaf litter. In this case, total above-ground biomass reaches 88.8 and 74.7 Mg  $\text{ha}^{-1}$  dry matter. In another study, Heilman *et al.* (1997) evaluated nutrient content in several poplar clones managed in a 4-year cutting cycle, reporting ranges of 241-420, 41-105 and 159-288  $\text{kg ha}^{-1}$  of nitrogen, phosphorous and potassium, respectively.

Regarding NUE, Toillon *et al.* (2016), within an experiment in northern France with two contrasting site conditions and during two rotations in a wide set of *Populus deltoides* Marshall  $\times$  *Populus nigra* L. genotypes, obtained values of 118.3 – 632.7 kg yield dry matter per kg of applied nitrogen. Euring *et al.* (2016) examined the growth response and nitrogen use efficiency of different poplar species on shallow soil, suggesting that higher nitrogen uptake of poplar species might be an important adaptation to maintaining productivity under unfavorable soil conditions. Ceotto *et al.* (2016), in a study in Italy with poplar short rotation forestry, estimated that the agronomic efficiency of applied nitrogen varied from 5 to 14 kg of dry matter yield per kg of nitrogen applied. The recovery efficiency of the applied nitrogen (kg of nitrogen uptake

per kg of nitrogen applied) was merely 7.3–10.6 %. The physiological efficiency of nitrogen uptake was 79–123 kg of dry matter yield per kilogram of nitrogen uptake.

Based on the hypothesis that the net nitrogen balance of SRC is positive, being the nitrogen that remains in the soil higher than the nitrogen removed, the goal of this work was to estimate nutrient (nitrogen, phosphorous, potassium) use efficiency and nitrogen balance in an SRC plantation of *Populus deltoides* clone Lux, carried out under Mediterranean climate conditions.

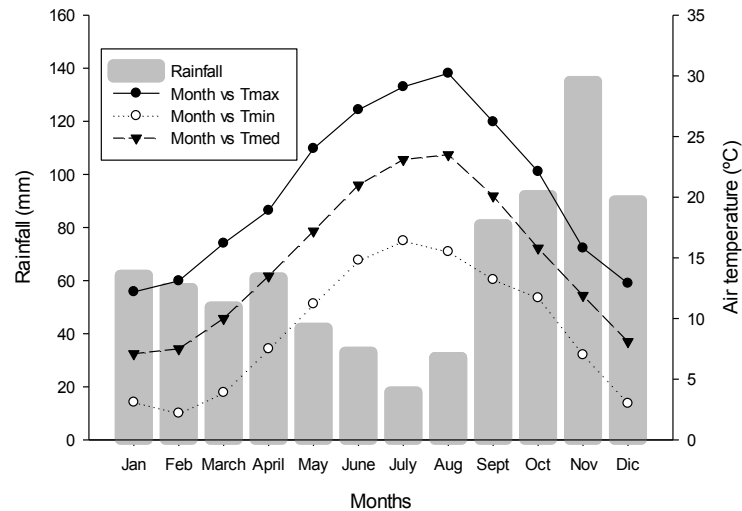
## METHODS

*Study area.* The study was conducted at *Centro di Ricerche Agro-ambientale* (CIRRA) Enrico Avanzi at Pisa University (Italy). The experimental field was located in San Piero a Grado, 43°40'N and 10°21'E at 5 m above sea level and 2 km far from the sea. The soil was Xerofluent (clay 20.1 %, silt 40.5 %, sand 39.4 %), typical of the lower River Arno, which is an alluvial plain characterized by a superficial water table (1.8 m deep in the driest conditions, having no influence on the movement of nutrients) and good nutrient availability (organic matter 1.8%, total nitrogen content 1.3  $\text{g kg}^{-1}$ , available phosphorus 8.8  $\text{mg kg}^{-1}$  and exchangeable potassium 128.3  $\text{mg kg}^{-1}$ ). The plantation was established in 2000, on arable crop land, previously cultivated with wheat.

The average climate conditions of the site during the trial are shown in figure 1. During the experimental period (from 2000 to 2008), a considerable variability in rainfall was observed from year to year with mean annual rainfall of approximately 750 mm (from 655 to 936 mm).

*Experiment setup.* The experiment began in early spring of 2000, with the transplanting of 10,000 uprooted cuttings (about 20 cm long) per hectare of *Populus deltoides* (clone Lux). The planting layout was 2 m between rows and 0.5 m between plants. The soil was prepared ahead the planting season (October 1999) by deep plowing (50 cm), followed by sub soiling with ridge and plow. A pre-planting herbicide (Pendimetalin Click® 50, 3 L  $\text{ha}^{-1}$ ) and a fertilization of 600  $\text{kg ha}^{-1}$  of a generic 8-24-24 (nitrogen - phosphorous - potassium) fertilizer were applied. The fertilizer doses were given systematically from the beginning of the trial and according to the agronomic management that was carried out in the area. In 2002, after the first harvest, the field was divided into two plots of 5,000  $\text{m}^2$  each, assigned at two different cutting cycles: biennial (T2) and triennial (T3). Each cutting cycle was represented in an individual plot, being each plot the basis for future comparisons. T2 was harvested four times, in 2002, 2004, 2006 and 2008, while T3 three times, in 2002, 2005 and 2008. Harvesting occurred always at the end of February, before the vegetative regrowth, and was performed by a harvesting tool-loader-chipper coupled with a trailer pulled by a tractor for the collection of chipped material. After each harvest,





**Figure 1.** Average climate conditions at the field experimental site.

Condiciones climáticas medias en el área de estudio.

supplementary fertilization was applied, supplying 100 kg ha<sup>-1</sup> of nitrogen as urea. At the end of the experiment (*i.e.* year 2008) the soil was recovered by removing stumps with a stump cutter and making deep plowing and sub soiling.

