

# Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región)

Nutrient export from watersheds with different land uses in southern Chile (Lake Rupanco, X Region)

CARLOS E. OYARZUN<sup>1,3</sup>, HUGO CAMPOS<sup>2</sup> y ANTON HUBER<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Geociencias, <sup>2</sup>Instituto de Zoología, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile  
E-mail: coyarzun@valdivia.uca.uach.cl

## RESUMEN

Se estudiaron los efectos del uso del suelo sobre las concentraciones y exportación de nitrógeno y fósforo en seis microcuencas situadas dentro del sistema de drenaje del lago Rupanco (X Región, Chile). Dos microcuencas tienen coberturas de bosque nativo y cuatro cuencas están caracterizadas principalmente por praderas ganaderas, agricultura limitada y praderas con matorrales-renovales. La exportación anual de N-total en las microcuencas con bosque nativo y praderas con matorrales fue de 676 y 805 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, significativamente diferentes que las cargas exportadas por las microcuencas con praderas ganaderas de 1 510 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> y praderas ganaderas con agricultura limitada de 1 135 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>. Las concentraciones y el transporte de NO<sub>3</sub>-N representaron los valores mayores de todas las formas de nitrógeno, especialmente en las cuencas con actividades agrícolas. La exportación anual de P-total en las microcuencas con bosque nativo, praderas con matorrales y praderas con agricultura limitada fue de 65, 66 y 94 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente, significativamente diferentes que las cuencas con praderas ganaderas de 118 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>. Los datos muestran la importancia del transporte de nitrógeno y fósforo asociados a los sedimentos en suspensión, ya que la mayor parte de estos nutrientes fueron exportados por esta vía, especialmente en las microcuencas con uso de praderas ganaderas y praderas con agricultura limitada.

**Palabras clave:** Uso del suelo, fósforo, nitrógeno, microcuencas, contaminación difusa.

## ABSTRACT

The effects of the land use on concentration and export of nitrogen and phosphorus were studied during a 12-month period, in six watersheds located within the drainage system of the Rupanco lake (X Region, Chile). Two watersheds are characterized by native forests and four watersheds are characterized mainly by livestock pastures, limited agriculture and wood-shrubs pasture. The annual export of total-N in native forests and wood-shrubs pasture watersheds were 676 and 805 mg m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>, significantly different than the loads exported by livestock pasture watershed with 1 510 mg m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> and livestock pasture with limited agriculture with 1 135 mg m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. Concentrations and transport of NO<sub>3</sub>-N represented the greatest values of all forms of nitrogen, especially in the watersheds with agricultural activities. The annual export of total-P in the native forest, wood-shrubs pasture and pastures with limited agriculture were 65, 66 and 94 mg m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>, respectively, significantly different than the livestock pasture watersheds with 118 mg m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>. The data show the importance of the transport of nitrogen and phosphorus associated to the suspension sediments, since most of these nutrients were exported via particulate form, especially in the livestock pastures and pasture-limited agriculture watersheds.

**Key words:** Land use, phosphorus, nitrogen, watersheds, non-point pollution.

## INTRODUCCION

El flujo de agua y nutrientes a través de los bosques es considerado esencial para la mantención de los ecosistemas naturales (Likens & Bormann 1995), ya que ellos son

reguladores del equilibrio existente en las concentraciones de nutrientes en los cauces que drenan las cuencas hidrográficas. Si bien los cambios naturales en los ecosistemas tales como los eventos catastróficos, pueden hacer variar estas condiciones de

equilibrio, no hay duda de que los mayores cambios tienen como causa a las actividades antrópicas. Los cambios de uso del suelo, tales como las actividades agrícolas, se traducen habitualmente en una alteración de las concentraciones de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, en los cauces de agua.

El alto transporte de compuestos nitrogenados, principalmente nitrato, es típico para cauces de agua que drenan áreas con agricultura intensiva, debido al uso extensivo de fertilizantes. Concentraciones sobre  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato-N son comunes en tales cauces de agua y este transporte es a menudo favorecido por las canalizaciones y el raleo de la vegetación (Jansson et al. 1994). La remoción de la vegetación habitualmente provoca un incremento en las tasas de sedimentos en suspensión, nitrógeno y fósforo total en el escurrimiento superficial, particularmente en áreas intensivamente cultivadas o dedicadas al pastoreo (Heathwaite et al. 1990). El proceso de eutrofización de los cuerpos de agua semicerrados (lagos, bahías) es una consecuencia de los flujos relativamente altos de estos nutrientes.

