

REVISIONES

**Efectos de las plantaciones forestales sobre la exportación de nutrientes, erosión del suelo, transporte de sedimentos y macro-invertebrados en el centro-sur de Chile: una revisión**

Effects of the plantation forests on nutrient export, soil erosion, sediment transport and macro benthic invertebrates in the South-central Chile: a review

**Carlos Oyarzún** <sup>a\*</sup> , **Yerko Castillo** <sup>a,b</sup> 

\* Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias de la Tierra, Valdivia, Chile, [coyarzun@uach.cl](mailto:coyarzun@uach.cl)

<sup>b</sup> Universidad Austral de Chile, Centro de Estudios Ambientales, Valdivia, Chile.

SUMMARY

This is a review of studies related with the effects generated by the fast-growing exotic plantations (PECR) of *Pinus radiata* and *Eucalyptus* spp. on water quality of watersheds in south-central Chile, at different spatial and temporal scales. The analyzed data comes from a region between 36° - 40° S in the Central Valley and includes both mountain ranges, the Coastal and the Andes. Studies on the watershed's capacity to export nutrients indicate that the conversion from native forests to forest plantations implies a net loss in nitrogen (N) and phosphorus (P) retention capacity. Consequently, watersheds with plantations coverage experience a net loss of these nutrients. Similarly, in watersheds dominated by *Eucalyptus globulus*, nitrogen retention decreases, especially NO<sub>3</sub>-N, and is partially reversed as a wider riparian vegetation is maintained. Studies of soil erosion and sediment transport losses show that clearcut harvesting has significant impacts on water quality, increasing sediment transport rates in streams. However, when soil conservation measures are practiced, erosion rates decrease significantly during forest harvesting. Some of the physical-chemical characteristics of the water, such as pH and temperature, are similar between streams with native forests and forest plantations. There is also a tendency for a decrease of richness and abundance of the macrobenthic invertebrates community due to the replacement of riparian vegetation by *Eucalyptus* spp.

*Keywords:* *Pinus radiata*, *Eucalyptus* spp., water quality, nutrient fluxes, suspended sediments, macroinvertebrates, soil erosion.

RESUMEN

Se presenta una revisión de estudios acerca de los efectos que generan las plantaciones exóticas de crecimiento rápido (PECR) de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp. sobre la calidad del agua de cuencas en el centro-sur de Chile, a diferentes escalas espaciales y temporales. Los datos analizados provienen de una región comprendida entre los 36°- 40° S, en el Valle Central y en ambas cordilleras de la Costa y de los Andes. Los estudios acerca de la capacidad de las cuencas para exportar nutrientes indican que la conversión de bosques nativos por plantaciones forestales, implican una pérdida en la capacidad de retención de nitrógeno (N) y fósforo (P), por lo que las cuencas con cobertura de plantaciones presentan pérdidas netas de estos nutrientes. En cuencas donde predomina *Eucalyptus globulus*, la retención de N disminuye, especialmente NO<sub>3</sub>-N y se revierte parcialmente a medida que se mantiene un mayor ancho de vegetación ribereña. Los estudios de pérdidas de suelo por erosión y transporte de sedimentos muestran que la cosecha a tala rasa produce fuertes impactos sobre la calidad del agua, aumentando las tasas de transporte de sedimentos en los cauces de agua. Sin embargo, cuando se practican medidas de conservación de suelos las tasas de erosión disminuyen notablemente durante la cosecha forestal. Algunas de las características físico-químicas del agua, como pH y temperatura, son similares en esteros con bosques nativos y plantaciones forestales. Finalmente, se detectó una tendencia a la disminución de la riqueza y abundancia de la comunidad de macro invertebrados bentónicos debido al reemplazo de la vegetación ribereña de especies boscosas nativas por *Eucalyptus* spp.

*Palabras clave:* *Pinus radiata*, *Eucalyptus* spp., calidad del agua, flujos de nutrientes, sedimentos en suspensión, macro invertebrados, erosión del suelo.

## INTRODUCCIÓN

Los cambios de cobertura del suelo tienen consecuencias ecológicas para la salud de los ecosistemas terrestres y acuáticos adyacentes (Bruno *et al.* 2014). La degradación global de los bosques y el reemplazo de bosques nativos por plantaciones exóticas de crecimiento rápido (PECR) y tierras agrícolas tienen una tendencia creciente (Manushevich y Beier 2016). En las últimas décadas la cordillera de la Costa del centro-sur de Chile (34° - 40° S) ha sufrido un proceso acelerado de cambio de uso del suelo (Echeverría *et al.* 2006, Lara *et al.* 2009, Armesto *et al.* 2010). Miranda *et al.* (2017) resumen los estudios de cambio de uso del suelo con respecto al reemplazo del bosque nativo realizados en el centro sur de Chile en las últimas décadas, donde documentan el reemplazo del bosque nativo por praderas y áreas de cultivo en zonas bajas desde la Región del Maule a la Región de Los Lagos, mientras que en laderas de la cordillera de la Costa y de los Andes ha existido un reemplazo sostenido por plantaciones forestales de crecimiento rápido principalmente entre la Región del Maule y parte de la Región de La Araucanía. Las mayores pérdidas de bosque nativo fueron observadas en el período 1970 - 1990 con un segundo ciclo en el período 2000 - 2010 (Miranda *et al.* 2017). La conversión de bosque nativo a matorrales fue el principal contribuyente de estas “pérdidas”, sin embargo, en aquellas regiones donde existe mayor riqueza de especies la tendencia fue un reemplazo del bosque nativo por PECR.

Hacia 1880 las empresas carboníferas iniciaron las primeras plantaciones de *Pinus radiata* en la VIII región, asociadas a una industria de apoyo de las actividades mineras (Morales 1989). En cambio, las primeras forestaciones del siglo XX respondían tanto a un objetivo económico como conservacionista, ya que también se fomentaron para controlar la erosión del suelo que surgió de la tala y quema de bosque nativo para la agricultura durante los siglos XVII y XVIII (Morales 1989), provocando más de 200 años de deforestación en el centro-sur de Chile (Armesto *et al.* 2010). Hacia 1950, el Estado le da un impulso a la forestación especialmente con plantaciones de *Pinus radiata* con el objetivo de recuperar y estabilizar suelos severamente erosionados de la cordillera de la Costa. En 1973 solo existían 330.000 ha plantadas con PECR, mientras que hacia el 2016 se habían incrementado hasta 2.400.000 ha, mayormente cultivadas bajo manejos industriales, tales como, aplicación de agroquímicos, altas densidades de plantación y talas rasas extensivas, destinadas principalmente para producir celulosa (Manushevich 2020).

El control de la calidad del agua es reconocido como uno de los principales servicios ecosistémicos de los bosques (Oyarzún 2012, Little *et al.* 2014). Los bosques tienen una fuerte influencia sobre la calidad del agua de las cuencas. En general, el proceso de intercepción reduce la cantidad de precipitación que llega al suelo del bosque y cambia sus características químicas. Las características físicas, químicas y biológicas de los suelos facilitan la capacidad de infiltración del agua en el suelo y el ciclo de los nutrientes (Huygens *et al.* 2007). Los flujos sub-superficiales y subterráneos proveen las dos principales vías para el transporte del agua hacia los esteros (Ward y Trimble 2004). Como resultado, los bosques en general tienen una mayor calidad del agua que otros usos del suelo (Baillie y Neary 2015).

El nitrógeno (N) es esencial para un buen desarrollo de los ecosistemas. Sin embargo, en exceso se considera un contaminante que lleva a la eutrofización y contaminación de los cuerpos de agua como lagos y ríos. Diversos autores han descrito que los cambios de cobertura vegetal (Cuevas *et al.* 2006, Oyarzún *et al.* 2007), en el tipo de bosques (De Schrijver *et al.* 2007) y en el régimen hidrológico (Campbell *et al.* 2004) afectan el ciclo del nitrógeno y el fósforo en los bosques, y tienen un impacto directo en la calidad de los cuerpos de agua. Se ha observado que los bosques templados lluviosos del centro-sur de Chile poseen eficientes mecanismos de retención del nitrógeno, en especial amonio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) (Huygens y Boeckx 2009). En particular se ha documentado que la conversión del bosque nativo por PECR (*Eucalyptus* spp.) disminuye la capacidad de retención de nitrógeno inorgánico, especialmente  $\text{NH}_4\text{-N}$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$ , ya que el  $\text{NO}_2\text{-N}$  es prácticamente indetectable, a nivel de cuencas en el sur de Chile (Oyarzún *et al.* 2007). Estudios recientes (Hervé-Fernández *et al.* 2016) han discutido los mecanismos de control hidrológico sobre la capacidad de retención de nitrógeno a nivel de microcuencas con coberturas de bosque nativo siempreverde y deciduo, y plantaciones de *Eucalyptus* spp., en la Cordillera de la Costa del sur de Chile (40° S). Estos autores reportan que los bosques nativos muestran las más altas tasas de retención de N-total y P-total en contraste con las plantaciones de *Eucalyptus* spp.