**Biomass production.** At every harvest, the fresh above-ground biomass of the whole plant was assessed. Data were collected in five transects (5 m long, including 10 plants) per plot, which were always located within the three central rows of the plot. For each plant, fresh weight of stems, branches and leaves, height and their diameter at breast height were measured. Biomass subsamples of each plot were oven dried at 105 °C (to constant mass) and dry matter content was determined. Total dry biomass was calculated by multiplying the average dry weight of the plants of each transects by plantation density. For dry weight, a Student’s t-test was used to compare means under different treatments.

**Nutrient use efficiency (NUE).** In the laboratory, the elemental content of nitrogen, phosphorous and potassium of branches, stems and leaves was analyzed for each cutting cycle at the time of harvest (winter) during three years (2006, 2007 and 2008). The measurement of nitrogen in plant samples was carried out with the Kjeldhal-Tecator method (Lotti and Galoppini 1980), using the Kjeltec 2100 distiller (Foss, Italy), phosphorus using the methodology followed by Ames (1966), and potassium following Kalra (1998). The same plants used for the biomass production assessment were used for this purpose. A Student’s t-test was used to compare means under different treatments. NUE was calculated according to Vitousek (1982) as:

$$NUE = \text{Dry biomass (g)} / \text{Nutrient content (g)} \quad [1]$$

where ‘Nutrient content’ is the total nutrient quantity in aboveground woody tissue.

**Nitrogen balance.** Apparent nitrogen balance was also calculated using the method proposed by Masoni and Pampana (2005). The formula used to calculate nitrogen balance is as follows:

$$\Delta N = \text{Contributions (fertilizers + atmospheric inputs + mineralization + crop residues)} - \text{Losses (nitrogen removed with the biomass collected + leaching + denitrification)} \quad [2]$$

The proportion of nitrogen removed from the soil by leaching was estimated using historical data of agronomic tests carried out in the same location in San Piero A Grado (Masoni and Pampana 2005). Nitrogen volatilization was not considered, since in Italian soils do not seem to reach particularly significant levels (Masoni and Pampana 2005). In this work, the amount of nitrogen that remains in the soil contained in the poplar roots is not considered due to the impossibility of quantifying the amount of roots that decomposes during the SRC cycle. The crop residues of SRC are leaves. Thus, to assess the return to the soil of crop residues, 10 “traps” (1 m<sup>2</sup>) per plot were placed. Leaves were collected every 10 days from July to December. They were taken to the laboratory where they were dried in an oven at 60 °C until they had constant weight and dry matter content was determined.

To calculate the nitrogen removed with the biomass collected, the measurement of nitrogen in plant samples was carried out with the Kjeldhal-Tecator method (Lotti and Galoppini 1980), using the Kjeltec 2100 distiller (Foss, Italy); phosphorus, using the methodology followed

by Ames (1966); and potassium, following Kalra (1998). Samples collected at the final harvest were analyzed from 15 plants per plot.

Most nitrogen in the soil is contained in the organic matter (e.g. humified), which on average contains 5 % nitrogen. The organic matter of the soil is progressively decomposed and oxidized by microorganisms and atmospheric agents, therefore it releases the nitrogen it contains. According to Masoni and Pampana (2005), we assumed that soil humus is degraded with an average annual rate of 1 %. Thus, in the soil where the test was carried out, having an average organic matter content of 1.8 %, we estimated about 54 kg of nitrogen ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> released from the 50-cm-deep soil layer.

Atmospheric fixation brings different amounts of nitrogen to the soil depending on the amount of rainfall and their concentration of nitrogen. The latter presents discrete variations during the year, resulting higher in winter and more reduced in summer; however, in coastal Tuscany, it can be considered on average 2 mg of nitrogen per liter (Masoni and Pampana 2005). Based on this value, the nitrogen supply from rainfall in the reference period of the test is shown in table 1, with an average value of 15.7 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>.

According to Masoni and Pampana (2005), the nitrogen lost by denitrification does not reach consistent levels in normal Tuscany conditions and maximum loss of 5 kg ha<sup>-1</sup> of nitrogen per year can be estimated.

The factors that most influence nitrogen leaching are the magnitude and distribution of rainfall, the texture of the soil and its organic matter content, evapotranspiration, the dose of nitrogen fertilizer distributed, the type of fertilizer used and the time of distribution. Water is the vehicle through which nitric nitrogen moves in the ground and the leaching of nitrogen is therefore a phenomenon which, given the nitrates present, is strictly dependent on soil water balance (Masoni and Pampana 2005). The highest losses of

