

ARTÍCULOS

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

Soil hydrological properties and sediment transport in two headwater catchments with different vegetative cover at the Coastal Mountain Range in southern Chile

Carlos E Oyarzún *, Cristian Frêne, Gustavo Lacrampe, Anton Huber, Pedro Hervé

*Autor de correspondencia: Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias, Instituto de Geociencias, tel.: 56-63-221446, coyarzun@uach.cl

SUMMARY

Soil hydrological properties and sediment transport in two headwater catchments with native evergreen forest and plantation of *Eucalyptus globulus*, located at the Coastal Mountain Range in southern Chile, were studied. Streamflow loggers and sediment collectors were installed, infiltration rates were measured and soil hydrological properties, such as saturated hydraulic conductivity, porous continuity index and hydrophobicity were determined. The results showed significant differences in the infiltration rates between native forest and *E. globulus* plantation, since in the native forest they fluctuated between 703.3 ± 380.0 and 76.9 ± 56.7 mm h⁻¹, in March and July respectively, meanwhile in the plantation they fluctuated between 23.0 ± 19.7 and 6.7 ± 5.0 mm h⁻¹ in August and April, respectively (mean \pm 1 SD). Saturated hydraulic conductivity under the native forest was significantly higher ($P < 0.05$) than it was in *E. globulus* plantation, indicating a greater water conductivity capacity in the soil under native forest. The porous continuity index was significantly higher ($P < 0.05$) under native forest compared with *E. globulus* plantation. The suspended sediment concentrations showed great variations during the year, correlated with rainfall and streamflow fluctuations in both catchments. The annual suspended sediments rates were 305 and 368 kg ha⁻¹ year⁻¹ in the native and plantation catchments, respectively. The historical land use, especially in the *E. globulus* plantation, that at present still reflects a transition between prairie and plantation, explains the differences in the soil hydrological properties concerning native forest.

Key words: native evergreen forest, *Eucalyptus* plantation, suspended sediments, infiltration, streamflow.

RESUMEN

Se estudiaron las propiedades hidrológicas del suelo y la exportación de sedimentos en una microcuenca con bosque nativo siempreverde y otra con plantación de *Eucalyptus globulus*, localizadas en la Cordillera de la Costa en el sur de Chile. Se instalaron registradores de escorrentía y colectores de sedimentos en suspensión y de fondo, se midieron las tasas de infiltración y se determinaron las propiedades hidrológicas del suelo: conductividad hidráulica saturada, índice de continuidad de poros e hidrofobia. Las tasas de infiltración fueron mayores ($P < 0,05$) en el bosque nativo: entre $703,3 \pm 380,0$ y $76,9 \pm 56,7$ mm h⁻¹, en marzo y julio, respectivamente; que en la plantación: $23,0 \pm 19,7$ y $6,7 \pm 5,0$ mm h⁻¹ en agosto y abril, respectivamente (promedio \pm S). La conductividad hidráulica saturada bajo bosque nativo, fue mayor ($P < 0,05$) que bajo plantación, lo que indicaría una mayor capacidad de conducción de agua del suelo bajo bosque nativo. El índice de continuidad de poros fue mayor ($P < 0,05$) en el suelo bajo bosque nativo. Las concentraciones de sedimentos en suspensión, en ambas microcuencas, mostraron grandes variaciones intraanuales, en respuesta a las fluctuaciones de las precipitaciones y escorrentía. La exportación de sedimentos en suspensión fue de 305 y 368 kg ha⁻¹ año⁻¹ en el bosque nativo y plantación, respectivamente. El uso histórico del suelo, especialmente en el caso de *E. globulus*, que reflejaba condiciones de transición de pradera a plantación, permitió explicar las diferencias en las propiedades hidrológicas del suelo con respecto al bosque nativo.

Palabras clave: bosque nativo siempreverde, plantación de *Eucalyptus*, sedimentos en suspensión, infiltración, escorrentía.

INTRODUCCIÓN

Las propiedades hidrológicas de los suelos que tienen una gran influencia sobre la escorrentía superficial y el transporte de sedimentos son, entre otros, las tasas de infiltración y permeabilidad (Ward y Trimble

2004). Numerosos estudios han demostrado que la tasa de infiltración en bosques con suelos no alterados, normalmente excede la intensidad de la lluvia y, por lo tanto, predominan los flujos subsuperficiales (Lee 1980, Ward y Trimble 2004). El sistema radical profundo y bien desarrollado de la vegetación arbórea, la materia

orgánica, la actividad biológica del suelo, la alta porosidad y la baja densidad aparente, especialmente del horizonte A, favorecen los flujos subsuperficiales (Germer *et al.* 2010). La infiltración depende de varios factores, como las propiedades del terreno (posición en la pendiente y ondulación) y otros propios del suelo, como textura, estructura, contenido de agua precedente, tamaño y continuidad de poros, potencial matricial y cobertura vegetal (Terlien 1998, Lal y Shukla 2004). En general, un suelo seco tendrá una tasa de infiltración mayor que uno húmedo, y poros que están mejor conectados incrementan la tasa de infiltración. Diversos estudios han demostrado que las tasas de infiltración a menudo decrecen cuando la cobertura vegetal es escasa (Lee 1980, Cerda 1998, Mayor *et al.* 2009, Turnbull *et al.* 2010).

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). Los sedimentos que llegan a un curso de agua están divididos en sólidos suspendidos, que se mueven en la columna de agua, y sedimentos de fondo, que son partículas que se mueven en contacto con el lecho del curso de agua (Hassan *et al.* 2005). Las actividades forestales generan cargas de sedimentos que llegan a un curso de agua constituidas principalmente por sólidos suspendidos (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).

La hidrofobia o repelencia al agua, que se manifiesta en algunos suelos, también dificulta la infiltración del agua (Miyata *et al.* 2010). Entre los diversos impactos geomorfológicos e hidrológicos asociados a la hidrofobia caben destacar (De Bano 2000, Doerr *et al.* 2000, Shakesby *et al.* 2000): a) reducción de la infiltración e incremento de la escorrentía; b) desarrollo de vías preferenciales de infiltración y percolación de agua; c) efectos sobre el régimen de humedad del suelo y propiedades físicas; d) contribución hídrica a cauces, y e) fomento de los procesos erosivos (Contreras y Solé 2003). 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, Scott 2000, Gerke *et al.* 2001, Buczko *et al.* 2002, Wahl *et al.* 2003, Coelho *et al.* 2005).

Estudios realizados en el centro-sur de Chile han demostrado una fuerte dependencia de las tasas de infiltración en diferentes usos del suelo con la densidad aparente y la materia orgánica. En bosques nativos no alterados se han documentado tasas de infiltración sobre 200 mm h^{-1} , decreciendo hasta valores de aproximadamente 30 mm h^{-1} en praderas con pastoreo y $< 1 \text{ mm h}^{-1}$ en suelos muy degradados de texturas franco-arenosos, que han estado sometidos a quemadas en la Cordillera de Nahuelbuta

($37^{\circ} 45' \text{ S}$) (Oyarzún 1995). Otros estudios (Oyarzún *et al.* 1997) han reportado tasas de infiltración sobre 400 mm h^{-1} en praderas naturales de suelos trumaos (Andosoles) en la precordillera de Los Andes ($40^{\circ} 23' \text{ S}$). Estas altas tasas de infiltración previenen el escurrimiento superficial y, por lo tanto, la erosión y el transporte de sedimentos hacia los cursos de agua.