Los ambientes ribereños, que constituyen la interfase entre los ecosistemas terrestres y acuáticos pueden ser fuertemente degradados debido a las actividades humanas. La destrucción de los hábitats riparianos incrementa la cantidad de material particulado entrando a los ríos, afectando la penetración de la luz e incrementando la temperatura del agua (Valdovinos 2001). De esta forma cualquier deterioro de la vegetación ripariana afectará directa o indirectamente la calidad del agua y las comunidades acuáticas asociadas (Fierro *et al.* 2017). En las áreas ribereñas de esteros boscosos del centro-sur de Chile los componentes nativos caducifolios han sido artificialmente reemplazadas a gran escala por plantaciones exóticas, sugiriendo que este proceso tiene un importante impacto sobre las características energéticas de las comunidades fluviales (Valdovinos 2001). Otros estudios realizados en la cordillera de la costa del centro-sur de Chile (Guevara-Cardona *et al.* 2006, Fierro *et al.* 2016) también han detectado alteraciones en la abundancia y diversidad taxonómica de macro invertebrados entre ambientes prístinos con coberturas de bosque nativos y ambientes alterados con plantaciones ribereñas de *Eucalyptus* spp.

En Chile, autores como Little (2022), White *et al.* (2022) y Balocchi *et al.* (2023) han revisado extensamente los efectos de las PECR sobre el rendimiento hídrico en cuencas, pero son escasos los trabajos relacionados con los posibles efectos sobre la calidad del agua. Balocchi *et al.* (2023) plantean que las relaciones entre calidad del agua y plantaciones forestales deberían constituir una de las prioridades de investigación en hidrología forestal en el futuro. Los estudios donde se evalúan los efectos de las prácticas de tala rasa sobre las tasas de erosión y transporte de sedimentos han sido más frecuentes (*e.g.* Iroumé *et al.* 1989, Oyarzún y Peña 1995, Huber 2009, Oyarzun *et al.* 2011, Schuller *et al.* 2021). En este artículo se presenta una revisión de los estudios realizados acerca de los efectos de las PECR sobre la calidad del agua, entre los cuales se incluye el transporte de nutrientes, erosión del suelo y transporte de sedimentos, características físico-químicas del agua y los posibles impactos sobre la biota acuática, en sitios y cuencas experimentales localizadas en el centro-sur de Chile (36 - 40° S), en el Valle Central y ambas cordilleras de la Costa y de los Andes.

## ÁREA DE ESTUDIO Y ANÁLISIS DE DATOS

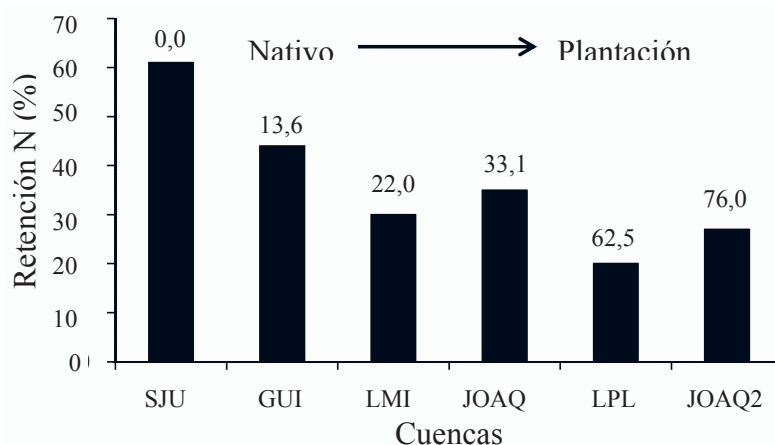
Este estudio ha revisado literatura disponible en revistas indexadas (Web of Science – WoS, ISI, Scientific Electronic Library Online – SciELO Chile, SCOPUS), capítulos de libros y tesis de postgrado. Esta revisión se enfoca sobre la calidad de las aguas superficiales, principalmente esteros y ríos. Se analizan algunos atributos claves relacionados con las características físico-químicas del agua tales como temperatura, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto (3 publicaciones), transporte de nutrientes (12 publicaciones) y comunidades de macroinvertebrados (8 publicaciones) en PECR. También se han revisado los efectos de la cosecha a tala rasa sobre la erosión y transporte de sedimentos (15 publicaciones). El conjunto de los datos analizados proviene de una región comprendida entre los 36° y 40° S (en el Valle Central y ambas cordilleras de la Costa y de Los Andes) del centro-sur de Chile. Los estudios principalmente se han realizado en pequeñas (< 1.500 ha) y medianas cuencas (< 300 km<sup>2</sup>) y con períodos de observación mayores a un año. Las áreas de estudio, los métodos de medición, recolección de muestras y tratamiento estadístico de los datos se encuentran detalladamente descritos en la literatura citada.

## TRANSPORTE DE NUTRIENTES

Los balances de entrada-salida de nitrógeno y fósforo en cuencas con bosques nativos perennifolios y caducifolios en la cordillera de los Andes del sur de Chile muestran una notable capacidad de retención de nitrógeno inorgánico (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) especialmente nitrato (Huygens y Boeckx 2009). En los bosques y plantaciones exóticas situadas en la cordillera de la Costa, la capacidad de reten-

ción es menor. Para estudiar los efectos de la conversión del uso del suelo sobre la capacidad de retención de N y P, Oyarzún *et al.* (2007) seleccionaron seis cuencas similares en términos de geología, clima, topografía y suelos, localizadas en la cordillera de la Costa del sur de Chile (39° 50' S). Los resultados mostraron que las concentraciones de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) en los esteros que drenan cuencas con coberturas de bosque nativo son menores que las concentraciones en cuencas parcialmente cubiertas con plantaciones exóticas de *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus* spp. En cinco cuencas parcialmente cubiertas con plantaciones exóticas, las fracciones de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) fueron mayores que el 50 %, mientras que en la cuenca dominada por bosque nativo el nitrato contribuye con el 34 % de las pérdidas totales de nitrógeno. La capacidad de retención de N-total estuvo positivamente relacionada con el porcentaje de cobertura de bosque nativo y negativamente relacionado con el porcentaje de cobertura de plantación (figura 1). Las cuencas con mayor cobertura de bosque nativo tuvieron las mayores retenciones de N-total, mientras que las cuencas con mayor cobertura de plantaciones exóticas las menores retenciones. Resultados similares reportan Hervé-Fernández *et al.* (2016) en pequeñas cuencas experimentales del centro sur de Chile (40° S). En el caso del P-total, en general la exportación de fósforo total fue mayor que las entradas, sugiriendo un enriquecimiento de los aportes de este nutriente en su paso por el dosel de la vegetación presente en el lugar (Oyarzún y Hervé-Fernández 2015). En general, la exportación de P-total estuvo fuertemente correlacionado con los volúmenes de escorrentía, sugiriendo que la escorrentía es un factor importante que determina las pérdidas de P-total, probablemente asociado a mayores pérdidas de suelo por erosión asociado a la cosecha forestal y posteriores precipitaciones (Oyarzún *et al.* 2007).