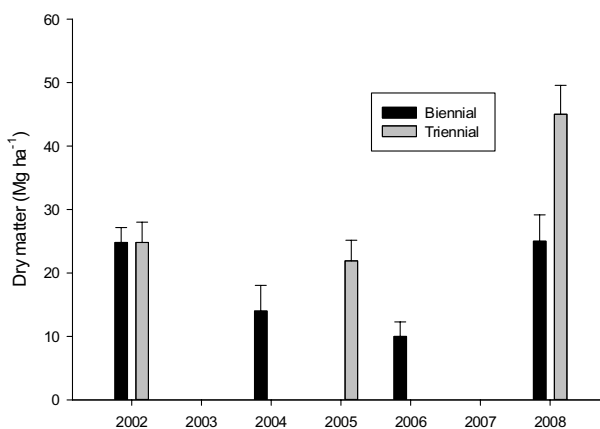
nitric nitrogen due to leaching occur in periods when rainfall is high and evapotranspiration and nitrogen uptake by plants is minimal, that is, in this environment, during autumn and winter. It should be pointed out that the leaching of nitrogen is an unavoidable phenomenon that occurs even in absence of nitrogen fertilization, since a certain quantity of nitrates is produced, of course, by the mineralization of the organic substance and by the oxidation of the ammonium ion, in every soil. The soil texture has a decisive importance in this case and the most fertile soils, richer in humus, and therefore in organic nitrogen, are those that present the highest losses. In the absence of nitrogen fertilization, for example, a medium-textured soil tending to clayey, well endowed with organic matter (2%) may lose, during the period of wheat cultivation, more than 30 kg ha<sup>-1</sup> of nitrogen, which drops to 10 kg ha<sup>-1</sup> in loose and poor in organic matter soil (Masoni and Pampana 2005). In a hybrid poplar plantation in southwestern Michigan where soils are mesic Typic Hapludalfs developed on glacial outwash with high sand content (~76% in the upper 150 cm) intermixed with more silt in the upper 50 cm, Hussain *et al.* (2020) estimated nitrogen leaching of 31.87 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. For the soil where the experiments were carried out, leaching of 25 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> of nitrogen was estimated.

## RESULTS

**Biomass production.** The annual average production in the study of the complete cycle of *P. deltoides* clone Lux differed between treatments, being T3 the most productive cutting cycle (figure 2). Lower yields in the period 2004-2006 may be because rainfall in that period was lower than the average rainfall. Biomass production in the full cycle (8 years) was 73.8 tons per hectare for T2 (9.22 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) and 91.7 tons per hectare for T3 (11.46 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>).

**Table 1.** Nitrogen from atmospheric precipitation.  
 Nitrógeno procedente de las precipitaciones atmosféricas.

Year	Contributions deriving from precipitation	
	Annual precipitation (mm)	Nitrogen (kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> )
2000	897.2	17.9
2001	720.2	14.4
2002	1000.2	20.0
2003	672.0	13.4
2004	839.6	16.8
2005	628.6	12.6
2006	872.4	17.4
2007	669.0	13.4
Average	787.4	15.7



**Figure 2.** *Populus deltoides* clon Lux biomass production during the period 2000-2008.

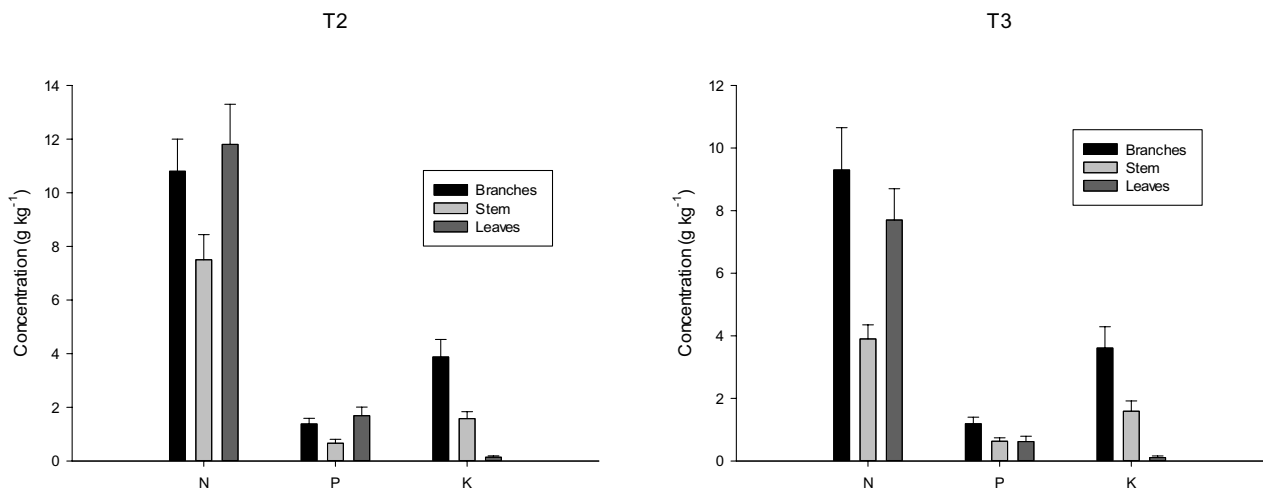
Producción de biomasa en el período 2000-2008 de *Populus deltoides* clon Lux.

On the other hand, the biomass of leaves returning to the soil is 1,132 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for T2 and 575 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for T3.

*Nutrient use efficiency.* In the laboratory the elemental content of nitrogen, phosphorous and potassium of branches, stems and leaves was analyzed for each cutting cycle at the time of collection (figure 3). Comparing the two different cutting cycles, it can be appreciated that the concentration of main macro-nutrients, in general, is higher in T2 than in T3. The nutrients concentrated mainly in the branches

with values of 10.8, 1.38 and 3.88 g kg<sup>-1</sup> and 9.30, 1.19 and 3.61 g kg<sup>-1</sup> of nitrogen, phosphorous and potassium respectively for T2 and T3. Instead, the concentrations of the main macro-nutrients in stems are smaller with a decrease of around 40 % compared to that of branches.