La evaluación de las cargas de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, desde diferentes fuentes hacia los cursos de agua tiene una gran importancia para la implementación de medidas de control que prevengan y eviten los procesos de eutrofización (Vighi et al. 1991). Sin embargo, la determinación de cargas desde fuentes difusas son las más difíciles de evaluar, ya que están afectadas por numerosos factores variables en el espacio y en el tiempo. En general, la exportación de nutrientes desde ecosistemas boscosos no alterados depende de la magnitud de las precipitaciones, escorrentía superficial, sustrato geológico, tipo de vegetación y proximidad a fuentes antrópicas (Likens & Bormann 1995).

En muchos países del Hemisferio Norte la agricultura ha llegado a ser la fuente de contaminación difusa más importante, ya que elevados niveles de sedimentos, nutrientes y pesticidas están ingresando a los cauces de agua y lagos (Vought et al. 1994). Los incrementos de nitrógeno, espe-

cialmente nitrato, son causados principalmente por depositación atmosférica y por lavado desde los campos agrícolas. Diversos autores han reportado que las cargas de nitrógeno y fósforo exportados desde cuencas hidrográficas son significativamente afectadas por el uso del suelo (Dillon & Kirchner 1975, Kronvang et al. 1993, Arheimer & Wittgren 1994, Dorioz & Ferhi 1994, Jansson et al. 1994).

En Chile se han estudiado las cargas de nitrógeno y fósforo que provienen de las pisciculturas y balsas jaulas en algunos lagos del sur de Chile (Campos 1990, 1991, 1992). En el caso del lago Rupanco se han entregado antecedentes sobre parámetros morfométricos, físicos y químicos y sobre su ecosistema (Campos 1984, Campos et al. 1992, Donoso & Phinney 1988). El uso del suelo de la cuenca del lago Rupanco ha sido alterado por las actividades humanas, cambiando las coberturas del bosque nativo en un 21% para usos predominantemente agrícolas (Campos 1995). En los lagos del sur de Chile no existe información acerca de la exportación de nutrientes desde cuencas con bosque nativo.

Solamente se han medido concentraciones de nutrientes en pequeños esteros de la Cordillera de Piuché, en la isla de Chiloé (Hedin & Campos 1991, Hedin et al. 1995). Se ha hipotetizado (Soto & Campos 1995) que el tipo de bosque que rodea a los lagos araucanos favorecería la resistencia de estos lagos a la adición de nutrientes, debido a que las especies latifoliadas serían muy eficientes en su retención y, por lo tanto, ello contribuiría a retardar el proceso de eutrofización. En el presente trabajo se postula que la exportación de los nutrientes del bosque nativo mantienen el estado oligotrófico de estos lagos. Si este postulado se confirma, significaría que los cambios de uso del suelo debido a las actividades agrícola-forestales producen un aumento del ingreso de nutrientes al lago con respecto al bosque nativo. Por lo tanto, los objetivos de este estudio fueron evaluar el impacto del uso del suelo sobre las concentraciones y transporte de nitrógeno y fósforo, en seis microcuencas localizadas dentro de la cuenca del lago Rupanco.

## MATERIAL Y METODOS

*Area de estudio*

Las microcuencas investigadas en este estudio están localizadas entre los  $40^{\circ}45'$ - $41^{\circ}00'$  S y  $72^{\circ}25'$ - $72^{\circ}45'$  O, y pertenecen al sistema de drenaje de la cuenca del lago Rupanco

(Fig. 1). Las seis microcuencas están situadas entre los 1 110 y 145 m.s.n.m. De acuerdo con sus características físicas y químicas, este lago es oligotrófico monomítico temperado, presentando un período de circulación en invierno, aproximadamente a los  $10^{\circ}\text{C}$  y un período de estratificación en verano. Con alta transparencia (20 m, disco