Se ha documentado que los bosques nativos poseen eficientes mecanismos de retención de N-orgánico (Huygens *et al.* 2007). En el caso de la sustitución de vegetación nativa por PECR, los mecanismos de retención de N-total se ven fuertemente afectados. Los cambios de cobertura vegetal alteran fuertemente la composición de las comunidades microbianas, lo cual significa una alteración en la mineralización del ciclo del nitrógeno (Huygens y Boeckx 2009, Huygens *et al.* 2007, 2008). Los efectos directos que significan una alteración física de la rizósfera, es decir, de la zona del suelo donde están las raíces y microorganismos, pueden permanecer por un largo plazo. Boeckx *et al.* (2005) documentan la recuperación de los niveles iniciales de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N en los esteros, después de 5 años de producido un incendio forestal. Los incendios incrementan las pérdidas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N mediante procesos de lixiviación del agua del suelo, siendo exportado hacia ríos y lagos. La compactación del suelo producida por prácticas de cosecha (tales como el transporte y la tasa rasa), pueden causar incremento de la densidad aparente y reducir la porosidad del suelo. Estos cambios pueden



**Figura 1.** Retención de N-total en seis cuencas con distinto porcentaje de cobertura de bosque nativo y plantación exótica, localizadas en el sector de Corral, al sur de Valdivia (40° S). Sobre las columnas se muestran los porcentajes de cobertura de plantación exótica. De izquierda a derecha, el porcentaje de cobertura de bosque nativo decrece de 92 % a 7 % y el porcentaje de cobertura de plantación exótica aumenta de 0 % a 76 % (datos de Oyarzún *et al.* 2007).

Retention of total-N in catchments with different vegetation covers of the native forest and exotic plantation, located near Valdivia (40° S). The percentages of exotic plantation covers are shown on the columns. From the left to the right, the native forest cover decrease from 92 % to 7 % and forest plantation cover increase from 0 % to 76 %. (data from Oyarzún *et al.* 2007).

afectar la abundancia de los microorganismos aeróbicos y anaeróbicos y consecuentemente alterar el ciclo de los nutrientes, incluyendo el nitrógeno (Huygens y Boeckx 2009). En general, drásticas prácticas de cosecha como la tala rasa están asociadas con posibles impactos sobre la calidad del agua mediante la remoción de biomasa, erosión del suelo y mineralización acelerada del nitrógeno (Nykqvist *et al.* 1994).

Recientemente, Oyarzún *et al.* (2015) han comparado los controles hidrológicos sobre las concentraciones de nitrógeno y fósforo en pequeñas cuencas con cobertura de vegetación nativa y *Eucalyptus nitens*, localizadas en la Cordillera de la Costa del sur de Chile (40° S), analizando eventos de precipitación. Los resultados muestran que las concentraciones de N-total y P-total están positivamente relacionadas con el caudal, mientras que las concentraciones de  $\text{NO}_3\text{-N}$  muestran una relación inversa, en ambas cuencas. Los autores también reportan que las concentraciones de N-orgánico y P-total muestran una dilución con el aumento del caudal durante eventos de precipitación y lo opuesto fue observado con el  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Las diferencias entre bosques nativos y PECR, pueden ser explicadas por las diferentes tasas de infiltración (mayores en bosque nativo), erosión del suelo (menores en bosque nativo), nutrientes (mayor exportación de nutrientes, especialmente  $\text{NO}_3\text{-N}$ , en PECR) (Oyarzún *et al.* 2011, 2015) y pérdidas netas de cationes básicos en PECR (Uyttendaele e Iroumé 2002). Por otro lado, Oyarzún y Hervé-Fernández (2015) y Hervé-Fernández *et al.* (2016) reportan pérdidas netas de N-total y P-total, especialmente  $\text{NO}_3\text{-N}$ , en pequeñas cuencas de la Cordillera de la Costa (40° S) con plantaciones jóvenes de *Eucalyptus* sp. en comparación con bosques nativos (cuadro 1). Los autores sugieren que las

bajas tasas de infiltración de los suelos donde están establecidas estas plantaciones debido a la historia del uso del suelo, generan mayor escorrentía superficial y, por lo tanto, mayores pérdidas de nutrientes.

Little *et al.* (2014) documentan el rendimiento hídrico anual, contenido de nutrientes y carga de sedimentos en pequeñas cuencas forestales, comparando cuencas con cobertura de bosque nativo y cobertura de plantaciones forestales de *Eucalyptus globulus* con ancho de bosque ribereño (ABR) variable. Los autores documentan un aumento en las concentraciones de nitrógeno total de 63,1 a 75,4 y 126,5  $\mu\text{g L}^{-1}$  en cuencas con bosque nativo, plantación forestal con ABR > 17 m y con ABR < 17 m, respectivamente. Un aumento de 3,9 a 33,9  $\mu\text{g L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$  en cuencas con bosque nativo y plantación forestal, respectivamente; y finalmente un aumento de 15,5 a 25,3 y 57  $\mu\text{g L}^{-1}$  de nitrógeno inorgánico en cuencas con bosque nativo, plantación forestal con ABR > 17 m y con ABR < 17 m, respectivamente (cuadro 2).

#### EROSIÓN Y TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EN SUSPENSIÓN

Los usos del suelo asociados con actividades antrópicas, tales como agricultura, pastoreo y manejo forestal pueden afectar negativamente las tasas de infiltración y de este modo aumentar la escorrentía superficial, acelerando los procesos de erosión (Turnbull *et al.* 2010, Ward y Trimble 2004). Los sedimentos que llegan a un curso de agua se pueden dividir en sólidos suspendidos, que se mueven en la columna de agua, y sedimentos de fondo, que son partículas que se mueven por arrastre o saltación del lecho del curso de agua (Hassan *et al.* 2005). Las actividades forestales generan car-

**Cuadro 1.** Balances entrada (precipitaciones) - salida (escorrentía) de NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, N-total y P-total (kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en pequeñas cuencas con plantaciones forestales de crecimiento rápido del centro-sur de Chile.

Input (rainfall) – output (runoff) balances of NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, N-total and P-total (kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) in small catchments with fast-growing forest plantations in the south-central Chile

Plantaciones	Precipitaciones				Escorrentía				Referencias
	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	N-tot	P-tot	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	N-tot	P-tot	
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,4	0,6	2,3	0,2	1,1	0,2	1,7	0,9	Oyarzún (2012)
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,5	0,6	4,2	0,4	3,4	0,3	8,6	0,4	Hervé-Fernández <i>et al.</i> (2016)
<i>Eucalyptus</i> sp.	0,3	0,7	2,0	0,2	1,0	0,1	1,9	0,9	Oyarzún <i>et al.</i> (2007)

**Cuadro 2.** Concentraciones de nitrógeno total, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y nitrógeno inorgánico en cuencas (3) con cobertura de bosque nativo y plantaciones forestales de *Eucalyptus* spp. con ancho de bosque nativo ribereño variable.

Total-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and inorganic-N concentrations in forested catchments (3) with native forest and *Eucalyptus* forest plantations with riparian native species.

Cobertura cuenca	N-total (µg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	N-inorgánico (µg L <sup>-1</sup> )
Bosque nativo (100 %)	63,1	3,9	15,5*
Plantación forestal de <i>Eucalyptus globulus</i>	Ancho de bosque ribereño > 17 m	75,4	25,3*
	Ancho de bosque ribereño < 17 m	126,5	57,0

(\*) Indica ausencia de diferencia estadística.

gas de sedimentos que llegan a un curso de agua constituidas principalmente por sólidos suspendidos (*i.e.* sedimento fino) y tienen gran relevancia en los procesos biogeoquímicos de pequeñas cuencas (Gomi *et al.* 2005), así como en la morfología y estabilidad del canal (Hassan *et al.* 2005).

En un estudio realizado en pequeñas cuencas de la cordillera de la costa en el sur de Chile (40° S) (Oyarzún *et al.* 2011) se estableció que la tasa anual de exportación de sedimentos en suspensión fue de 305 y 368 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en microcuencas con bosque nativo siempreverde y *E. globulus*, respectivamente. Los sedimentos exportados pueden tener fuertes fluctuaciones anuales dependiendo de las características de las precipitaciones (frecuencia, duración, cantidad e intensidad) y de la disponibilidad de sedimentos (Iroumé 1992). La tasa anual de sedimentos de fondo fue de 2,7 y 7,7 kg año<sup>-1</sup> para las microcuencas con bosque nativo y plantación de *Eucalyptus globulus*, respectivamente. Los sedimentos de fondo, constituidos por partículas más gruesas (generalmente > 400 µm) son filtrados y retenidos por la vegetación ripariana. La vegetación ripariana actúa como filtro para los sedimentos producidos en las zonas alteradas en una cuenca forestal. Sin embargo, en suelos severamente alterados, el flujo superficial puede transportar cantidades importantes de sedimentos desde las laderas hacia los esteros aun con la presencia de una franja ripariana (Gomi *et al.* 2005, Karwan *et al.* 2007). Desde un

punto de vista ecológico, las cargas de sedimentos de fondo, notablemente mayores en la plantación de *Eucalyptus globulus*, son muy importantes debido a que contribuyen a la colmatación de los cauces con la consiguiente perturbación sobre los organismos que habitan en ellos.