Table 2 shows how the annual removals of the poplar SRC for both cutting cycles (T2 and T3), relative to the epigeal biomass at the time of harvest, differ in the different plant organs (branches and stems; leaves were not considered as removal because at the time of collection the plant had none).



**Figure 3.** Average 2006, 2007 and 2008 nitrogen (N), phosphorous (P) and potassium (K) concentration in *Populus deltoides* clon Lux branches, stem and leaves with biennial (T2) and triennial (T3) cutting cycles.

Concentración media de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) en tronco, ramas y hojas de *Populus deltoides* clon Lux bienal (T2) y trienal (T3) en los años 2006, 2007, y 2008.

**Table 2.** Aboveground biomass removal of nitrogen (N), phosphorous (P) and potassium (K) in the poplar SRC in an 8-year cycle (2000-2008) in biennial (T2) and triennial (T3) cutting cycles.

Remoción de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) de la biomasa aérea en la SRC de álamo en un ciclo de 8 años (2000-2008) con ciclos de corta bienales (T2) y trienales (T3).

Year	T2			T3		
	N (kg ha <sup>-1</sup> )	P (kg ha <sup>-1</sup> )	K (kg ha <sup>-1</sup> )	N (kg ha <sup>-1</sup> )	P (kg ha <sup>-1</sup> )	K (kg ha <sup>-1</sup> )
2002	453.84	50.59	135.41	453.84	50.59	135.41
2003	-	-	-	-	-	-
2004	256.20	28.56	76.44	-	-	-
2005	-	-	-	289.08	39.85	113.88
2006	183.00	20.40	54.60	-	-	-
2007	-	-	-	-	-	-
2008	457.50	51.00	136.50	594.00	81.90	234.00
Total	1,350.54	150.55	402.95	1,336.92	172.35	483.29
Mean	150.06	16.73	44.77	148.55	19.15	53.70

Nutrient use efficiency for both cutting cycles is shown in table 3. Comparing the two cutting cycles we can observe how NUE for all the analyzed elements show variations with higher values in T3 for nitrogen and phosphorous, differences regarding potassium were not significant. T2 has a lower value, that is, it produces less biomass for the same amount of nutrient removed.

*Nitrogen balance.* The nitrogen from the leaves that returned to the soil was included in the balance calculation. The amount of leaf that returned to the soil and the concentration of N in the leaves were known (figure 3). It is assumed that the annual quantity of fallen leaves is the same for all years of experimentation and the average value for 2006, 2007 and 2008 is considered (1,132 kg ha<sup>-1</sup> for T2 and 575 kg ha<sup>-1</sup> for T3). The amount of nitrogen returning to the soil is 13.4 kg ha<sup>-1</sup> for T2 and 4.4 kg ha<sup>-1</sup> for T3.

For the calculation of removal, it was assumed that the nitrogen content of the biomass collected after each cut is

the average of 2006, 2007 and 2008 nitrogen content for T2 and for T3 for all the harvests of the crop cycle (table 2).

Data used to calculate the nitrogen balance are summarized as follows:

$$\Delta N = \text{Contributions [Fertilizers (48 kg of nitrogen ha}^{-1} \text{ in 2000 and 100 kg of nitrogen ha}^{-1} \text{ after each harvest) + Atmospheric Inputs (table 1) + Mineralization (50 kg of nitrogen ha}^{-1} \text{ year}^{-1}) + \text{crop residues (13.4 and 4.4 kg of nitrogen ha}^{-1} \text{ year}^{-1} \text{ for T2 and T3)]} - \text{Losses [nitrogen removed with the biomass collected (table 2) + leaching (25 kg of nitrogen ha}^{-1} \text{ year}^{-1}) + \text{denitrification (5 kg of nitrogen ha}^{-1} \text{ year}^{-1})]$$

Starting from the data presented above, in table 4 the result of the nitrogen balance for the poplar SRC (T2 and T3) is shown.

From results shown in table 4, it emerges that at the end of the 8-year life cycle of poplar, short rotation forestry appears to have a decrease in the amount of nitrogen in the system for both cutting cycles. The quantity lost is higher in T3 than in T2 as T2 has a superior number of fertilizations carried out following each coppicing.

**Table 3.** Nutrient use efficiency for poplar SRC subjected to biennial (T2) and triennial (T3) cutting cycles. In the same column, different letters stand for significant differences ( $P \leq 0.05$ ).

Eficiencia en el uso de nutrientes en una SRC de álamo con ciclos de corta bienales (T2) y trienales (T3).

	Nutrient Use Efficiency ( $\frac{\text{g}_{\text{dry biomass}}}{\text{g}_{\text{nutrient}}}$ )		
	NUE (N)	NUE (P)	NUE (K)
T2	54.64 <sup>b</sup>	490.20 <sup>b</sup>	183.15 <sup>a</sup>
T3	75.76 <sup>a</sup>	549.45 <sup>a</sup>	192.31 <sup>a</sup>

## DISCUSSION

*Biomass production.* This long-term trial revealed that different harvesting cycles can affect biomass yield (Cabrera *et al.* 2014). The results in this study are consistent with most of the available data, which indicate a strong relationship between the cutting cycle and the productivity of the stand. In fact, for biannual cutting cycles Rafaschieri *et al.* (1999) obtained variable yields between 16 and 20

**Table 4.** Nitrogen balance for the poplar SRC subjected to biennial (T2) and triennial (T3) cutting cycles (2000-2008).