Los bosques nativos de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile, en la denominada ecorregión valdiviana (36° a 48° S), históricamente han sido perturbados por actividades antrópicas, debido a incendios y a la ausencia de prácticas de manejo. Extensas superficies de bosque han sido eliminadas para su conversión a tierras agrícolas y, en las últimas décadas, a plantaciones forestales exóticas de rápido crecimiento (Lara *et al.* 1996, Armesto *et al.* 2010). Algunas estimaciones han indicado que entre 1974 y 1992 alrededor de 200.000 ha de bosques nativos, localizados especialmente en la Cordillera de la Costa, fueron convertidos a plantaciones exóticas de *Pinus radiata* D. Don. y *Eucalyptus spp.* (Lara *et al.* 1996). Esta conversión a plantaciones forestales ha resultado en tasas de deforestación de 4,5 % al año en la región del Maule (35° S) entre 1975 y 2000 (Echeverría *et al.* 2006). Estudios recientes en el sur de Chile han mostrado los efectos negativos de la conversión de bosques nativos por plantaciones exóticas sobre las reservas de agua del suelo (Oyarzún y Huber 1999), rendimiento hídrico (Huber *et al.* 2008, Lara *et al.* 2009, Little *et al.* 2009) y retención de nitrógeno a nivel de cuencas (Oyarzún *et al.* 2007).

Brown *et al.* (2005) indican que los resultados de experimentos de cambio en la cobertura vegetal, realizados en diversas partes del mundo (Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica y Estados Unidos), dependen principalmente del almacenamiento de agua en los suelos y de las variaciones en las tasas de transpiración en función de la edad de la vegetación. Constatan, así, que toma al menos cinco años lograr un equilibrio hidrológico después de cada intervención. Los resultados indican que para detectar un cambio hidrológico a escala de cuenca, se debe aplicar el tratamiento de cambio de uso de suelo al menos a un 20 % de ésta. Mwendera (1994) menciona que no se produce una reacción inmediata en el caudal de la escorrentía luego de forestar una cuenca cubierta por pastos y arbustos nativos con *Pinus sp.* y *Eucalyptus saligna* Smith. Fahey y Jackson (1997) estimaron que luego de siete años se produce una reducción de caudal, mientras que Putuhena y Cordery (2000) concluyeron que los cambios ya se aprecian a los cuatro años. Aparentemente la especie y la densidad de plantación son determinantes en estos resultados. En plantaciones jóvenes con especies de *Pinus* y *Eucalyptus*, Oyarzún y Huber (1999) encontraron incrementos anuales paulatinos en el consumo de agua desde el suelo, que fueron atribuidos al rápido crecimiento de los árboles.

En este trabajo se establece la hipótesis que los cambios desfavorables en algunas propiedades hidrológicas del suelo, como la tasa de infiltración, conductividad

hidráulica saturada, índice de continuidad de poros y la hidrofobia, resultado de la degradación y desaparición de la vegetación nativa convertida primero a pradera y luego a una plantación forestal exótica, afectan la exportación de sedimentos en suspensión y de fondo, y el comportamiento de la escorrentía. Por lo tanto, el objetivo del estudio es comparar la exportación de sedimentos y sus relaciones con algunas propiedades hidrológicas del suelo en dos pequeñas cuencas, localizadas en la Cordillera de la Costa del sur de Chile, una con cobertura de bosque nativo y la otra con una plantación joven de *Eucalyptus globulus* Labill, establecida sobre una pradera natural.

MÉTODOS

Área de estudio. En este estudio fueron seleccionadas dos pequeñas cuencas con geología, clima y suelos equivalentes, localizadas en la vertiente occidental de la Cordillera de la Costa (39° 45' S, 73° 17' O, 250 - 300 m s.n.m.) cercanas a la ciudad de Valdivia (figura 1). En las dos microcuencas el sustrato geológico es un complejo metamórfico, dominado principalmente de esquistos micáceos con lentes de cuarzo intercalados. Los suelos son rojo-arcillosos derivados de cenizas volcánicas antiguas (Asociación Tres Cruces), depositados sobre el complejo metamórfico (CIREN 2003).

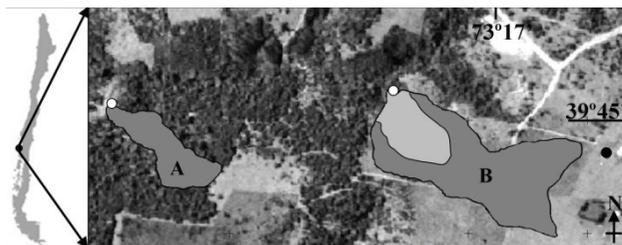


Figura 1. Ubicación de las microcuencas en estudio, Cordillera de la Costa, sur de Chile. A = microcuenca con bosque siempreverde, B = microcuenca con plantación de *Eucalyptus globulus* (en gris la zona ripariana). Círculos blancos = fluviómetros, círculo negro = pluviógrafo.

Location of the study catchments, Coastal Mountain Range, southern Chile. A = evergreen forest catchment, B = *Eucalyptus globulus* plantation catchment (grey = riparian vegetation). White circles = V-notch weirs, black circle = rain gauge.

En la microcuenca con bosque nativo, con una superficie de 1,7 ha, el suelo en el nivel superficial (0 - 29 cm) presenta menor materia orgánica y densidad aparente, y mayor porosidad que en la microcuenca con plantación de *E. globulus* (4,1 ha de superficie) (cuadro 1). En el bosque nativo, los componentes texturales del suelo presentan una mayor proporción de arena y limo, mientras que en la plantación la proporción mayor es de arcilla.

El clima es templado lluvioso con influencia mediterránea (Di Castri y Hajek 1976). La estación meteorológica Isla Teja, localizada en la ciudad de Valdivia (25 m s.n.m.) a 40 km de distancia del sitio de estudio, registra una temperatura promedio anual de 12,0 °C (promedio de enero = 17,0 °C, promedio de julio = 7,6 °C) y una precipitación promedio anual de 2.280 mm. La lluvia está concentrada en invierno, desde mayo hasta agosto (62 %), y decrece fuertemente en verano, entre enero y marzo (9 %). Durante el período septiembre 2008 - agosto 2009, la precipitación anual en el sitio de estudio fue de 1.561,9 mm.