Por otro lado, Rutherford (2004) trabajando en pequeñas y medianas cuencas en la Cordillera de la Costa del sur de Chile (40° S), encontró que a medida que aumenta la proporción de bosque nativo existe una disminución exponencial de las concentraciones de sedimentos en suspensión. Del mismo modo, mayor proporción de plantaciones forestales de *Eucalyptus* spp. y mayor densidad de caminos forestales aumentan las concentraciones de sedimentos en suspensión dada una mayor exposición del suelo a los procesos erosivos durante el invierno y a las actividades propias de las faenas forestales durante el verano, tales como construcción de caminos y cosecha a tala rasa.

La hidrofobia o repelencia al agua, que se manifiesta en algunos suelos, también dificulta la infiltración del agua favoreciendo los procesos de escorrentía superficial y erosión del suelo (Miyata *et al.* 2010). Se ha documentado que la hidrofobia es una propiedad común en suelos forestales plantados con especies de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus*, siendo particularmente severa durante las condiciones de sequía de verano (Ferreira *et al.* 2000). Entre los diversos impactos geomorfológicos e hidrológicos asociados a la

hidrofobia cabe destacar la reducción de la infiltración e incremento de la escorrentía; desarrollo de vías preferenciales de infiltración y percolación de agua; efectos sobre el régimen de humedad del suelo y propiedades físicas; contribución hídrica a cauces; y fomento de los procesos erosivos (De Bano 2000, Doerr *et al.* 2000). Este fenómeno de hidrofobia ha sido documentado en plantaciones de *Eucalyptus globulus* de la Cordillera de la Costa (Oyarzun *et al.* 2011) explicando en parte las bajas tasas de infiltración de estos suelos bajo plantaciones.

### IMPACTOS DE LA TALA RASA SOBRE LAS PÉRDIDAS DE SUELO

En las PECR, una de las faenas forestales que tienen efectos mayores es el de la cosecha a tala rasa, influenciando fuertemente los procesos de erosión, transporte de sedimentos y la calidad fisicoquímica del agua. La eliminación de la cubierta vegetal genera una interrupción en el ciclo de los nutrientes, y en general, las especies químicas móviles y fuertemente influenciadas por el ciclado vegetal como nitrato y potasio suelen mostrar fuertes incrementos tras la tala rasa (Jobbagy 2009). Los efectos de la tala rasa se incrementan en la medida que se deteriora

la estructura del suelo en una mayor proporción de la superficie cosechada (Gerding 2009). La erosión del suelo varía según la pendiente del terreno y las precipitaciones. Un estudio realizado en la Cordillera de la Costa del sur de Chile (Iroumé *et al.* 1989) midió pérdidas de suelo de 1.600, 1.900 y 3.900 kg ha<sup>-1</sup> en laderas con pendientes de 30, 50 y 60 %, respectivamente, mientras que las pérdidas de suelo en la plantación control sin cosecha fueron de 70-75 kg ha<sup>-1</sup> (cuadro 3). Por otro lado, Gayoso e Iroumé (1995) revisaron el impacto del manejo de las plantaciones forestales sobre la erosión del suelo y flujos de cationes (potasio, calcio, magnesio). Estos autores estiman que las causas principales de las pérdidas de suelo y nutrientes por las operaciones de cosecha son el madereo en terrenos de fuertes pendientes, el madereo en el sentido de la máxima pendiente, el madereo en temporada húmeda y el empleo de maquinaria pesada que genere remoción del suelo.

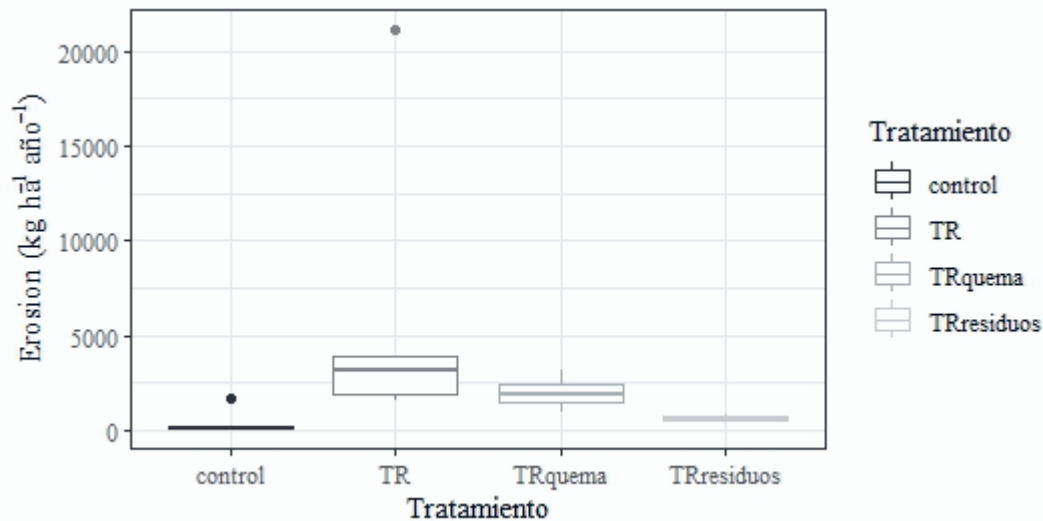
Estudios sobre pérdidas de suelo por erosión en parcelas experimentales en la cuenca del río Biobío, han demostrado que una tala rasa practicada en plantaciones de *Pinus radiata* genera pérdidas de suelo significativamente mayores en parcelas sometidas a quemas y sin protección versus parcelas con residuos como medida de protección (figura 2 y cuadro 3) (Oyarzún y Peña 1995). Otro estudio realizado

**Cuadro 3.** Valores de pérdidas de suelo (kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en plantaciones forestales sometidas a tala rasa en el centro-sur de Chile.

Soil loss (kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) in forest plantations with clear cutting in the south-central Chile.

Plantaciones	Pérdidas de suelo (kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Pendiente (%)	Precipitación (mm año <sup>-1</sup> )	Referencias
Cosecha con quema de residuos	1.738	12	1.537	Oyarzún y Peña (1995)
Cosecha con residuos	731	12		
Control sin cosecha	55	12		
Cosecha a tala rasa	21.155	30 – 60	2.570	Huber (2009)
Control sin cosecha	243	30 – 60		
Tala rasa con quema	2.170	~ 15	~ 1.300	Niklitschek y Gayoso (2006)
Tala rasa sin quema	600			
Control sin cosecha	77			
Tala rasa*	1.600	30	> 2.000	Iroumé <i>et al.</i> (1989)
Tala rasa*	1.900	50		
Tala rasa*	3.900	60		
Control sin cosecha*	70 – 75			
Tala rasa con quema	3.120	8	~ 1.500	Peña <i>et al.</i> (1993)
Tala rasa con residuos	840	8		
Control sin cosecha	140	8		
Tala rasa y quema intensa	2.760	18	~ 1.500	Peña <i>et al.</i> (1993)
Tala rasa y quema acelerada	910	18		
Tala rasa con residuos	530	18		
Cosecha a tala rasa	3.160	25	~ 2.500	Schuller <i>et al.</i> (2021)
Control sin cosecha	1.650	18		

\*Período de cuatro meses de mediciones.



**Figura 2.** Pérdidas de suelo en parcelas experimentales sometidas a distintos tratamientos de cosecha (Control = sin cosecha, TR = tala rasa, TRquema = tala rasa con quema de residuos, TRresiduos = tala rasa con residuos).