Balance de Nitrógeno en una SRC de álamo con ciclos de corta bienales (T2) y trienales (T3) (2000-2008).

Year	Contributions (kg ha <sup>-1</sup> of nitrogen)		Removal (kg ha <sup>-1</sup> of nitrogen)		Contributions - Removal (kg ha <sup>-1</sup> of nitrogen)	
	T2	T3	T2	T3	T2	T3
2000	115.9	115.9	30.0	30.0	85.9	85.9
2001	77.8	68.8	30.0	30.0	47.8	38.8
2002	183.4	174.4	453.8	483.8	-270.4	-309.4
2003	76.8	67.8	30.0	30.0	46.8	37.8
2004	180.2	71.2	286.2	30.0	-106	41.2
2005	76.0	167.0	30.0	289.1	46.0	-122.1
2006	180.8	71.8	213.0	30.0	-32.2	41.8
2007	76.8	67.8	30.0	30.0	46.8	37.8
2008	179.1	170.1	487.5	624.0	-308.4	-453.9
Total	1,146.8	974.8	1,590.54	1,576.92	-443.74	-602.12

Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for short cutting cycles varying between three and five years. Kauter *et al.* (2003), using *Populus* sp., obtained between 10 and 12 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> yield. For longer rotations, biomass yields were sometimes consistent with several cases reported in literature (Kopp *et al.* 2001) although slightly higher compared with others (Laureysens *et al.* 2005). Regarding leaves biomass, there are usually differences in the production of leaves and therefore their biomass, when planting densities vary, though, this is not the case here. Data collected in the field have yielded these results.

*Nutrient use efficiency.* The nutrient cycle in a forest ecosystem is one of the main processes that support the production of organic matter (Lodhiyal and Lodhiyal 1997). For the calculation of the use efficiency of the main macro-nutrients (nitrogen, phosphorous and potassium), already used by other authors (Karacic and Weih 2006), it is necessary to know the amount of nutrients that have been removed from the crop and the production of biomass. Comparing the two different cutting cycles, the quantity of the main macro-nutrients is higher in T2 than in T3, confirming what has already been observed by Lodhiyal and Lodhiyal (1997), concerning the decrease in nutrient content as a function of plant age. Nutrient concentrations in biomass components varied with the component considered, plantation age (the concentrations of most nutrients, except carbon, tended to decrease) and genetic material (Rodríguez-Soalleiro *et al.* 2018). In addition to the distribution among the different organs following the fall of leaves, there is a migration of nutrients from leaves to branches, stems and roots (Lodhiyal and Lodhiyal 1997).

The annual removals of the poplar SRC for both cutting cycles (T2 and T3), relative to the aboveground biomass at the time of harvest, differ in the different plant organs (branches and stems; leaves were not considered as removal at the time of collection, the plant had none). Values

obtained are in line with other results reported in literature. For example, Adegbidi *et al.* (2001), in a trial carried out in North America, reported values of 71, 11.3 and 45 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, respectively for nitrogen, phosphorous and potassium. Jug *et al.* 1999, in a trial with several poplar and willow clones, reported poplar and willow removal in SRC with a five-year cutting cycle equal to 90-270, 15-45 and 30 -180 kg ha<sup>-1</sup>, respectively for nitrogen, phosphorous and potassium. Swamy *et al.* (2006) observed an export of 25.5-33.6 kg of nitrogen ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in a 6-year *P. deltoides* plantation using different amount of fertilizers. Toillon *et al.* (2016) suggested that the range of variation observed in terms of the amount of nitrogen exported at the end of each rotation for *Populus* plantations varied from 3.5–62.6 kg of nitrogen ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for the first rotation and 2.8–46.7 kg of nitrogen ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for the second one. Finally, Calfapietra *et al.* (2007) observed that nitrogen pools of stems and branches over 3 years in *Populus* plantations ranged between 280 and 440 kg of nitrogen ha<sup>-1</sup>.

Nutrient use efficiency is a parameter that plays a key role for each type of crop, on the one hand, nutritional requirements are an important voice of growing costs in monetary and energy terms, and on the other hand, high nutritional requirements and therefore elevated input necessarily lead to a more significant environmental cost. In particular, for energy crops, this parameter must necessarily be high to guarantee lower energy costs and a higher level of quality of the biomass produced, as a high content of nutrients has negative effects on the calorific value, increases the content in ash and can generate high amounts of polluting emissions. Fertilization is one of the largest expenses in a poplar crop, reaching as high as 27 % of all costs (Manzone *et al.* 2009). It is therefore important to determine the lowest dose that produces the highest yields to make more efficient use of supplies and economic viability. In the case of this study, NUE values are not high if we compare them with other studies (table 5), this implies that

**Table 5.** Nutrient use efficiency of some species.

Eficiencia en el uso de nutrientes de algunas especies.

Species	Nutrient use efficiency g g <sup>-1</sup>			Reference
	Nitrogen	Phosphorous	Potassium	
Miscanthus	200	1580	80	Beale and Long 1997
	135	526	78	
Populus	145-370	1000-2000	256-370	Jug <i>et al.</i> 1999
Salix	152-244	909-1429	323-500	Jug <i>et al.</i> 1999
Eucalyptus	219	3477	427	Lodhiyal and Lodhiyal 1997
Phalaris	43-78	278-385	40-76	Geber 2000
Maize	66-111	333-556	86-161	Beale and Long 1997
Wheat	83-87	-	117-133	Jorgensen 2000

the applied fertilizer doses have not been optimal and the agronomic management would have to be changed.