La microcuenca con bosque nativo (A) posee una formación del tipo forestal siempreverde (Donoso 1981) secundario degradado, donde actualmente hay extracción de árboles para leña y transitan animales que ramonean la regeneración natural, impidiendo la recuperación natural del bosque. Las especies arbóreas más frecuentes son *Gevuina avellana* Mol., *Amomyrtus luma* (Mol.) Legrand et Kausel., *Amomyrtus meli* (Phil.) Legrand et Kausel., *Myrceugenia planipes* (Hook. et Arn.) Berg., *Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde. y *Dasyphyllum diacanthoides* (Less.) Cabr. La densidad corresponde a 2.330 árboles ha⁻¹ y el área basal es de 32,8 m² ha⁻¹, con una altura promedio de los árboles de 12 m.

La microcuenca B (figura 1) presenta una plantación joven de *E. globulus* que fue establecida en el año 2005 (tres años de edad al iniciar el estudio) y cubre aproximadamente el 75 % de su superficie. La plantación tiene una densidad de 1.267 árboles ha⁻¹, área basal de 10,9 m² ha⁻¹ y la altura promedio de los árboles es de 5,5 m. El 25 % de superficie restante es un remanente de vegetación nativa que actúa como zona de protección ripariana rodeando el estero principal. Las especies dominantes en esta franja son *Eucrichya cordifolia* Cav., *Ovidia pillopollo* (Gray) Hohen. ex Meissn., *Berberis darwini* Hook. y *Lomatia ferruginea* (Cav.) R. Br. En la microcuenca con *E. globulus*, a principios de la década de 1970, el bosque nativo secundario que existía fue quemado y el uso del suelo fue convertido a pradera natural para ganadería, por aproximadamente 35 años, hasta el establecimiento de la plantación forestal actual. Ambas microcuencas se encuentran cruzadas por un camino local de tierra y numerosas huellas para tránsito humano y animal.

Mediciones experimentales de terreno y laboratorio. Desde septiembre de 2008 hasta octubre de 2009, la precipitación fue medida con un pluviógrafo Rain Collector II (Davis) conectado a un registrador HOBO Event (Onset Computer Corporation), con una resolución de 0,25 mm, proveyendo información del número, duración y monto de los eventos de lluvia. El pluviógrafo fue instalado en un área abierta, en la parte alta de la microcuenca con *E. globulus* (figura 1).

En la salida de las dos microcuencas se construyeron fluviómetros tipo Thompson. La salida del fluviómetro

Cuadro 1. Características físicas del suelo en los sitios de estudio.
 Soil physical characteristics in the study sites.

Microcuena	Profundidad (cm)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Materia orgánica (%)	Densidad aparente (g cm ⁻³)	Porosidad total (%)
Bosque nativo	0-29	26,0	32,5	41,5	17,8	0,53	80,3
	29-65	-	-	-	-	0,76	71,8
<i>Eucalyptus globulus</i>	0-29	8,6	27,4	64,0	22,1	0,64	75,8
	29-65	-	-	-	-	0,55	79,5
	65-81	-	-	-	-	0,69	74,3

presenta una escotadura de 60°, cuyo vértice está ubicado a 50 cm sobre el piso del vertedero. Los fluviómetros estaban dotados con registradores del nivel de agua, que utilizan el principio del flotador, los cuales fueron calibrados periódicamente para obtener precisión en los volúmenes de escurrentía. Los registradores fueron programados para que entregaran una lectura cada tres minutos. Dentro de los fluviómetros, se diseñaron e instalaron colectores automáticos de sedimentos en suspensión. Para obtener una muestra homogénea, integrada y representativa del agua del efluente, la bomba de agua movilizaba un determinado volumen a un cuarteador, del cual sólo un 20 % de la mezcla era enviada a un recipiente colector. La cantidad de agua separada por el sistema de bombeo estuvo siempre en relación directa con el caudal del efluente en el momento de la extracción. Este procedimiento estaba controlado por un *software* instalado en el mismo registrador electrónico del fluviómetro, obteniendo muestras de agua cada seis horas. El agua correspondiente a cuatro muestras diarias y para un período de siete días se almacenaba en un recipiente colector de 20 L. Una vez al mes, se recolectaba una muestra compuesta de 1 L desde cada colector, la cual se analizó en el Laboratorio de Hidrología del Instituto de Geociencias de la Universidad Austral de Chile. En el laboratorio fueron filtradas con bomba de vacío, utilizando filtros de fibra de vidrio (ADVANTEC® GF75 de 47 mm de diámetro) que eran lavados con agua destilada, secados a 60 °C durante 24 horas y quemados a 550 °C por 20 min, con el fin de eliminar cualquier impureza. Luego eran pesados en balanza de precisión, para posteriormente ser utilizados para filtrar las muestras. Los filtros con el sedimento de las muestras fueron secados a 60 °C durante 24 horas y pesados en balanza de precisión para obtener el peso total de sólidos suspendidos. Con esto se obtuvo la concentración de sólidos suspendidos para cada periodo de tiempo evaluado. El valor promedio semanal de concentración de sólidos suspendidos, multiplicado por el caudal del mismo período, permitió cuantificar la carga de sedimento en suspensión que fue transportada en cada microcuena. También se diseñaron pequeñas trampas para coleccionar los sedimentos de fondo, que consistían en pequeños discos metálicos instalados en el

piso del fluviómetro, sobre los cuales se depositaban los sedimentos, que fueron recogidos una vez al mes, luego trasladados al laboratorio, secados en estufa a 60 °C durante 48 h y pesados.

Mensualmente, para el período marzo – octubre 2009, se realizaron mediciones de la tasa de infiltración de los suelos utilizando un infiltrómetro de doble anillo (Halfmann 2005). Para ello se realizaron dos transectos en cada microcuena, realizando 40 mediciones en cada transecto. Para determinar la hidrofobia de los suelos, se colectaron 20 muestras superficiales (0 - 5 cm) de suelo no alterado utilizando cilindros de acero inoxidable de 250 cm³ de volumen. Luego, en el Laboratorio de Física Achim Ellies y en el de Química de Suelos, ambos del Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos de la Universidad Austral de Chile, se determinaron la conductividad hidráulica en fase saturada, la permeabilidad de aire, la continuidad de poros (Ward y Trimble 2005), la repelencia al agua y el ángulo de contacto (Moral *et al.* 2002). Los datos fueron tratados con un análisis de varianza (ANDEVA), regresiones simples y a posteriori la prueba de Tukey HSD con un nivel de confianza de 95 %.

RESULTADOS

Características hidrológicas del suelo. Las tasas de infiltración presentaron marcadas diferencias entre las coberturas de bosque nativo y plantación de *E. globulus*, reflejando las distintas características hidrológicas entre ambos suelos. Ambas coberturas mostraron una fuerte variación estacional, especialmente en el suelo con bosque nativo, que registró valores (promedio ± S) entre 703,3 ± 380,0 y 76,9 ± 56,7 mm h⁻¹, en marzo y julio, respectivamente (figura 2). Para la plantación de *E. globulus* los valores fluctuaron entre 23,0 ± 19,7 y 6,7 ± 5,0 mm h⁻¹ en agosto y abril, respectivamente.