Soil loss in experimental plots with different clear-cutting (Control = undisturbed, TR = clear-cutting, TRquema = clear-cutting and burning, TRresiduos = clear-cutting with residues)

en suelos agrícolas y forestales de la cuenca del río Biobío (Peña *et al.* 1993) también demostró que, utilizando medidas de conservación de suelos, tales como la mantención de los residuos de la cosecha forestal, las pérdidas por erosión se reducen notablemente (cuadro 3). Además, se ha demostrado que los terrenos forestales sometidos a tala rasa y sin una cobertura protectora de residuos sufren importantes pérdidas de nutrientes, especialmente fósforo (Oyarzún 1994). Por otro lado, en un estudio de cuencas pareadas con 30 – 60 % de pendiente (Huber 2009) se muestra un incremento significativo de las pérdidas de suelo y transporte de sedimentos en una cuenca de *Pinus radiata* sometida a tala rasa en la Cordillera de la Costa, región de los Ríos (40° S). Las pérdidas de suelo en la cuenca sometida a tala rasa fueron equivalentes a 21.155 kg ha<sup>-1</sup> versus 243 kg ha<sup>-1</sup> en la cuenca control (cuadro 3). Esto significó que la cantidad de sedimentos transportada por los cauces durante el primer mes de iniciada la cosecha superara los 6.000 kg ha<sup>-1</sup>, sobrepasando en más de 87 veces a la cuenca control (Huber 2009). Estas pérdidas de suelo fueron atribuidas a un deficiente diseño y mantención de los caminos y a la destrucción de vegetación protectora en el borde del cauce. Por otro lado, Niklitschek y Gayoso (2006) en una revisión que incluyó datos de 30 sitios forestales también muestran pérdidas de suelo significativamente mayores en sitios con tala rasa y posterior quema (cuadro 3).

Consistentemente, diversos autores también muestran una reducción significativa de las pérdidas de suelo cuando se practican medidas de conservación de suelos, particularmente la mantención de los residuos de la cosecha. Sin embargo, los estudios en parcelas experimentales

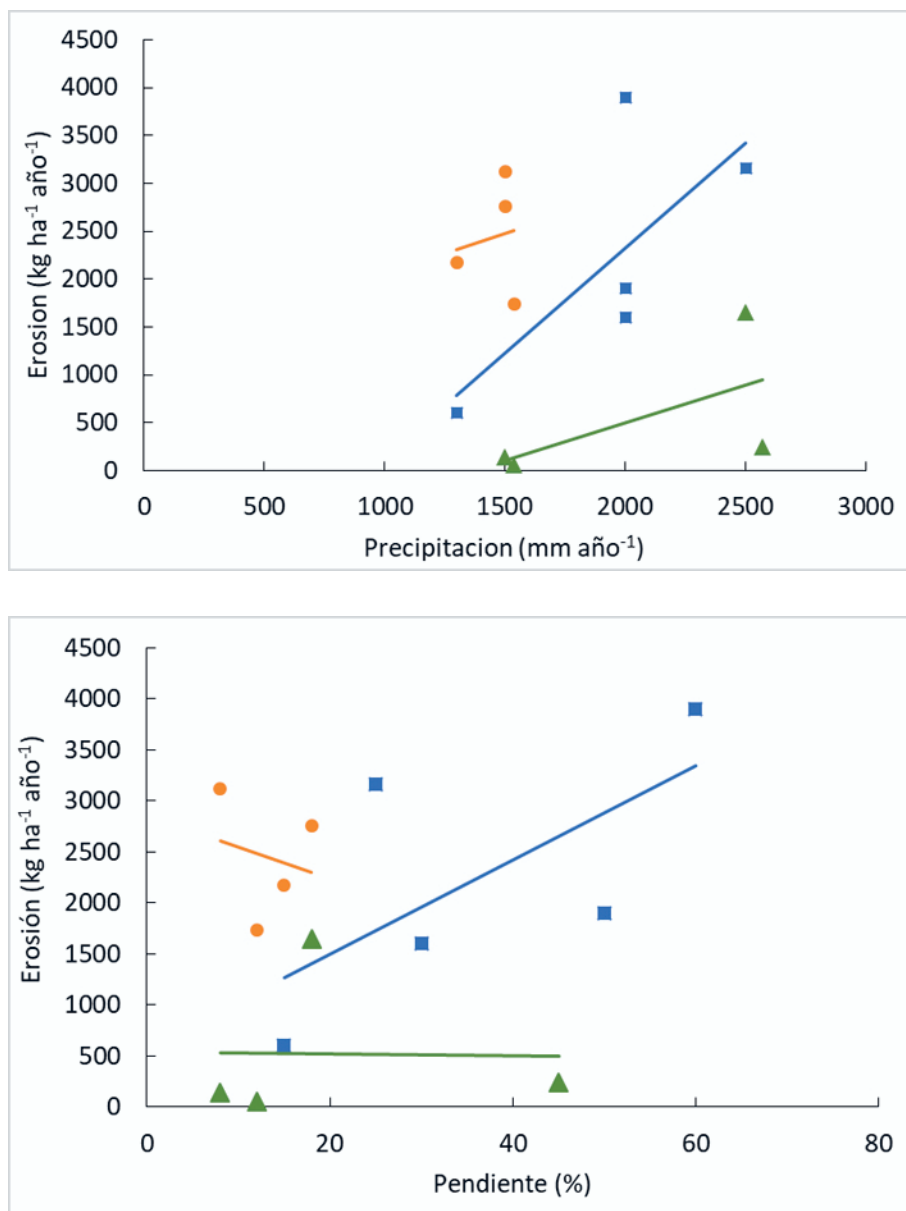
de Schuller *et al.* (2010) que investigan la efectividad de prácticas de manejo en la reducción de la erosión del suelo y la transferencia de sedimentos a los sistemas de drenaje, muestran que bajo condiciones de lluvia extrema y suelos no consolidados, las barreras de desechos de la cosecha son incapaces de retener todos los sedimentos movilizados desde la parte alta de las pendientes y que mucho de estos sedimentos pasan las barreras, incrementando las pérdidas netas de suelo y la transferencia hacia los cauces de agua. En general, las menores pérdidas de suelo se observan en plantaciones forestales establecidas no sometidas a cosecha, con valores menores a 240 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (cuadro 3), excepto un valor de 1.650 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> reportado por Schuller *et al.* (2021) en lugares con precipitación elevada cercana a 2.500 mm año<sup>-1</sup>.

En general, las pérdidas de suelo en parcelas con plantaciones establecidas sin cosecha forestal muestran valores del mismo orden de magnitud que las pérdidas de suelo en sitios con cobertura de bosques nativos, indicando que las plantaciones establecidas ejercen un buen control de la erosión del suelo. Esto permite hipotetizar que las PEGR, especialmente *P. radiata*, plantadas hacia 1950 principalmente con fines conservacionistas permitieron estabilizar los suelos severamente erosionados de la cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. Y probablemente mejoraron algunos niveles de calidad del agua, especialmente aquellos relacionados con el transporte de sedimentos en los cauces, como la turbidez. Los autores Baillie y Neary (2015) en una revisión sobre los efectos de los bosques plantados, principalmente *Pinus radiata*, sobre la calidad del agua en Nueva Zelanda, plantean que las plantaciones forestales durante una parte de su ciclo de crecimiento, rápidamente

(entre 5 a 6 años) pueden mejorar la calidad del agua de tierras previamente degradadas. Sin embargo, generan efectos adversos durante las prácticas a tala rasa, cercanas a los cauces de agua (Rutherford 2004). Otros autores (Ghimire *et al.* 2013) también han documentado que la reforestación con pinos en praderas severamente degradadas no necesariamente mejoran algunos parámetros hidrológicos del suelo como la conductividad hidráulica saturada.

En la figura 3 se observa una tendencia positiva entre las pérdidas de suelo y las precipitaciones anuales, espe-

cialmente en las parcelas con tala rasa sin quema de residuos y parcelas control. Sin embargo, hay que considerar que en la literatura se ha reportado que el factor principal relacionado con las precipitaciones, es la intensidad de la lluvia más que la cantidad. Mientras que la relación entre pérdidas de suelo y pendiente se observa solo una tendencia positiva con las parcelas sometidas a tala rasa sin quema de residuos. En la figura 3 no se han considerado los datos de Huber (2009), ya que el autor ha comentado que son pérdidas de suelo excepcionales para una cosecha a tala rasa.