NUE in T2 has a lower value, that is, it produces less biomass for the same amount of nitrogen removed. Other authors (Lodhiyal and Lodhiyal 1997) observed the same trend in their experiments, with values equal to 159, 1407 and 307 kg of biomass produced per kg of nutrients removed respectively for nitrogen, phosphorous and potassium in T2 and values equal to 172, 1455 and 318 for nitrogen, phosphorous and potassium respectively in T3. Calfapietra *et al.* (2007) in a 3-year *P. alba* plantation observed a NUE of 120-130 kg dry matter per kg of nitrogen in an unfertilized soil. According to Hernández *et al.* (2009), nitrogen has relatively low NUE due to its high concentration in green leaves and to internal translocation. Other investigations with similar results are those carried out by Laclau *et al.* (2000) in *Eucalyptus* SRC. In other research, Medeiros *et al.* (2020), assess the effects of planting density on nutrient use efficiency (NUE) in the production of biomass of a hybrid of *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis*. Increase in planting density resulted in higher NUE for wood production. The increase in NUE indicates a possible nutritional deficit in trees at higher stocking rates at the age of three years. The higher the planting density, the sooner the site will require re-fertilization. Regarding potassium, previous research has shown that potassium use efficiency declined with an increase in the availability of the nutrient (Silva *et al.* 2002), with authors inferring that plants tend to absorb higher amounts of this nutrient as its concentration increases in soil and, because this uptake exceeds the growth rate, nutritional efficiency declines.

Comparing what has been reported so far with results inherent to other species proposed as crops dedicated to energy use (table 5), it emerges that the efficiency in the use of nutrients is similar with regard to tree species, except in the case of efficiency of the use of phosphorous, which, in the case of eucalyptus, is considerably higher than in other tree species. Comparing instead the results obtained with those of perennial and annual herbaceous species, the efficiency in the use of nutrients is always better in the case of tree species.

*Nitrogen balance.* As it emerges from the results obtained, and taking into account that the nitrogen of the belowground organs of poplars is estimated at about 200 kg per hectare in an 11-year-old plantation (Martani *et al.* 2021), for both cutting cycles, there is loss of nitrogen in the system. In this sense, it is very important to evaluate the fertilization doses that should be used, since otherwise, we would be decreasing the amount of nitrogen available for the correct growth of the plant. These results are in line with those of Calfapietra *et al.* (2007) that found an important decrease in soil N concentration at the end of the first crop rotation of *Populus* spp. On the other hand, results differ from those reported by Lodhiyal and Lodhiyal (1997) that suggest that the shorter rotation cycle, combined with the high

density of trees, may help in keeping the soil nutrient level intact, as nutrient return through litter fall approximately compensates for depletion through nutrient uptake from the soil. They also suggest that one advantage of a short rotation cycle of a dense poplar plantation is to produce more dry matter without too much use of nutrients. Toillon *et al.* (2016) suggest an important fact to take into account when performing the nitrogen balance and that is that the most productive and efficient genotypes to use nitrogen were also responsible for the highest nitrogen exports during harvest. It has been reported that the rate of nitrogen uptake of poplars may vary during plant development as well as among poplar species and sites. Furthermore, several studies reported that drought stress related genes are significantly regulated at the transcription level by nitrogen fertilization or starvation, suggesting that nitrogen metabolism is linked to stress tolerance (Euring *et al.* 2016).

## CONCLUSIONS

The goal of this investigation was to estimate nutrient (nitrogen, phosphorous, potassium) use efficiency and nitrogen balance in a SRC plantation of *Populus deltoides* clone Lux, carried out in San Piero A Grado (Pisa, Italy). Regarding nutrient use efficiency, we can conclude that T3 is more efficient than T2 for the macronutrients analyzed. Regarding nitrogen balance, we can conclude that the hypothesis raised is rejected, the nitrogen that remains in the soil is lower than the nitrogen removed. The poplar SRC is one of the most promising woody species that can be grown in a temperate climate. It has been proven in different studies that the production of energy from the biomass generated has a positive energy balance. However, when it comes to nutrient use and nitrogen balance, more attention needs to be paid. Although poplar cultivation has a positive nutrient use efficiency, in terms of nitrogen, there is a significant loss of this element in the crop cycle. Anyway, it is necessary to deepen more in this type of studies to make an efficient fertilization and not deplete the soil and its resources.

The results available so far highlight how biomass crops could deliver an important service to maintaining soil fertility, however further investigation is needed to assess their actual nutritional requirements as well as nutrient use efficiency and the effect of their cultivation on soil nutrient status in the long term.

## REFERENCES

- Adegbidi HG, TA Volk, EH White, LP Abrahamson, RD Briggs, DH Bickelhaupt. 2001. Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State. *Biomass and Bioenergy* 20:399-411. DOI: [10.1016/S0961-9534\(01\)00009-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00009-5)
- Adler A, T Verwijst, P Aronsson. 2005. Estimation and relevance of bark proportion in a willow stand. *Biomass and Bioenergy* 29(2):102-113. DOI: [10.1016/j.biombioe.2005.04.003](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.04.003).