La conductividad hidráulica saturada (Ks) (0 - 5 cm de profundidad) bajo la cobertura de bosque nativo fue mayor ($P < 0,05$) que la encontrada bajo *E. globulus*. Ello demuestra una mayor capacidad de conducción de agua del suelo bajo bosque nativo (figura 3). Los valores de permeabilidad de aire (Ka) también fueron mayores

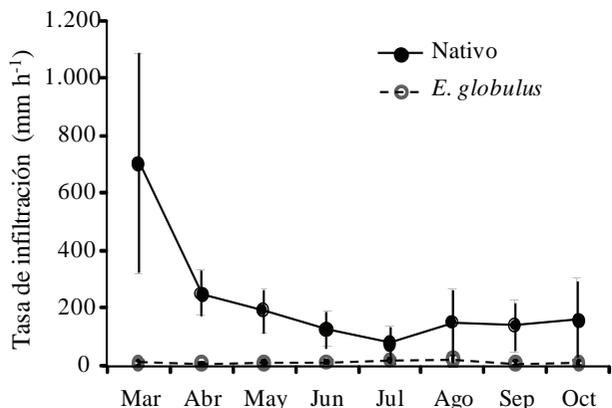


Figura 2. Tasas de infiltración del suelo en las microcuencas en estudio (marzo – octubre 2009). Las barras indican ± 1 desviación estándar (n = 80).

Soil infiltration rates in the study catchments (March – October 2009). Bars indicating ± 1 standard deviation (n = 80).

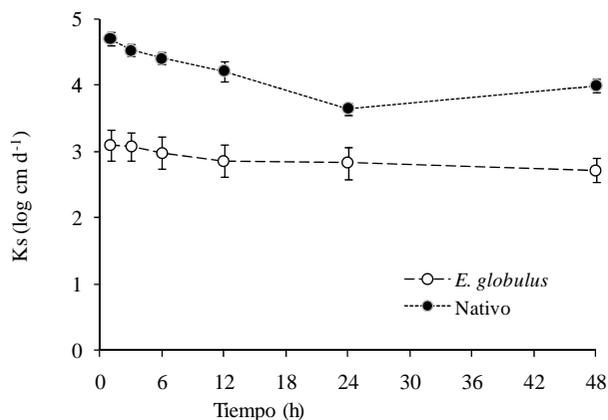


Figura 3. Conductividad hidráulica en fase saturada (Ks) a 0 - 5 cm de profundidad, para los suelos bajo bosque nativo y plantación de *Eucalyptus globulus*. Las barras indican ± 1 error estándar (n = 10).

Saturated hydraulic conductivity (Ks) at 0 - 5 cm depth, for the soils under native forest and *Eucalyptus globulus* plantation. Bars indicating ± 1 standard deviation (n = 10).

($P < 0,05$) en el suelo del bosque nativo con respecto a la plantación de *E. globulus*, bajo ambas tensiones mátricas presente en el suelo (figura 4). A medida que el suelo sufrió un proceso de deshidratación, los valores de K_a aumentaron. El índice de continuidad de poros resultó mayor ($P < 0,05$) en el suelo bajo bosque nativo ($0,08 \mu m^2$) que en la plantación de *E. globulus* ($0,05 \mu m^2$), lo que corrobora los valores de K_a observados.

En general, el índice de repelencia al agua (R) mostró un comportamiento repelente al agua ($R > 1,95$) para ambos suelos. A pesar de que el valor de R fue superior en los valores intermedios de las tensiones mátricas bajo bosque nativo, no fue posible definir una tendencia que permita clarificar el comportamiento de R. Esto fue corroborado por los ángulos de contacto de los suelos (cerca de 90°),

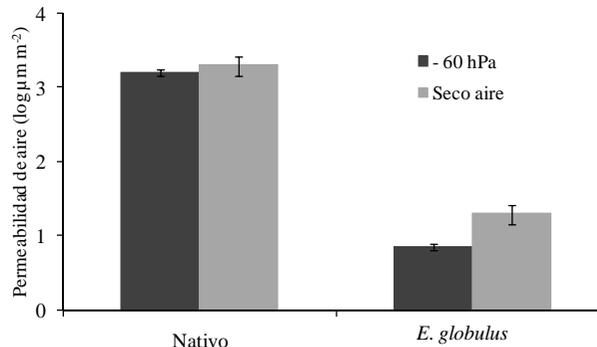


Figura 4. Permeabilidad de aire (K_a) en función de la tensión mátrica, para los suelos bajo bosque nativo y plantación de *Eucalyptus globulus*. Las barras indican ± 1 error estándar (n = 10).

Air permeability (K_a) for different soil matric tension, for the soils under native forest and *Eucalyptus globulus* plantation. Bars indicating ± 1 standard deviation (n = 10).

que indicaron un cierto comportamiento hidrofóbico de ambos suelos, no presentando diferencias significativas (datos no mostrados).

Transporte de sedimentos en suspensión y de fondo.

La concentración de sedimentos en suspensión mostró grandes variaciones durante los meses de otoño-invierno (figura 5A). Durante el período septiembre 2008-junio 2009, la concentración de sedimentos en suspensión fue mayor en el caudal de la microcuencas con plantación de *E. globulus*, con un valor máximo de $63,5 \text{ mg L}^{-1}$ en el mes de mayo (figura 5A). Desde el mes de julio 2009, las concentraciones fueron mayores en el caudal de la microcuencas con bosque nativo, con un valor máximo de $78,0 \text{ mg L}^{-1}$ en el mes de agosto (figura 5A). Las concentraciones de sedimentos en suspensión estuvieron relacionadas con la escorrentía, tanto para el bosque nativo como para la plantación (figuras 6A y 6B).

Las tasas de exportación de sedimentos en suspensión mostraron variaciones importantes a través del año (figura 5B). Las tasas máximas fueron de $87,1 \text{ kg ha}^{-1}$ en bosque nativo y de $98,4 \text{ kg ha}^{-1}$ en *E. globulus*, durante los meses de agosto y mayo, respectivamente. En contraste, las tasas mínimas fueron de $1,1$ y $3,7 \text{ kg ha}^{-1}$, en diciembre y abril, para las microcuencas con bosque nativo y *E. globulus*, respectivamente. La tasa anual de exportación de sedimentos en suspensión fue de 305 y $368 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en las microcuencas con bosque nativo y *E. globulus*, respectivamente. La tasa anual de sedimentos de fondo fue de $2,7$ y $7,7 \text{ kg año}^{-1}$ para las microcuencas con bosque nativo y plantación de *E. globulus*, respectivamente. En la microcuencas con plantación de *E. globulus*, las tasas mensuales de sedimentos de fondo fluctuaron entre $2,3 \text{ kg}$ en el mes de septiembre y $0,1 \text{ kg}$ en enero (figura 7). En la microcuencas con bosque nativo estas tasas mensuales fueron menores y fluctuaron entre $0,5 \text{ kg}$ en el mes de septiembre y $0,05 \text{ kg}$ en enero (figura 7).