## EFFECTOS SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA

Algunos autores como Fierro *et al.* (2016, 2017) que trabajaron en pequeñas cuencas con bosques prístinos de *Nothofagus* spp., bosques nativos dominados por *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus alpina* y *Nothofagus dombeyi*, plantaciones exóticas de *Pinus* y *Eucalyptus* y agricultura del centro-sur de Chile (38° - 40° S), encontraron que la mayoría de los sitios tenían una buena calidad del agua, con la mayoría de los parámetros dentro de los rangos esperados para ríos costeros del centro-sur de Chile (cuadro 4). Sin embargo, diferencias significativas fueron encontrados entre los distintos usos del suelo. Estos autores documentan que los esteros dentro de cuencas afectadas por agricultura y plantaciones forestales exóticas de crecimiento rápido tienen valores mayores de nitratos, conductividad eléctrica y sólidos suspendidos, que los medidos en esteros con cobertura de bosque nativo. Los valores de pH y temperatura, fueron similares entre los diferentes sitios. Los valores de DBO5 en todos los sitios están dentro de los rangos más bajos correspondientes a aguas inalteradas. Una revisión de trabajos realizados en Nueva Zelanda (Baillie y Neary 2015) ha documentado que los bosques plantados producen alta calidad del agua en una gran parte de su ciclo de crecimiento. Sin embargo, se ha detectado una disminución de la calidad del agua particularmente cuando la cosecha a tala rasa se practica en lugares cercanos a los bordes de los cauces de agua (Rutherford 2004).

## EFFECTOS SOBRE LAS COMUNIDADES DE MACRO INVERTEBRADOS BENTÓNICOS

En pequeños esteros y quebradas en presencia de sombra, el único ingreso de materia orgánica al sistema acuático es a través del ingreso de hojarasca proveniente de la vegetación ribereña. Valdovinos (2001) trabajando en arroyos de Chile central encontró que las tasas de procesamiento de las hojas de *Nothofagus pumilio* son superiores a *Pinus radiata*, sugiriendo que la sustitución de la flora nativa caducifolia por coníferas exóticas tiene un importante impacto sobre los componentes energéticos de los ecosistemas fluviales de Chile central. También Guevara-Cardona *et al.* (2006) documentan que los arroyos con coberturas de bosque nativo antiguo dominados por especies de *Nothofagus* spp. poseen mayor abundancia de macro invertebrados que arroyos perturbados con plantaciones ribereñas de *Eucalyptus* spp. localizados en la Cordillera de la Costa del sur de Chile. Fierro *et al.* (2016, 2018) trabajando en 12 sitios en la Cordillera de la Costa de la región de la Araucanía evaluaron los cambios en la composición de macro-invertebrados de río debido a los cambios de uso del suelo desde vegetación nativa hacia plantaciones exóticas de *Eucalyptus globulus*. Encontraron que los sitios con vegetación exótica tenían las mayores concentraciones de sólidos disueltos y suspendidos,

**Cuadro 4.** Características físico-químicas de esteros con coberturas de bosques prístinos, bosque nativo y plantaciones forestales exóticas en el centro-sur de Chile. Physical and chemical characteristics of pristine forests, native forests and forest plantations in south-central Chile.

Sitios	Temperatura (° C)	pH	Conductividad eléctrica (µs cm <sup>-1</sup> )	Sólidos suspendidos (mg L <sup>-1</sup> )	Oxígeno disuelto (mg L <sup>-1</sup> )	DBO5 (mg L <sup>-1</sup> )	Sólidos totales disueltos (mg L <sup>-1</sup> )	Nitratos (mg L <sup>-1</sup> )	Fosfatos (µg L <sup>-1</sup> )	Referencias
Bosques prístinos	15,0 ± 4,7	7,3 ± 0,1	29,0 ± 2,0	0,5 ± 0	9,3 ± 1,8	3,8 ± 1,5	29,0 ± 2,1	1,5 ± 1,3	49,2 ± 56,0	Fierro <i>et al.</i> (2017)
Bosque nativo	14,6 ± 0,8	6,8 ± 0,2	33,9 ± 6,5	3,5 ± 1,5	9,7 ± 0,2	2,2 ± 0,6	16,4 ± 6,4	1,0 ± 0,2	74,7 ± 27,0	Fierro <i>et al.</i> (2017)
Bosque nativo	11,1 ± 0,8	6,8 ± 0,1	32,9 ± 6,1	4,0 ± 2,1	10,3 ± 1,3	2,3 ± 0,4	26,2 ± 7,0	1,0 ± 0,1	66,4 ± 7,6	Fierro <i>et al.</i> (2016)
Plantación exótica	13,8 ± 1,2	6,9 ± 0,3	43,1 ± 16,7	6,9 ± 5,0	9,7 ± 1,0	2,7 ± 1,1	26,2 ± 5,4	2,2 ± 0,7	68,7 ± 30,8	Fierro <i>et al.</i> (2017)
Plantación exótica	10,6 ± 0,3	6,8 ± 0,1	45,8 ± 8,2	7,2 ± 1,2	11,0 ± 0,2	2,2 ± 0,3	34,5 ± 10,4	1,5 ± 0,2	47,8 ± 7,3	Fierro <i>et al.</i> (2016)

nitratos, cloruro y sulfato y la ausencia de taxas específicos de macro-invertebrados en comparación con esteros dominados por vegetación nativa de *Nothofagus dombeiyi*, *Nothofagus obliqua* y *Drimys winteri*. Recientemente, Parra (2018) evaluó diferencias en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en dos cuencas costeras en el sur de Chile (40° S) con diferente cobertura vegetal, una con bosque nativo y otra con plantación de *Eucalyptus* spp., encontrando mayor diversidad taxonómica en la cuenca cubierta por bosque nativo, debido a una mayor heterogeneidad de hábitats y especies arbóreas disponibles. Por otro lado, Correa-Araneda *et al.* (2017), en un experimento de laboratorio, documentaron que las hojas de *Eucalyptus globulus* tenían efectos letales y subletales en las larvas de tricópteros, aumentando la mortalidad, reduciendo el crecimiento y perjudicando la construcción de caparazones, en comparación con las larvas alimentadas con hojas de *Alnus glutinosa*.

Los resultados de estos autores sugieren que la vegetación ribereña de diferente origen ejerce una notable influencia en la composición, abundancia y diversidad taxonómica del macrozoobentos. En el caso de las hojas de *Eucalyptus* spp. sus propiedades químicas pueden reducir el consumo por ramoneo de ciertos plecópteros, tricópteros y anfípodos. Los cambios de uso del suelo que han evaluado los diversos autores resultan en un deterioro de la vegetación ripariana, lo cual modifica la ecología trófica de los ríos y, consecuentemente, alteran significativamente las características biológicas de los sistemas acuáticos.

#### LIMITACIONES DEL ESTUDIO

La interpretación de resultados de los estudios realizados en plantaciones, a menudo adolece de información de factores tales como el tipo de basamento rocoso, historia del suelo, tipos de suelos, características del clima y de la vegetación ripariana. Algunos de estos factores pueden ser determinantes para llegar a conclusiones más robustas en aspectos relacionados con calidad del agua. Por ejemplo, entre los factores que afectan las características físicas del agua están el tipo de basamento rocoso (Baillie y Neary 2015) que afecta la conductividad eléctrica.

La mayoría de los estudios analizados provienen de investigaciones de corto plazo, habitualmente un año o dos de mediciones. Por lo tanto, pensamos que nuestras conclusiones son válidas en el corto plazo. Desde este punto de vista, postulamos que se requieren monitoreos de largo plazo (*i.e.* monitoreo de una rotación completa) para obtener resultados más conclusivos, para evaluar el efecto de las plantaciones exóticas sobre la calidad de agua.

En general, en la mayoría de los estudios realizados no se ha considerado un diseño experimental de cuencas pareadas, por lo que podría haber otros factores que no se han detectado que afecten la calidad del agua aparte del cambio de cobertura vegetal.