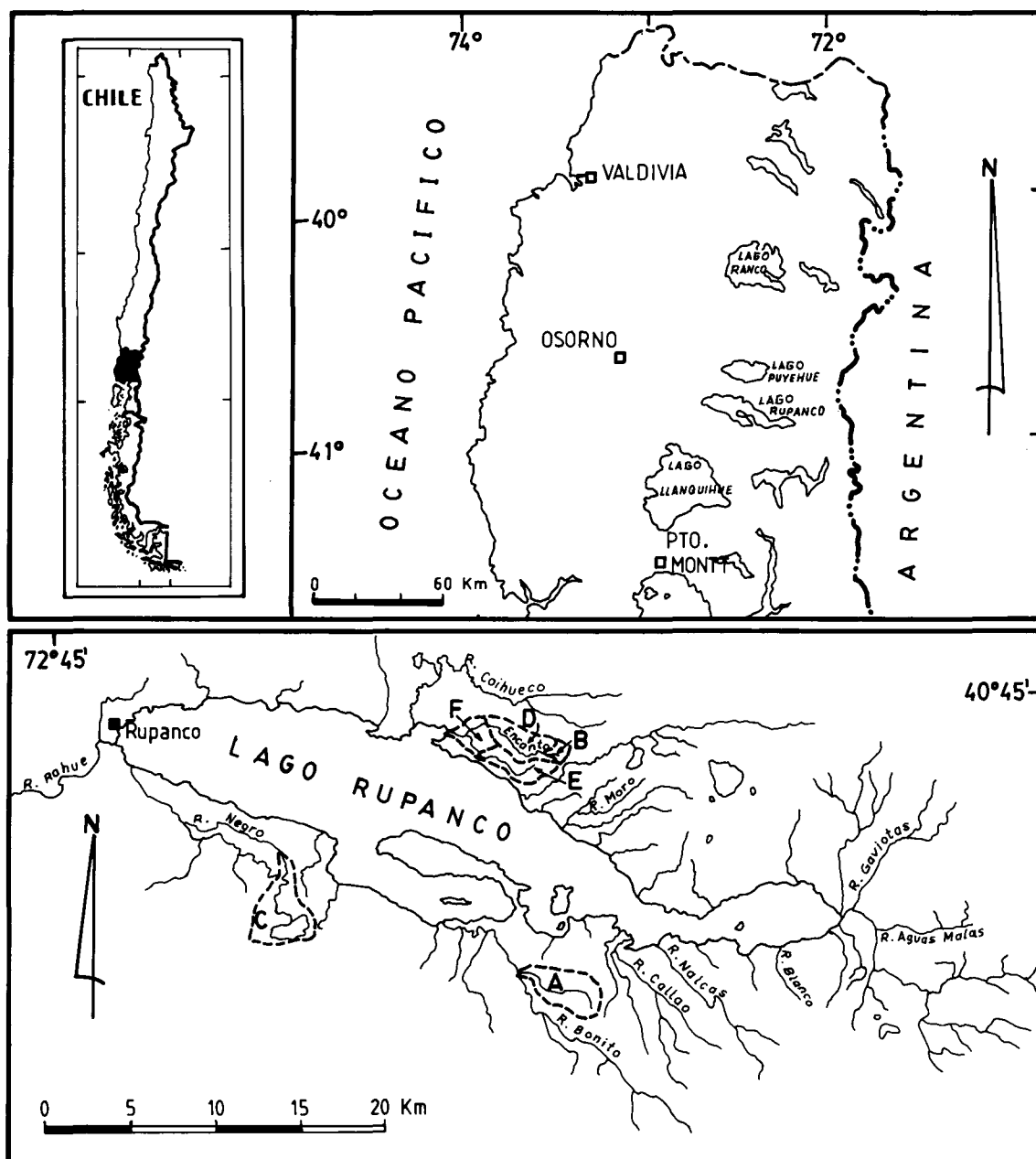


Fig. 1: Localización de las microcuencas experimentales, lago Rupanco (X Región, Chile).

Location of experimental watersheds, Rupanco lake (X Region, Chile).

Secchi), pobre en nutrientes y un tiempo teórico de renovación de sus aguas de 12 años (Campos et al. 1992).