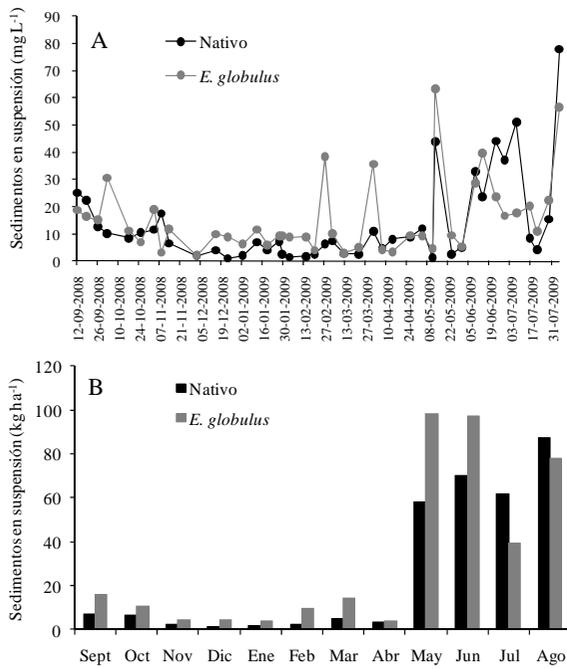


Figura 5. Concentraciones semanales (A) y tasas mensuales de exportación de sedimentos en suspensión (B) en las microcuencas con bosque nativo y plantación de *Eucalyptus globulus*.
 Monthly concentrations (A) and suspended sediment yield (B) in the native forest and *Eucalyptus globulus* plantation catchments.

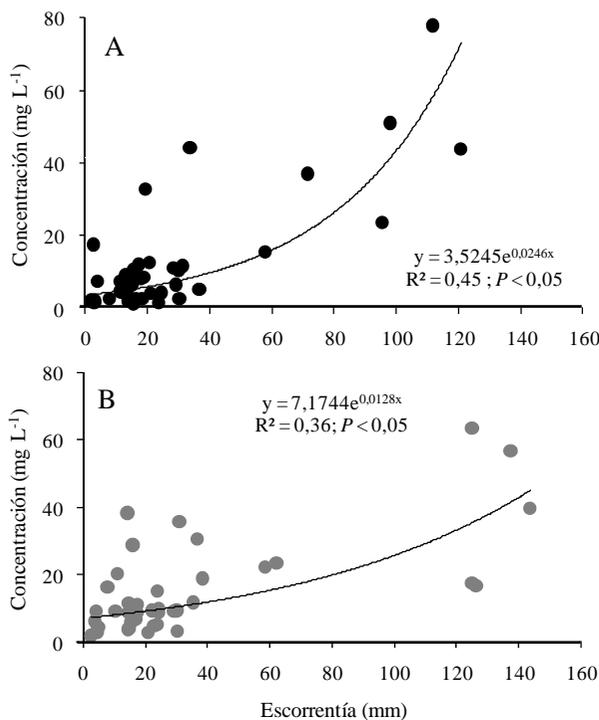


Figura 6. Concentraciones de sedimentos en suspensión en función de la escorrentía para las microcuencas con bosque nativo (A) y plantación de *Eucalyptus globulus* (B).
 Relationships between suspended sediment concentrations and the streamflow for the native forest (A) and *Eucalyptus globulus* plantation (B) catchments.

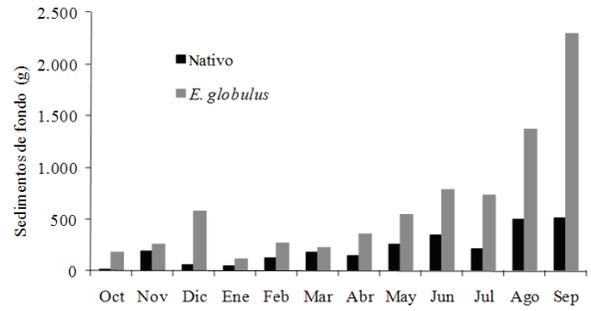


Figura 7. Tasas mensuales de exportación de sedimentos de fondo (g mes^{-1}) en las microcuencas con bosque nativo y plantación de *Eucalyptus globulus*.
 Monthly rates of bed load sediments (g month^{-1}) in the native forest and *Eucalyptus globulus* plantation catchments.

Escorrentía superficial. El comportamiento de la escorrentía superficial se representa mediante el análisis de la respuesta hidrológica para algunos eventos de precipitación durante invierno (figura 8A) y verano (figura 8B). Durante el 14 de mayo de 2009 ocurrió un evento de lluvia con una intensidad máxima de $16,1 \text{ mm h}^{-1}$, lo cual generó caudales máximos instantáneos de $11,8$ y $10,3 \text{ L s}^{-1}$ en las microcuencas de bosque nativo y *E. globulus*, respectivamente (figura 8A). Los dos máximos de caudal fueron alcanzados simultáneamente. Sin embargo, la respuesta hidrológica fue levemente más rápida en la cuenca con bosque nativo, especialmente durante el inicio de la lluvia ocurrida 19 horas antes del máximo de caudal. Las dos curvas de recesión fueron similares, tanto en magnitud como en pendiente, y después de 60 h, aproximadamente, volvieron al nivel base. El día 19 de mayo, frente a un segundo evento de precipitación que tuvo una intensidad máxima de $7,8 \text{ mm h}^{-1}$, se generaron caudales máximos instantáneos de $8,6$ y $7,2 \text{ L s}^{-1}$ en el bosque nativo y *E. globulus*, respectivamente (figura 8A). La respuesta hidrológica fue también más rápida en la microcuenca de bosque nativo.

Durante el 27 de marzo de 2009 ocurrió un evento de lluvia con una intensidad máxima de $8,5 \text{ mm h}^{-1}$, lo cual generó caudales máximos instantáneos de $2,5$ y $6,7 \text{ L s}^{-1}$ en las microcuencas de bosque nativo y *E. globulus*, respectivamente (figura 8B). La escorrentía superficial se inició aproximadamente dos horas después de iniciada la lluvia, en ambas microcuencas. Dos días después, hubo un segundo evento de lluvia con una intensidad máxima de $2,8 \text{ mm h}^{-1}$, el cual generó caudales máximos instantáneos de $4,5$ y $1,7 \text{ L s}^{-1}$ en *E. globulus* y bosque nativo, respectivamente.