#### CONCLUSIONES

En los ecosistemas forestales del centro-sur de Chile, se documenta una apertura de los ciclos de nitrógeno y fósforo al reemplazar la vegetación de bosque nativo por plantaciones forestales de *Pinus radiata* o *Eucalyptus* spp., existiendo una mayor transferencia neta de nutrientes desde las plantaciones a los ecosistemas acuáticos. Este fenómeno se ve agravado al interactuar con un aumento de la escorrentía debido a prácticas intensivas de cosecha forestal, tales como tala rasa, y una disminución o eliminación de la vegetación ribereña en laderas y quebradas. Inversamente se ha reportado una disminución de las concentraciones de N-inorgánico en el agua, cuando aumenta el ancho de la vegetación nativa ribereña (> 17 m).

Los estudios comparativos de carga de sedimentos entre arroyos en cuencas cubiertas con bosque nativo versus plantaciones de *Eucalyptus globulus*, documentan que a medida que aumenta la proporción de bosque nativo en la cuenca (7 – 92 %) existe una disminución de las concentraciones de sedimentos en suspensión. En general, las pérdidas de suelo por erosión luego de la cosecha forestal a tala rasa son de 5 a 86 veces que en plantaciones control sin ser sometidos a cosecha. Por otro lado, las pérdidas de suelo en parcelas con plantaciones establecidas sin cosecha forestal muestran valores del mismo orden de magnitud que las pérdidas de suelo en sitios con cobertura de bosques nativos, indicando que las plantaciones establecidas ejercen un buen control de la erosión del suelo.

Finalmente, los estudios documentan diferencias en algunas de las características físico-químicas de los esteros que drenan cuencas con bosque nativo y plantaciones forestales exóticas de crecimiento rápido. Los esteros dentro de cuencas con coberturas de plantaciones forestales exóticas de crecimiento rápido tienen valores mayores de nitratos, conductividad eléctrica y sólidos suspendidos, que los medidos en esteros con cobertura de bosque nativo, mientras que valores de pH y temperatura son similares entre ambos tipos de cobertura. Los valores de DBO5 en los esteros de las cuencas con cobertura de bosque nativo y plantaciones exóticas, muestran condiciones naturales. Con respecto a los impactos de las plantaciones forestales sobre la base de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos, los estudios realizados documentan la disminución de la riqueza y diversidad de la comunidad de macro invertebrados bentónicos en los arroyos, así como un compromiso negativo de grupos funcionales clave en el ingreso de materia orgánica proveniente de ecosistemas terrestres.

#### AGRADECIMIENTOS

Al Núcleo Transdisciplinario en Estrategias Socio-Ecológicas para la Sostenibilidad de los Bosques Australes (TESES) de la Universidad Austral de Chile. También agradecemos a Pedro Hervé-Fernández por la revisión crítica del manuscrito y a Roxanna Ayllón por la asisten-

cia en la confección de algunas figuras. Y a dos revisores anónimos que ayudaron a mejorar el manuscrito con sus acertados comentarios y sugerencias.

## CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

CO idea y motivación de la investigación, diseño y escritura del manuscrito. YC idea y motivación de la investigación, revisión y discusión del manuscrito.

## FINANCIAMIENTO

Financiado parcialmente por el Núcleo de Investigación TESES, de la Universidad Austral de Chile.

## REFERENCIAS

- Armesto JJ, D Manuschevich, A Mora, C Smith-Ramírez, R Rozzi, A Abarzúa, P Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: a historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy* 27(2): 148-160. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.006>
- Baillie BR, DG Neary. 2015. Water quality in New Zealand's planted forests: a review. *New Zealand Journal of Forestry Science* 45: 7. <https://doi.org/10.1186/s40490-015-0040-0>
- Balocchi F, M Galleguillos, D Rivera, A Stehr, JL Arumi, R Pizarro, P García-Chevesich, A Iroumé, JJ Armesto, P Hervé-Fernandez, C Oyarzún, P Barria, Ch Little, G Mancilla, S Yezpez, R Rodriguez, DA White, RP Silberstein, DG Neary, P Ramírez de Arellano. 2023. Forest hydrology in Chile: Past, present, and future. *Journal of Hydrology* 616: 128681. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128681>
- Boeckx P, L Paulino, C Oyarzún, O van Cleemput, R Godoy. 2005. Soil  $\delta^{15}N$  patterns in old-growth forests of southern Chile as integrator for N-cycling. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 41(3): 249-259. <https://doi.org/10.1080/10256010500230171>
- Bruno D, O Belmar, D Sánchez-Fernández, S Guareschi, A Millán, J Velasco. 2014. Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecological Indicators* 45: 456-464. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.051>
- Campbell JL, JW Hornbeck, MJ Mitchell, MB Adams, MS Castro, CT Driscoll, JS Kahl, JN Kochenderfer, GE Likens, JA Lynch, PS Murdoch, SJ Nelson, JB Shanley. 2004. Input- Output budgets of inorganic nitrogen for 24 forest watersheds in the northeastern United States: A review. *Water, Air & Soil Pollution* 151: 373-396. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000009908.94219.04>
- Correa-Araneda F, A Basaguren, RT Abdala-Díaz, AM Tonin, L Boyero. 2017. Resource-allocation tradeoffs in caddisflies facing multiple stressors. *Ecology and Evolution* 7(14): 5103-5110. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.3094>
- Cuevas J, D Soto, I Arismendi, M Pino, A Lara, C Oyarzún. 2006. Relating land cover to stream properties in southern Chilean watersheds: trade-off between geographic scale, sample size, and explicative power. *Biogeochemistry* 81: 313-329. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9043-5>
- DeBano LF. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology* 231-232: 4-32. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00180-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00180-3)
- De Schrijver A, G Geudens, L Augusto, J Staelens, J Mertens, K Wuyts, L Gielis L, K Verheyen. 2007. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153: 663-674. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0776-1>
- Doerr SH, RA Shakesby, RPD Walsh. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews* 51(1-4): 33-65. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(00\)00011-8](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00011-8)
- Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forest. *Biological Conservation* 130(4): 481-494. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>
- Ferreira AJD, COA Coelho, RPD Walsh, RA Shakesby, A Ceballos, SH Doerr. 2000. Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globulus* forests, north central Portugal. *Journal of Hydrology* 231-232: 165-177. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00192-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00192-X)
- Fierro P, L Quilodrán, C Bertrán, I Arismendi, J Tapia, F Peña-Cortés, E Hauenstein, R Arriagada, E Fernández, L Vargas-Chacoff. 2016. Rainbow Trout diets and macro invertebrates assemblages responses from watersheds dominated by native and exotic plantations. *Ecological Indicators* 60: 655-667. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.018>
- Fierro P, C Bertrán, J Tapia, E Hauenstein, F Peña-Cortés, C Vergara, C Cerna, L Vargas-Chacoff. 2017. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment* 609: 724-734. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Fierro P, I Arismendi, RM Hughes, C Valdovinos, A Jara-Flores. 2018. Benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators* 91: 13-23. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.074>
- Gayoso J, A Iroumé. 1995. Impacto del manejo de plantaciones sobre el ambiente físico. *Bosque* 16(2): 3-12. DOI: 10.4206/bosque.1995.v16n2-01
- Gerding V. 2009. La tala rasa y su efecto en la productividad del sitio. In Donoso P ed. Tala rasa: implicancia y desafíos. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. p 17-38.
- Ghimire CP, M Bonell, LA Bruijnzeel, NA Coles, MW Lubczynski. 2013. Reforesting severely degraded grassland in the Lesser Himalaya of Nepal: Effects on soil hydraulic conductivity and overland flow production. *Journal Geophysical Research Earth Surface* 118(4): 2528-2545. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013JF002888>
- Gomi T, RD Moore, MA Hassan. 2005. Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest. *Journal of American Water Resources Association* 41(4): 877-898. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03775.x>
- Guevara-Cardona G, C Jara, M Mercado, S Elliot. 2006. Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, sur de Chile. *Asociación Colombiana de Limnología Neolimnos* 1: 98-105
- Hassan M, M Church, TE Lisle, F Brardinoni, L Benda, GE Grant. 2005. Sediment transport and channel morphology