El área de estudio posee un clima templado lluvioso (Cfb según nomenclatura de Koeppen), con una precipitación promedio anual de alrededor de 3 000 mm. La temperatura promedio anual es de 11,0°C. Durante el período de estudio (abril 1994-marzo 1995), las precipitaciones variaron entre 3 325 mm en las cuencas de montaña y 2 480 mm en las zonas planas, de los cuales el 50,4% ocurrieron durante el período mayo-julio y solamente el 11,0% entre diciembre-febrero. El sustrato geológico corresponde a rocas volcánicas en las cuencas de montaña y sedimentos glaciales y fluvio-glaciales en las zonas planas (SERNA-GEOMIN 1982). Los materiales volcánicos piroclásticos de la zona de Entrelagos (Pleistoceno-Holoceno), junto a los depósitos fluvio-glaciales frescos de la penúltima glaciación, subyacen a un depósito lahárico de 70 000 años (Moreno & Varela 1985). Las cenizas superiores con fracciones de lapilli y bloques angulares han sido datados con una edad de  $1\ 8700 \pm 900$  años.

En general, los suelos de las cuencas en estudio son derivados de cenizas volcánicas denominados Trumaos, de edad Holocénica o post-Würm (Besoain 1985). Los suelos de la microcuenca A-estero Frutillar (Fig. 1), pertenecen a la serie Ralún (Mesic, Umbric Vitrandept), cuyo material parental es de cenizas y arenas volcánicas recientes (Mella & Kühne 1985). Es un suelo muy estratificado con estratas de arena, escoria y de pumicita, donde el horizonte superior es de color negro con textura franco arenosa y en profundidad es de color pardo oscuro con textura franco limosa. Las estratas de pómez son de color amarillento y pardo con gravas de granito y andesita. Los suelos de las microcuencas C-estero Negro, D-estero Encanto 1, E-estero Trafún y F-estero Encanto 2 (Fig. 1) pertenecen a la serie Puerto Fonck (Ashy, Isomesic, Hydric Dystrandept) cuyo material parental son cenizas volcánicas modernas (Mella & Kühne 1985). Son suelos bien drenados, en superficie son de color negro y en profundidad son de color pardo oscuro con textura franco limosa. Descansan sobre arenisca ocasionalmente cementada y más

en profundidad presentan gravas redondeadas. Los suelos de la microcuenca B-estero Taique, pertenecen a la serie Liquiñe (Cindery, mesic, Hydric Dystrandept) cuyo material parental es de cenizas volcánicas sobre escorias, arenas y gravas pumicíticas recientes (Mella & Kühne 1985). Son suelos estratificados con alto contenido de gravas pumicíticas y de drenaje bueno a excesivo.

#### MÉTODOS

Área de microcuencas: se calcularon con las cartas I.G.M. 1:50 000, las cuales fueron digitalizadas en el Laboratorio de Geomática, Centro Eula (Campos 1995).

Caudales: los caudales de los cauces de agua fueron medidos con limnógrafos digitales instalados en el cauce principal de las microcuencas, los cuales se calibraron con mediciones periódicas de la velocidad de la corriente y sección del cauce, según los procedimientos de la World Meteorological Organization (WMO 1980).

Muestras de agua: simultáneamente con la realización de aforos, se tomaron muestras mensuales de agua para su análisis químico desde abril 1994 hasta marzo 1995. Los análisis de nutrientes se realizaron dentro de 36 hr después del muestreo, en el Laboratorio de Química del Agua del Instituto de Zoología, Universidad Austral de Chile. Las muestras de agua se colectaron con botellas de 1 l en duplicado. En el laboratorio, un set de muestras fueron filtradas con filtros de 0,45  $\mu\text{m}$ , usándose para determinar las concentraciones de  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , N-orgánico, N-total,  $\text{PO}_4\text{-P}$  y P-total en solución. El peso de los sedimentos retenidos por los filtros fue usado para determinar la concentración de sedimentos en suspensión. Otro set de muestras sin filtrar se utilizaron para determinar las concentraciones de estos nutrientes considerando la muestra total (fases solución y particulada).

#### Análisis químico del agua:

a) Nitrato: se utilizó el método colorimétrico de salicilato de sodio y sal de Seignette, obteniéndose de esta medición el valor del nitrógeno de nitrato; b) Nitrito: se

determinó a través del método colorimétrico de sulfamilamida y n-naftil etilendiamina dicloro y se obtuvo el valor del nitrógeno de nitrito; c) Amonio: se determinó con el método del indofenol azul, hipoclorito de sodio (método de Solorzano) y se obtiene el nitrógeno de amonio; d) Nitrógeno orgánico: se utilizó el método de Kjendahl mediante digestión con ácido sulfúrico; e) Nitrógeno total: fue calculado usando las mediciones de nitrato, nitrito, nitrógeno orgánico y amonio; f) Ortofosfato: fue medido con ácido ascórbico siguiendo el método de tartrato antimónico de potasio; g) Fósforo total: se determinó mediante el método de tartrato antimónico después de una digestión con ácido sulfúrico y perhidrol al 30% (APHA-AWWA-WPCF 1975).