DISCUSIÓN

Variaciones estructurales ocasionadas por el cambio de uso del suelo pueden ser determinadas a partir de parámetros como la permeabilidad de aire (K_a). Ball *et al.* (1988) y Dörner *et al.* (2009) han utilizado este

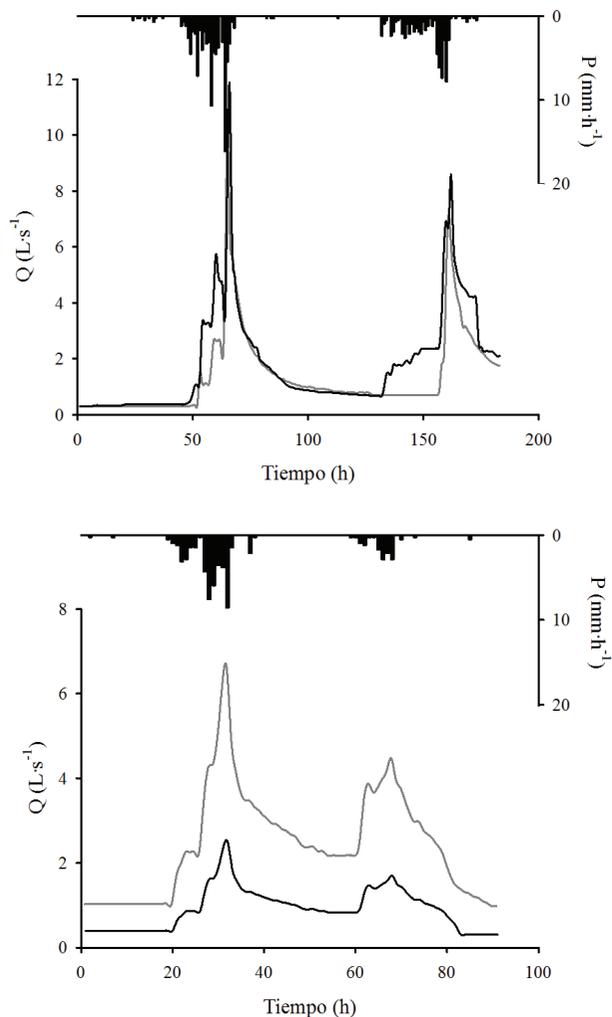


Figura 8. Variaciones de la escorrentía superficial (Q , $L s^{-1}$) para eventos seleccionados de precipitación (P , $mm h^{-1}$) ocurridos durante invierno (A) y verano (B). Línea negra = bosque nativo, línea gris = plantación de *Eucalyptus globulus*.

Streamflow variations (Q , $L s^{-1}$) for selected events of rainfall (P , $mm h^{-1}$) during winter (A) and summertime (B). Black line = native forest, grey line = *Eucalyptus globulus* plantation.

parámetro para evaluar el efecto del cambio de uso de suelo. Dörner *et al.* (2009) señalan que en suelos derivados de cenizas volcánicas (serie Pelchuquín, Typic Fulvudand), la permeabilidad de aire tiende a disminuir conforme el uso del suelo se vuelve más intensivo (bosque > pradera 50 años > pradera 1 año). En el presente estudio, el comportamiento de la permeabilidad de aire se debe principalmente al efecto generado por el pisoteo animal y las prácticas de labrado realizadas en el suelo. Otro factor importante es el mayor porcentaje de arcilla en el horizonte superior que tiene el suelo de la plantación de *E. globulus* (cuadro 1), que determina un menor valor de permeabilidad de aire comparado con el suelo bajo bosque nativo.

La capacidad de transmisión de un fluido se encuentra determinada por la continuidad e interconexión del sistema poroso, parámetros que pueden ser inferidos a partir del índice de continuidad de poros (K_c). Altos valores de continuidad de poros indican que el medio poroso presenta una alta capacidad de transmisión de fluidos, debido a una gran continuidad y una baja tortuosidad entre los poros (Dörner y Dec 2007). En el presente estudio se encontraron diferencias significativas entre ambos usos de suelo, lo que corrobora los resultados encontrados en permeabilidad de aire. De ello es posible inferir que, cuando se produce un cambio de uso de suelo, las propiedades físicas (estructura del suelo) cambian, lo que trae como consecuencia variaciones en la funcionalidad del sistema poroso y por ende en la capacidad de transmisión de un fluido (Germer *et al.* 2010). Los niveles de conductividad hidráulica (K_s) bajo bosque nativo fueron significativamente mayores a los encontrados bajo de *E. globulus* (figura 3), indicando una mayor capacidad de conducción de agua por parte del suelo bajo bosque nativo. Ellies *et al.* (1997) señalan que la conductividad hidráulica es un parámetro que permite determinar la funcionalidad del sistema poroso. Por otra parte, Dörner y Horn (2006) señalan que cambios en la porosidad total, en la distribución del sistema poroso y en la estructura del suelo afectan la capacidad de conducir agua. Los resultados demuestran que la funcionalidad del suelo, desde el punto de vista hídrico, se relaciona con la porosidad gruesa. Sin embargo, tal como lo describen Dörner y Dec (2007), más importante que el volumen de poros que se presenta en el suelo, es la capacidad que tienen para transmitir un fluido, lo que se encuentra en íntima relación con la continuidad e interconexión del sistema poroso.

El índice de repelencia al agua (hidrofobia) es un parámetro que se determina a partir de la sortividad. Este método permite determinar la tasa de humectación en las muestras de suelo, es decir, cuánta agua o etanol ingresa al interior de los agregados de suelo en función del tiempo. Es por ello que este parámetro se encuentra en directa relación con la porosidad del suelo, tal como lo describen Lipiec *et al.* (2006). En el presente estudio no se encontraron diferencias significativas en la hidrofobia de ambos suelos, probablemente debido al hecho de que no hay diferencias en el porcentaje de porosidad de los suelos (cuadro 1). Por otro lado, diversos estudios (Tillman *et al.* 1989, Coelho *et al.* 2005, Miyata *et al.* 2010) señalan que el comportamiento repelente del suelo aumenta cuando el suelo sufre un proceso de secado, reflejándose en un impedimento del paso de agua hacia el interior de los agregados de suelo. Este comportamiento se ve reflejado claramente en las tasas de infiltración bajo cobertura de *E. globulus*, que son menores durante el mes más seco (marzo) y luego aumentan ligeramente hacia los meses húmedos (julio-agosto) (figura 2), debido probablemente a una disminución en la repelencia al agua. El fenómeno de repelencia al agua en suelos forestales ha sido

ampliamente documentado en climas mediterráneos con sequía de verano, afectando los procesos de escorrentía y la respuesta hidrológica en plantaciones con especies de los géneros *Eucalyptus* y *Pinus* (Ferreira *et al.* 2000, Coelho *et al.* 2005, Mayor *et al.* 2009, Miyata *et al.* 2010).

Las tasas de infiltración determinadas en este estudio se encuentran dentro de los valores documentados por Oyarzún (1995) en sitios de la Cordillera de la Costa en el centro-sur de Chile (37° 45' S). Tasas de infiltración mayor que 200 mm h⁻¹ son comunes en suelos con cobertura de bosque nativo, las cuales están relacionadas con una baja densidad aparente, alto contenido de materia orgánica y alta porosidad del suelo. Por el contrario, tasas de infiltración menores que 10 mm h⁻¹ corresponden a suelos compactados que han sido sometidos a pastoreo y actividades agrícolas. Estos valores fueron observados en la cuenca con *E. globulus*, lo que indicaría un momento de transición en el uso de suelo desde pradera hacia plantación, cuestión que es consistente con lo encontrado por otros estudios (Coelho *et al.* 2005, Germer *et al.* 2010). Miyata *et al.* (2010) también documentan que las tasas de infiltración tienden a ser menores en condiciones antecedentes de suelo seco y que este comportamiento puede estar influenciado por la repelencia al agua del suelo, que es mayor en condiciones severas de sequía de verano.