- of small, forested streams. *Journal of the American Water Resources Association* 41(4): 853-876. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03774.x>
- Hervé-Fernández P, C Oyarzún, S Woelfl. 2016. Throughfall enrichment and stream nutrient chemistry in small headwater catchments with different land cover in southern Chile. *Hydrological Processes* 30(26): 4944-4955. <https://doi.org/10.1002/hyp.11001>
- Huber A. 2009. Impacto de la tala rasa en la calidad y cantidad de agua en caudales. In Donoso P ed. Tala rasa: implicancia y desafíos. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. p. 40-44.
- Huygens D, T Rütting, P Boeckx, O Van Cleemput, R Godoy, C Müller. 2007. Soil nitrogen conservation mechanisms in a pristine south Chilean *Nothofagus* forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 39(10): 2448-2458. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.04.013>
- Huygens D, P Boeckx, P Templer, L Paulino, O Van Cleemput, C Oyarzún, C Müller, R Godoy. 2008. Mechanisms for retention of bioavailable nitrogen in volcanic rainforest soils. *Nature Geoscience* 1: 543-548. <https://doi.org/10.1038/ngeo252>
- Huygens D, P Boeckx. 2009. Terrestrial nitrogen cycling in southern Chile: looking back and forward. In Verhoest N, P Boeckx, C Oyarzún, R Godoy eds. Ecological Advances on Chilean Temperate Rainforests. London, UK. Academia Press. p. 89-102.
- Iroumé A, J Gayoso, L Infante. 1989. Erosión hídrica y alteración del sitio en cosecha a tala rasa. *Ecología y Biología de Sueños* 26: 171-180.
- Iroumé A. 1992. Precipitación, escorrentía y producción de sedimentos en suspensión en una cuenca cercana a Valdivia, Chile. *Bosque* 13: 15-23. <https://doi.org/10.4206/bosque.1992.v13n2-03>
- Jobby E. 2009. Regímenes hidrológicos según usos de la tierra: efectos de la actividad forestal en sistemas semiáridos y húmedos. In Donoso P ed. Tala rasa: implicancia y desafíos. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. p. 7-16.
- Karwan D, J Gravelle, J Hubbart. 2007. Effects of timber harvest on suspended sediment loads in Mica Creek, Idaho. *Forest Science* 53(2): 181-188. <https://doi.org/10.1093/forestscience/53.2.181>
- Lara A, C Little, R Urrutia, J McPhee, C Alvarez-Garretón C, C Oyarzún, D Soto, P Donoso, L Nahuelhual, M Pino, I Arismendi. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4): 415-424. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Little C, J Cuevas, A Lara, M Pino, S Schoenholtz. 2014. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. *Ecohydrology* 8(7): 1205-1217. <https://doi.org/10.1002/eco.1575>
- Little C. 2022. El agua y los ecosistemas boscosos en Chile: información para el desarrollo del sector forestal. *Ciencia & Investigación Forestal* 28(1): 37-50. DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2022.552>
- Manuschevich D, CM Beier. 2016. Simulating land use changes under alternative policy scenarios for conservation of native forests in south-central Chile. *Land Use Policy* 51: 350-362. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.08.032>
- Manuschevich D. 2020. Land use as a socio-ecological system: developing a transdisciplinary approach to studies of land use change in south-central Chile. In F Fuders, P Donoso eds. Ecological Economic and Socio Ecological Strategies for Forest Conservation. Springer. p. 79-98.
- Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, A Lara, M González. 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change* 17: 285-297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>
- Miyata S, K Kosugi, Y Nishi, T Gomi, R Sidle, T Mizuyama I. 2010. Spatial pattern of infiltration rate and its effect on hydrological processes in a small headwater catchment. *Hydrological Processes* 24(5): 525-549. <https://doi.org/10.1002/hyp7549>
- Morales J. 1989. El desarrollo forestal en Concepción. Grupo de Estudio Agro-Regionales GEA y Universidad Academia de Humanismo Cristiano. 341 p.
- Niklitschek M, J Gayoso. 2006. Trade liberalization and the environment: the case of the forest sector in Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Instituto de Manejo Forestal Universidad Austral de Chile. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33068.67201>
- Nykvist N, H Grip, S Liang, A Malmers, F Khiong Wong. 1994. Nutrient losses in forest plantations in Sabah, Malaysia. *Ambio* 23(3): 210-215.
- Oyarzún C. 1994. Características físicas y químicas de los sedimentos erosionados desde suelos con plantaciones forestales. *Bosque* 15(2): 31-38. <https://doi.org/10.4206/bosque.1994.v15n2-05>
- Oyarzún C, L Peña. 1995. Soil erosion and overland flow in forested areas with pine plantations at coastal mountain range, central Chile. *Hydrological Processes* 9: 111-118. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360090110>
- Oyarzún C, C Aracena, P Rutherford, R Godoy, A Deschrijver. 2007. Effects of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of southern Chile. *Water, Air & Soil Pollution* 179: 341-350. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9237-4>
- Oyarzún C, C Frêne, G Lacrampe, A Huber, P Hervé-Fernández. 2011. Propiedades hidrológicas del suelo y exportación de sedimentos en dos microcuencas de la Cordillera de la Costa en el sur de Chile con diferente cobertura vegetal. *Bosque* 32(1): 10-19. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000100002>
- Oyarzún C. 2012. Servicios ecosistémicos de los bosques nativos del centro-sur de Chile: cantidad y calidad de agua. In JF Gallardo ed. Aguas, suelos y vegetación en cuencas iberoamericanas. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Salamanca, España. p. 215-231
- Oyarzún C, P Hervé-Fernández, D. Huygens, P. Boeckx, NEC Verhoest. 2015. Hydrological controls on nutrient export from old-growth evergreen rainforests and *Eucalyptus* plantations in headwater catchments at southern Chile. *Open Journal of Modern Hydrology* 5(2): 19-31. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/ojmh.2015.52003>
- Parra C. 2018. Respuesta de la comunidad bentónica a la dinámica del caudal en dos sistemas lóticos sometidos a diferente uso de suelo, en la Reserva Costera Valdiviana, Chaihuín, Chile. Tesis de Magister en Ciencias mención Recursos Hídricos. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 74 p.
- Peña L, P Carrasco, M Figueroa, C Oyarzún, B Lo Cascio. 1993. Pérdidas por erosión hídrica en suelos agrícolas y forestales de la cuenca del río Biobío. In Faranda F, O Parra eds. Elementos cognoscitivos sobre el recurso suelo y consideraciones generales sobre el ordenamiento agroforestal. Serie

- Propuestas de Ordenamiento, Universidad de Concepción, Chile, p. 47-59.
- Rutherford P. 2004. Efectos del paisaje sobre la calidad del agua en seis cuencas costeras de la provincia de Valdivia, región de los lagos, Chile. Tesis de Magister en Ciencias mención Recursos Hídricos. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. 247 p.
- Schuller P, DE Walling A Iroumé, A Castillo. 2010. Use of beryllium-7 to study the effectiveness of woody trash barriers in reducing sediment delivery to streams after forest clearcutting. *Soil & Tillage Research* 110: 143-153. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.004>
- Schuller P, DE Walling, A Iroumé, C Quilodrán, A Castillo. 2021. Quantifying the temporal variation of the contribution of fine sediment sources to sediment yields from Chilean forested catchments during harvesting operations *Bosque* 42(2): 231-244. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002021000200231>
- Turnbull L, J Wainwright, R Brazier. 2010. Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes* 24(4): 393-414. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.7491>
- Uyttendaele GYP, A Iroumé. 2002. The solute budget of a forest catchment and solute fluxes within a *Pinus radiata* and a secondary native forest site, southern Chile. *Hydrological Processes* 16(13): 2521-2536. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.1046>
- Valdovinos C. 2001. Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74(2): 445-453. Consultado 12.07.23. Disponible en <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2001000200018>
- Ward AD, SW Trimble. 2004. Environmental Hydrology. London, UK. Lewis Publishers CRC Press Company. 472 p.
- White DA, S Ren, DS Mendham, F Balocchi, RP Silberstein, D Meason, A Iroumé, P Ramirez de Arellano. 2022. Is the reputation of *Eucalyptus* plantations for using more water than *Pinus* plantations justified?. *Hydrology and Earth System Sciences* 26: 5357-5371. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-26-5357-2022>

Recibido: 12.07.23  
Aceptado: 12.11.23