Exportación de nutrientes: los valores mensuales de nitrógeno y fósforo exportados por cada microcuenca fueron calculados combinando la descarga total de agua para el período mensual con la concentración de nitrógeno y fósforo medido en el punto medio del período. La exportación mensual de nitrógeno y fósforo para cada microcuenca fue entonces obtenida dividiendo el nitrógeno y fósforo exportado ( $\text{mg mes}^{-1}$ ) por el área de la cuenca respectiva ( $\text{m}^2$ ). Entonces, estos resultados fueron sumados para el período de doce meses, para obtener el transporte anual ( $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ).

Un análisis de varianza y la prueba LSD de comparaciones múltiples fueron usados para determinar diferencias significativas en las cargas exportadas por las microcuencas con distinto uso del suelo.

## RESULTADOS

*Usos del suelo*

Las microcuencas seleccionadas en este estudio representan los diferentes usos del suelo de la cuenca del lago Rupanco (Tabla 1). El área de las microcuencas es relativamente pequeña, con un rango entre 1,6 y 17,5  $\text{km}^2$ , lo que permite que los valores de exportación de nutrientes sean representativos de usos del suelo relativamente homogéneos. Las microcuencas de los esteros Frutillar y Taique, localizadas en el área montañosa de la cuenca del lago Rupanco, poseen vegetación de bosque nativo prácticamente en el 100% de sus superficies (Fig. 1). En el estero Frutillar existe un bosque adulto denso-semidenso constituido por *Nothofagus dombeiyi*, *Laureliopsis philippiana*, *Eucryphia cordifolia* y *Weinmannia trichosperma*. En el estero Taique existe un bosque adulto semidenso constituido por *Aextoxicon punctatum*, *Eucryphia cordifolia* y *Laureliopsis philippiana*. La microcuenca del estero Negro está caracterizada principalmente por matorrales y praderas naturales. Los matorrales están constituidos por *Eucryphia cordifolia*, *Drymis winteri*, *Nothofagus dombeiyi*, *Embothrium coccineum* y *Chusquea quila*. Las microcuencas de los esteros Encanto 1, Trafún y Encanto 2, situadas en áreas relativamente planas, están caracterizadas principalmente por praderas naturales y agricultura limitada. Las superficies dedicadas a la ganadería representan praderas

TABLA 1

Uso del suelo de las microcuencas en estudio

Landuse characteristics of the catchments investigated

Microcuencas	Area ( $\text{km}^2$ )	% del área de la cuenca				
		Bosque	Pradera	Agrícola	Matorral	Lagos
A. Frutillar	8,29	98,4	0,0	0,0	1,6	0,0
B. Taique	1,58	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
C. Negro	12,07	0,0	54,8	2,0	27,5	15,7
D. Encanto 1	9,11	17,0	72,5	6,9	3,6	0,0
E. Trafún	5,57	31,0	67,5	1,5	0,0	0,0
F. Encanto 2	17,50	23,3	56,2	18,5	1,8	0,0

mejoradas y fertilizadas, mientras que las áreas usadas para la agricultura generalmente son chacras de reducida superficie.

### Balance hídrico

Para el período abril 1994-marzo 1995, la precipitación en la microcuenca Frutillar, representativa de uso del suelo con bosque nativo, fue estimada en 3 325 mm (Fig. 2a), y en la microcuenca del estero Encanto 1, representativa de uso del suelo con praderas ganaderas, fue de 2 480 mm (Fig. 2b). Las mayores precipitaciones mensuales ocurrieron en mayo y fueron de 596 y 400 mm, respectivamente, mientras que las me-

nores precipitaciones mensuales fueron en febrero, donde se registraron 36 y 15 mm.

La escorrentía anual en la cuenca con bosque nativo fue estimada en 5 223 mm y en la cuenca con praderas ganaderas en 4 827 mm. Las mayores escorrentías mensuales ocurrieron en junio y fueron de 663 y 765 mm, respectivamente, mientras que las menores escorrentías mensuales ocurrieron en febrero, donde se registraron 244 y 193 mm.