En el presente estudio, la exportación de sedimentos en suspensión y de fondo fue mayor en la microcuenca con plantación de *E. globulus* con respecto a la de bosque nativo, como consecuencia de las mayores concentraciones de sedimentos en suspensión, especialmente en los meses de invierno. Sin embargo, desde el mes de junio de 2009 las concentraciones de sedimentos en suspensión fueron mayores en la microcuenca con bosque nativo, probablemente debido al uso de un camino que atraviesa la cuenca y drena hacia el curso de agua (observación personal). Las partículas más pequeñas (< 2 µm) son capaces de ser transportadas más lejos, lo que ha sido reportado por diversos autores (Pearce *et al.* 1998, Gomi *et al.* 2005, Woldie *et al.* 2009). 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 (Gomi *et al.* 2005, Karwan *et al.* 2007). 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 *E. globulus* (figura 7), son las más importantes debido a que contribuyen a la colmatación de los cauces con la consiguiente perturbación sobre los organismos que habitan en ellos.

Las concentraciones promedio anual de sedimentos

en suspensión en ambas microcuencas, de 13,6 y 15,6 mg L⁻¹ para el bosque nativo y *E. globulus*, respectivamente, son inferiores al valor de 71 mg L⁻¹ reportado para una microcuenca parcialmente forestada con cobertura de bosque nativo, plantación de *P. radiata* y pradera cercana a Valdivia (Iroumé 1990). Las tasas de sedimentos exportados por la microcuenca con plantación de bosque nativo (305 kg ha⁻¹ año⁻¹) y *E. globulus* (368 kg ha⁻¹ año⁻¹) también son menores a los estimados por el mismo autor (900 kg ha⁻¹ año⁻¹). Se debe considerar que las tasas de 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) estableció variaciones entre 26 y 903 kg ha⁻¹ año⁻¹ en las tasas de transporte de sedimentos en una cuenca forestada, dependiendo de los montos de precipitación y escorrentía. En pequeñas cuencas forestales no alteradas con basamento de rocas metamórficas en la costa Pacífico Noroeste de Estados Unidos, se reportan valores entre 10 y 50 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Gomi *et al.* 2005).

La respuesta hidrológica entre el bosque nativo y la plantación de *E. globulus* fue distinta, dependiendo de la época del año. Al final del período seco (marzo-abril), los máximos de escorrentía son marcadamente mayores en la plantación de *E. globulus* (figura 8B) probablemente debido a que durante el verano, con menor contenido de agua en el suelo, la cuenca con *E. globulus* presenta baja interceptación por parte del dosel de la plantación (aun no existe cierre de copas) y por la condición de pradera que aún persiste, lo que genera una menor tasa de infiltración en el suelo (explicado por las características físicas del suelo y los valores de Ks y Ka). Durante el invierno, la respuesta hidrológica en ambas cuencas tiende a ser similar, lo que se puede explicar, en gran medida, por el alto contenido de agua en el suelo que tienen estas cuencas, producto de las constantes precipitaciones y bajas temperaturas del área de estudio, que minimizan la evaporación desde el suelo y la transpiración de las plantas. Además se observa un aumento en las tasas de infiltración del suelo bajo plantación y una disminución en el suelo del bosque nativo.

El uso histórico del suelo, especialmente en el caso de la plantación de *E. globulus*, que actualmente todavía refleja las condiciones de transición de pradera a plantación, permite explicar las diferencias en las propiedades hidrológicas del suelo con respecto al bosque nativo. Probablemente, el efecto residual de la pradera sometida a pastoreo, que se traduce especialmente en bajas tasas de infiltración y una cierta tendencia a la hidrofobia en la estación seca, persistirá todavía por algunos años hasta estabilizarse en la nueva condición de plantación. Este cambio de uso de pradera a plantación debería tener un efecto marcado sobre los caudales en el corto plazo, ya que, a medida que la plantación se desarrolle, disminuirán las reservas de agua del suelo y aumentará la evapotranspiración, como ha sido señalado por Oyarzún

y Huber (1999), para plantaciones jóvenes de *E. globulus* en el sur de Chile. Los sedimentos en suspensión también debieran tender a disminuir mientras la plantación esté en desarrollo, y la intercepción debería aumentar debido al paulatino cierre de las copas de los árboles.

CONCLUSIONES

Las diferencias en el comportamiento de las propiedades hidrológicas de los suelos (tasa de infiltración, conductividad hidráulica saturada, permeabilidad de aire e índice de continuidad de poros) del bosque nativo y plantación de *E. globulus* están determinadas por el uso histórico. Estas características permiten explicar, en parte, las mayores concentraciones y cargas de sedimentos en suspensión y de fondo aportadas por la microcuenca con plantación, en comparación con la microcuenca cubierta con bosque nativo. Las tasas de transporte de sedimentos en suspensión fueron mayores a las reportadas para pequeñas cuencas forestales no alteradas con sustrato rocoso metamórfico en Norteamérica, y similares a los rangos reportados para microcuencas parcialmente forestadas en el sur de Chile. Conocer las propiedades hidrológicas de los suelos y cuantificar las tasas de transporte de sedimentos en pequeñas cuencas provee de valiosa información para implementar prácticas de manejo con el objetivo de mejorar la calidad del agua para las poblaciones locales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos FONDECYT 1090345 y DID-UACH S-2008-15. Agradecemos al Sr. Armin Alba y a la Sucesión Barrientos, propietarios de las microcuencas, por permitirnos trabajar en sus predios. Se agradece también a Rodrigo Bravo por su contribución y ayuda prestada en terreno y laboratorio.