- Ames B. 1966. Assay of inorganic phosphate, total phosphate and phosphatases. *In* Neufeld EF, V Ginsburg eds. *Methods enzymology*. Academic Press, Boca Raton. p. 115-118.
- Beale CV, SP Long. 1997. Seasonal dynamics of nutrient accumulation and partitioning in the perennial C<sub>4</sub>-grasses *Miscanthus x giganteus* and *Spartina Cynosuroides*. *Biomass and Bioenergy* 12:419-428. DOI: [10.1016/S0961-9534\(97\)00016-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00016-0)
- Berbeć AK, M Matyka. 2020. Planting Density Effects on Grow Rate, Biometric Parameters, and Biomass Calorific Value of Selected Trees Cultivated as SRC. *Agriculture* 10(12):583. DOI: [10.3390/agriculture10120583](https://doi.org/10.3390/agriculture10120583)
- Berthelot A, J Ranger, D Gelhaye. 2000. Nutrient uptake and immobilization in a short rotation coppice stand of hybrid poplars in north-west France. *Forest Ecology and Management* 128:167-179. DOI: [10.1016/S0378-1127\(99\)00145-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00145-0)
- Cabrera A, C Tozzini, S Espinoza, R Santelices, E Bonari. 2014. Cálculo del balance energético de una plantación de *Populus deltoides* clon Lux con fines energéticos en un sitio con ambiente mediterráneo. *Bosque* 35(2):133-139. DOI: [10.4067/S0717-92002014000200001](https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000200001)
- Calfapietra C, P De Angelis, B Gielen, M Lukac, MC Moscatelli, G Avino, A Lagomarsino, A Polle, R Ceulemans, G Scarascia-Mugnozza, MR Hoosbeek, MF Cotrufo. 2007. Increased nitrogen-use efficiency of a short-rotation poplar plantation in elevated CO<sub>2</sub> concentration. *Tree Physiology* 27:1153-1163. DOI: [10.1093/treephys/27.8.1153](https://doi.org/10.1093/treephys/27.8.1153)
- Ceotto E, F Castelli, A Moschella, M Diozzi, M Di Candilo. 2016. Poplar short rotation coppice is not a first choice crop for cattle slurry fertilization: Biomass yield and nitrogen-use efficiency. *Industrial crops and products* 85:167-173. DOI: [10.1016/j.indcrop.2016.02.042](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.02.042)
- Euring D, S Ayegbeni, M Jansen, J Tu, C Gomes Da Silva, A Polle. 2016. Growth performance and nitrogen use efficiency of two *Populus* hybrid clones (*P. nigra* × *P. maximowiczii* and *P. trichocarpa* × *P. maximowiczii*) in relation to soil depth in a young plantation. *iForest* 9:847-854. DOI: [10.3832/ifer2016-009](https://doi.org/10.3832/ifer2016-009)
- Ferreira G, B Rau, D Aubrey. 2021. Temporal nitrogen dynamics in intensively managed loblolly pine early stand development. *Forest Ecology and Management* 483:118890. DOI: [10.1016/j.foreco.2020.118890](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118890)
- Geber U. 2000. Nutrient removal by grasses irrigated with wastewater and nitrogen balance for reed canarygrass. *Journal of environmental quality* 29:398-406. DOI: [10.2134/jeq2000.00472425002900020005x](https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900020005x)
- Heilman PE, R Norby. 1997. Nutrient cycling and fertility management in temperate short rotation forest systems. *Biomass and Bioenergy* 14:361-370. DOI: [10.1016/S0961-9534\(97\)10072-1](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)10072-1)
- Hernández J, A del Pino, L Salvo, G Arrarte. 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management* 258:92-99. DOI: [10.1016/j.foreco.2009.03.050](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.050)
- Hussain MZ, GP Robertson, B Basso, SK Hamilton. 2020. Leaching losses of dissolved organic carbon and nitrogen from agricultural soils in the upper US Midwest. *Science of The Total Environment* 734:139379. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.139379](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139379)
- Jorgensen U. 2000. Wheat rye and triticale for energy- input, yield and quality. *In* Jorgensen U ed. *Do energy crop have a future in Denmark?* DJF rapport Markbrug 29:6-11.
- Jug A, C Hofmann-Schielle, F Makeschin, KE Rehfuess. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplar, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *Forest Ecology and Management* 121:67-83. DOI: [10.1016/S0378-1127\(98\)00557-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00557-X)
- Kalra YP. 1998. *Handbook of reference methods for plant analysis*. Soil and Plant Analysis Council, Inc. CRC Press, USA. 300 p. DOI: [10.1201/9780367802233](https://doi.org/10.1201/9780367802233)
- Karacic A, M Weih. 2006. Variation growth and resource utilisation among eight poplar clones grown under different irrigation and fertilisation regimes in Sweden. *Biomass and Bioenergy* 30:115-124. DOI: [10.1016/j.biombioe.2005.11.007](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.007)
- Kauter D, I Lewandowski, W Claupein. 2003. Quantity and quality of harvestable biomass from *Populus* short rotation coppice for solid fuel use-a review of the physiological basis and management influences. *Biomass and Bioenergy* 24:411-427. DOI: [10.1016/S0961-9534\(02\)00177-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00177-0)
- Kopp R, L Abrahamson, E White, T Volk, C Nowak, R Fillhart. 2001. Willow biomass production during ten successive annual harvests. *Biomass and Bioenergy* 20:1-7. DOI: [10.1016/S0961-9534\(00\)00063-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(00)00063-5)
- Laclau JP, JP Bouillet, J Ranger. 2000. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. *Forest Ecology and Management* 128:181-196. DOI: [10.1016/S0378-1127\(99\)00146-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00146-2)
- Laureysens I, A Pellis, J Willems, R Ceulemans. 2005. Growth and production of a short rotation coppice culture of poplar. III. Second rotation results. *Biomass and Bioenergy* 29:10-21. DOI: [10.1016/j.biombioe.2005.02.005](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.02.005)
- Lewandowski I, U Schmidt. 2006. Nitrogen, energy and land use efficiencies of miscanthus, reed canary grass and triticale as determined by the boundary line approach. *Agriculture Ecosystem and Environment* 112:335-346. DOI: [10.1016/j.agee.2005.08.003](https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.003)
- Lodhiyal LS, N Lodhiyal. 1997. Nutrient cycling and nutrient use efficiency in short rotation, high density Central Himalayan Tarai poplar plantation. *Annals of botany* 79:517-527. DOI: [10.1006/anbo.1996.0374](https://doi.org/10.1006/anbo.1996.0374)
- Lotti G, C Galoppini. 1980. Guida alle analisi chimico agrarie: esercitazioni di chimica analitica, industrie agrarie e chimica agraria. Bologna Italia. Edagricole. 434 p.
- Manzone M, G Airoidi, P Balsari. 2009. Energetic and economic evaluation of a poplar cultivation for the biomass production in Italy. *Biomass and Bioenergy* 33:1258-1264. DOI: [10.1016/j.biombioe.2009.05.024](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.024)
- Martani E, A Ferrarini, P Serra, M Pilla, A Marcone, S Amaducci. 2021. Belowground biomass C outweighs soil organic C of perennial energy crops: Insights from a long-term multispecies trial. *GCB Bioenergy* 13:459-472. DOI: [10.1111/gcbb.12785](https://doi.org/10.1111/gcbb.12785)
- Masoni A, S Pampana. 2005. Fertilizzazione azotata dei cereali autunno-vernini. Venturina, Italy. Irrigazione e Risparmio Risorsa Idrica. 20 p.
- Medeiros PL, GGC Silva, EMM Oliveira, CO Ribeiro, JMS Silva, AS Pimenta. 2020. Efficiency of nutrient use for biomass production of a *Eucalyptus* clone as a function of