El comportamiento mensual de la relación precipitación-escorrentía refleja la mayor capacidad de almacenamiento y regulación de los caudales máximos y mínimos de la cuenca con bosque nativo (Fig. 2). Para el período de estudio se estimó un coeficiente de escorrentía de 1,57 en la cuenca con bosque nativo y de 1,95 en la otra cuenca. Estos coeficientes de escorrentía mayores que 1 se verificaron en todas las microcuencas estudiadas, lo que reflejaría una importante transferencia de agua subterránea desde otras cuencas vecinas hacia la cuenca del lago Rupanco (Campos 1995).

### Transporte de nitrógeno

Durante el período abril 1994-marzo 1995 las mayores cantidades de nitrógeno fueron transportadas durante el invierno, debido a los altos valores de la escorrentía, tanto en las microcuencas con bosque nativo como en las que tienen un uso del suelo predominantemente agrícola (Figs. 3 y 4). La exportación de N-total en el escurrimiento varió desde 21,3 hasta 178,1 mg m<sup>-2</sup> mes<sup>-1</sup> en la microcuenca del estero Frutillar (Fig. 3), y entre 39,0 y 304,3 mg m<sup>-2</sup> mes<sup>-1</sup> en la cuenca del estero Encanto 1 (Fig. 4). Las mayores cantidades transportadas de N-total se realizaron vía sedimentos en suspensión, especialmente en los meses de mayo-junio con mayor escorrentía superficial (Fig. 2). El N-total exportado por esta vía representó en promedio para las microcuencas con bosque nativo el 56,2% del transporte total anual, el 55,1% en las cuencas de praderas ganaderas y el 71,6% en la microcuenca de pradera-agricultura limitada.

Las concentraciones mensuales de N-total en solución+sedimentos, variaron entre 48,8 µg L<sup>-1</sup> y 330,1 µg L<sup>-1</sup> en el estero Frutillar (Fig. 3) y entre 145,6 µg L<sup>-1</sup> y 523,2

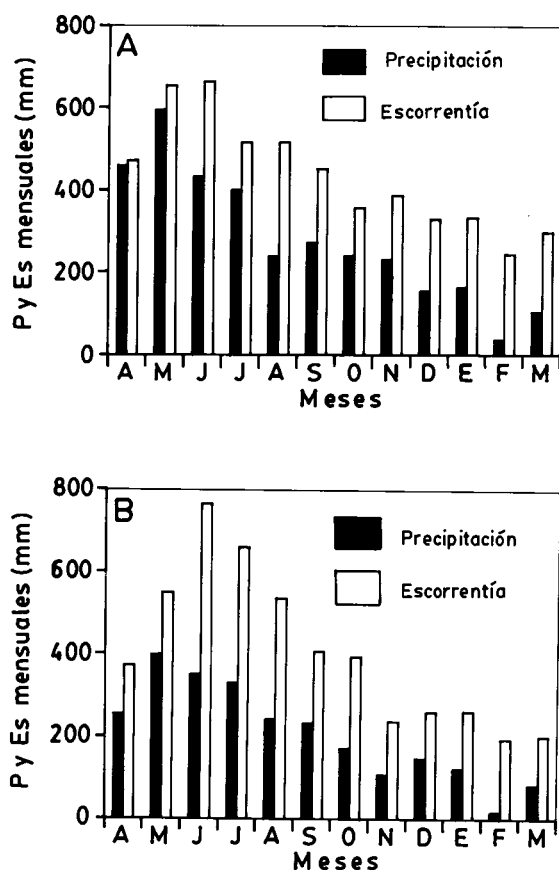


Fig. 2: Variaciones mensuales de las precipitaciones y escorrentía superficial en una microcuenca con bosque nativo (parte superior) y praderas ganaderas (parte inferior).

Rainfall and runoff monthly variations in a native forest watershed (upper) and a livestock meadow watershed (lower).