REFERENCIAS

- Armesto J, D Manuscovich, A Mora, C Smith-Ramírez, R Rozzi, A Abarzúa y P Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: a historical framework for land covers change in southwestern South America in the past 15.000 years. *Land Use Policy* 27: 148-160.
- Ball B, M O'Sullivan, R Hunter. 1988. Gas diffusion, fluid flow and derived pore continuity indices in relation to vehicle traffic and tillage. *European Journal of Soil Science* 39: 327-339.
- Brown A, L Zhang, T McMahon, A Western, R 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.
- Buczko U, O Bens, H Fischer, R Huttl. 2002. Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in northeast Germany. *Geoderma* 109: 1-18.
- Cerda A. 1998. The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrological Processes* 12: 661-671.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales, CL). 2003. Descripciones de Suelos y Materiales y Símbolos. Estudio Agrológico de la X Región. Santiago, Chile. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). 412 p. (Publicación 123).
- Coelho C, A Laouina, K Regaya, A Ferreira, T Carvalho, M Chaker, R Naafa, R Naciri, A Boulet, J Keizer. 2005. The impact of soil water repellency on soil hydrological and erosional processes under *Eucalyptus* and evergreen *Quercus* forests in the Western Mediterranean. *Australian Journal of Soil Research* 43: 309-318.
- Contreras S, A Solé. 2003. Hidrofobia en suelos mediterráneos semiáridos: implicaciones hidrológicas para una pequeña cuenca experimental en el SE Ibérico. *Revista Cuaternario y Geomorfología*: 29-46.
- De Bano LF. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *Journal of Hydrology* 231-232: 4-32.
- Di Castri F, E Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universidad Católica de Chile. 128 p.
- Doerr SH, RA Shakesby, RPD Walsh. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Review* 51: 33-65.
- Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal y Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 70 p. (Documento de Trabajo N° 38).
- Dörner J, D Dec. 2007. La permeabilidad del aire y conductividad hidráulica saturada como herramienta para la caracterización funcional de los poros del suelo. *Revista del Suelo y Nutrición Vegetal* 7(2):1-13.
- Dörner J, R Horn. 2006. Anisotropy of pore functions in structured Stagnic Luvisols in the Weichselian moraine region in N Germany. *Journal Plant Nutrition Soil Science (USA)* 169: 213-220.
- Dörner J, V Schroe, D Dec, R Horn. 2009. Effect of Land Use on Physical Properties of a Volcanic Soil in South Chile. In ISTRO 18th Triennial Conference Proceedings, Izmir – Turkey. p. 1-6.
- 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, 481-494.
- Ellies A, R Grez, C Ramirez. 1997. La conductividad hidráulica en fase saturada como herramienta para el diagnóstico de la estructura del suelo. *Agrosur* 25 (1): 51-56.
- Fahey B, R Jackson. 1997. Hydrological impacts of converting native forest and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology* 84: 69-82.
- 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.
- Germer S, C Neill, A Krusche, H Elsenbeer. 2010. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: undisturbed forest to pasture. *Journal of Hydrology* 380: 473-480.
- Gerke H, E Hangen, W Schaaf, R Huttl. 2001. Spatial variability of potential water repellency in a lignitic mine soil

- afforested with *Pinus nigra*. *Geoderma* 102: 255–274.
- Gomi T, R Moore, M Hassan. 2005. Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest. *Journal of American Water Resources Association* 41(4): 877-898.
- Halfmann D. 2005. Management system effects on water infiltration and soil physical properties. Thesis Master of Science. Lubbock, USA. Texas Tech University. 119 p.
- Hassan M, M Church, T Lisle, F Brardinoni, L Benda, G Grant. 2005. Sediment transport and channel morphology of small forested streams. *Journal of the American Water Resources Association* 41: 853–876.
- Huber A, A Iroumé, J Bathurst. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22: 142-148.
- Iroumé A. 1990. Assessment of runoff and suspended sediment yield in a partially forested catchment in southern Chile. *Water Resources Research* 26: 2637-2642.
- Iroumé A. 1992. Precipitación, escorrentía y producción de sedimentos en suspensión en una cuenca cercana a Valdivia, Chile. *Bosque* 13: 15-23.
- Karwan D, J Gravelle y J Hubbart. 2007. Effects of timber harvest on suspended sediment loads in Mica Creek, Idaho. *Forest Science* 53(2): 181-188.
- Lal R, MK Shukla. 2004. Principles of soil physics. New York, USA. Marcel Dekker. 716 p
- Lara A, C Donoso, JC Aravena. 1996. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. In Armesto J, C Villagrán, M Arroyo eds. Ecología de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 335-361.
- Lara A, C Little, R Urrutia, J McPhee, C Alvarez-Garretón, 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: 415-424.
- Lee R. 1980. Forest hydrology. New York, USA. Columbia University Press
- Lipiec J, J Kus, A Nosalewicz, M Turski. 2006. Tillage systems effects on stability and sorptivity of soils aggregates. *Int. Agrophysics* 20: 189-193.
- Little C, A Lara, J McPhee, R Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374: 162-170.
- Mayor A, S Bautista y J Bellot. 2009. Factors and interactions controlling infiltration, runoff, and soil loss at the microscale in a patchy Mediterranean semiarid landscape. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1702–1711.
- Miyata S, K Kosugi, y Nishi, T Gomi, R Sidle, T Mizuyama. 2010. Spatial pattern of infiltration rate and its effect on hydrological processes in a small headwater catchment. *Hydrological Processes* DOI: 10.1002/hyp 7549 (published online).
- Moral FJ, JV Giraldez, AM Laguna. 2002. La hidrofobia en los suelos arenosos del Parque Natural de Doñana: caracterización y distribución. *Ingeniería del Agua* 9 (1): 37-50.
- Mwendera, E. 1994. Effect on the water yield of the Luchelemu catchment in Malawi of replacing indigenous grasses with timber plantations. *Forest Ecology and Management* 65 (2-3): 75-80.
- Oyarzún CE. 1995. Land use, hydrologic properties, and soil erodibilities in the Bío Bío river basin, central Chile. *Mountain Research and Development* 15 (4): 331-338.
- Oyarzún CE, 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 and Soil Pollution* 179: 341-350.
- Oyarzún CE, A Huber. 1999. Water balance in young plantations of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* in southern Chile. *Terra* 17: 35-44.
- Oyarzún CE, AW Huber, R Peñaloza, R Sanzana. 1997. Evaluación de la erosión del suelo mediante parcelas experimentales en suelos volcánicos del sur de Chile. In Zebrowski C, P Quantin, G Trujillo eds. Suelos Volcánicos Endurecidos. Quito, Ecuador. p. 406-411.
- Pearce RA, MJ Trlica, WC Leininger, DE Mergen, G Frasier. 1998. Sediment movement through riparian vegetation under simulated rainfall and overland flow. *Journal of Range Management* 51: 301-308.
- Putuhena W, I Cordery. 2000. Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to *Pinus radiata*. *Agricultural and Forest Meteorology* 100: 59-72.
- Scott D. 2000. Soil wettability in forested catchments in South Africa as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology* 231–232: 87–104.
- Shakesby RA, SH Doerr, RPD Walsh. 2000. The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology* 231-232: 178-191.
- Terlien, M. 1998. The determination of statistical and deterministic hydrological landslide-triggering thresholds. *Environmental Geology* 35(273): 124-130.
- Tillman R, D Scotter, M Wallis. 1989. Water-repellency and its measurement by using intrinsic sorptivity. *Australian Journal Soil Research* 27: 37-44.
- Turnbull L, J Wainwright, R Brazier. 2010. Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes* 24: 393–414.
- Wahl N, O Bens, B Schafer, R Huttl. 2003. Impact of changes in land-use management on soil hydraulic properties: hydraulic conductivity, water repellency and water retention. *Physics and Chemistry of the Earth* 28: 1377–1387.
- Ward AD, SW Trimble. 2004. Environmental Hydrology. London, UK. Lewis Publishers CRC Press Company. 472 p.
- Woldie D, R Sidle y T Gomi. 2009. Impact of road-generated storm runoff on a small catchment response. *Hydrological Processes* 23: 3631–3638.

Recibido: 15.04.10
Aceptado: 13.09.10