- planting density in short-rotation cropping. *Australian Forestry* 83(2):66-74. DOI: [10.1080/00049158.2020.1774958](https://doi.org/10.1080/00049158.2020.1774958)
- Rafaschieri A, M Rapaccini, G Manfrida. 1999. Life Cycle Assessment of electricity production from poplar energy crops compared with conventional fossil fuels. *Energy Conversion and Management* 40:1477-1493. DOI: [10.1016/S0196-8904\(99\)00076-X](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(99)00076-X)
- Rodríguez-Sollaeiro R, C Eimil-Fraga, E Gómez-García, J García-Villabrille, A Rojo-Alboreca, F Muñoz, N Oliveira, H Sixto, C Pérez-Cruzado. 2018. Exploring the factors affecting carbon and nutrient concentrations in tree biomass components in natural forests, forests plantations and short rotation forestry. *Forest Ecosystems* 5:35. DOI: [10.1186/s40663-018-0154-y](https://doi.org/10.1186/s40663-018-0154-y)
- Silva SR, NF Barros, RF Novais, PRG Pereira. 2002. Eficiência nutricional de potássio e crescimento de eucalipto influenciados pela compactação do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 26:1001-1010. DOI: [10.1590/S0100-06832002000400018](https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000400018)
- Smith R, F Slater. 2010. The effects of organic and inorganic fertilizer applications to *Miscanthus*×*giganteus*, *Arundo donax* and *Phalaris arundinacea*, when grown as energy crops in Wales, UK. *GCB Bioenergy* 2:169-179. DOI: [10.1111/j.1757-1707.2010.01051.x](https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01051.x)
- Swamy SL, A Mishra, S Puri. 2006. Comparison of growth, biomass and nutrient distribution in five promising clones of *Populus deltoides* under an agrisilviculture system. *Bioresource Technology* 97:57-68. DOI: [10.1016/j.biortech.2005.02.032](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.02.032)
- Toillon J, E Dallé, G Bodineau, A Berthelot, JC Bastien, F Brignolas, N Marron. 2016. Plasticity of yield and nitrogen removal in 56 *Populus deltoides* x *P. nigra* genotypes over two rotations of short-rotation coppice. *Forest ecology and Management* 375:55-65. DOI: [10.1016/j.foreco.2016.05.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.023)
- Vitousek P. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* 119:553-572.
- Weih M, NE Nordh, S Manzoni, S Hoerber. 2021. Functional traits of individual varieties as determinants of growth and nitrogen use patterns in mixed stands of willow (*Salix* spp.). *Forest Ecology and Management* 479:118605. DOI: [10.1016/j.foreco.2020.118605](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118605)

Recibido: 24/11/20  
Aceptado: 21/06/21



# 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<sup>a</sup>, Nombre2 Apellido2<sup>b\*</sup>, Nombre3 Apellido3<sup>a,b</sup>  
  
<sup>a</sup>Universidad Uuu, Facultad Ffff, Departamento de Dddd, Ciudad, País.  
  
<sup>\*</sup>Autor de correspondencia: <sup>b</sup>Instituto 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 fuese 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, CO<sub>2</sub> 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](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](mailto: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 deshonesta 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](mailto:revistabosque@uach.cl)) o revisar la información adicional de nuestra página web [www.revistabosque.cl](http://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.













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