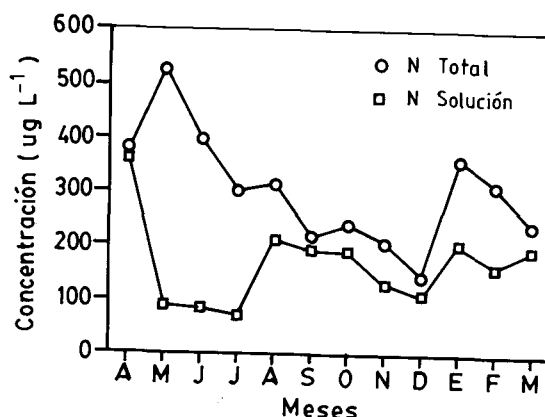
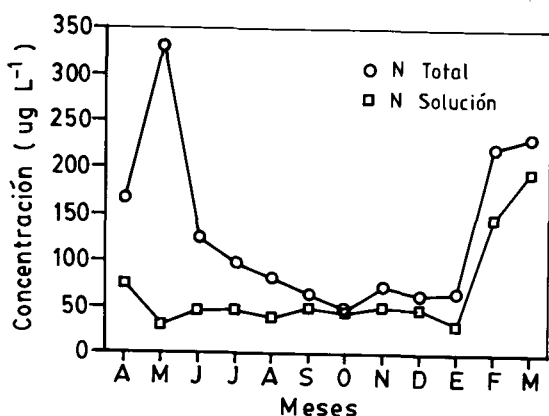
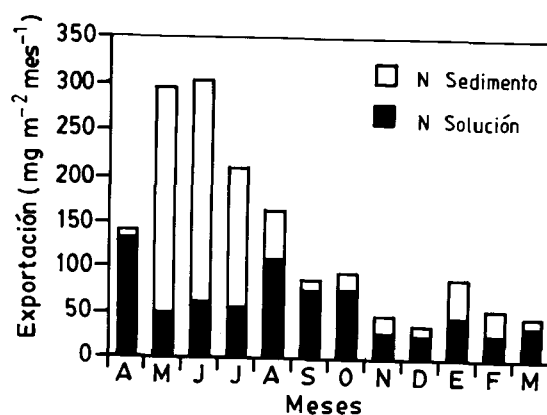
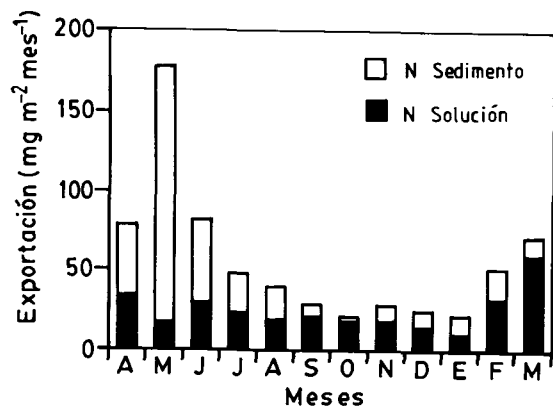


Fig. 3: Variaciones mensuales de las concentraciones de nitrógeno total y en solución y exportación de nitrógeno particulado y en solución en una microcuenca con bosque nativo (Estero Frutillar).

Monthly variations of the total and solution nitrogen concentrations, and particulate and solution nitrogen export from watershed with native forest (Frutillar Stream).

Fig. 4: Variaciones mensuales de las concentraciones de nitrógeno total y en solución y exportación de nitrógeno particulado y en solución en una microcuenca con praderas ganaderas (Estero Encanto).

Monthly variations of the total and solution nitrogen concentrations, and particulate and solution nitrogen export from watershed with livestock meadows (Encanto Stream).

µg L<sup>-1</sup> en el estero Encanto 1 (Fig. 4). Las concentraciones mensuales de N-total en solución variaron entre 30,2 y 194,4 µg L<sup>-1</sup> en el estero Frutillar y entre 72,3 y 360,8 µg L<sup>-1</sup> en el estero Encanto 1.

Las concentraciones promedio anual de los nutrientes para las seis microcuencas en estudio se presentan en la Tabla 2. Las concentraciones promedio anual de N-total variaron entre 171,1 µg L<sup>-1</sup> en el estero Frutillar (bosque nativo) y 333,5 µg L<sup>-1</sup> en el estero Encanto 1 (praderas-ganadería). Las concentraciones de NO<sub>3</sub>-N representaron los valores más altos de todas las formas de nitrógeno, especialmente en las microcuencas que tienen un uso del suelo predomi-

nante de praderas ganaderas (Tabla 2). Mientras que las concentraciones de N-orgánico fueron relativamente altas en la microcuenca Taique, que tiene un 100% de cobertura de bosque nativo.

De la inspección de las cargas anuales exportadas por las microcuencas (Tabla 3), se observa que el transporte anual de N-total en las cuencas con bosque nativo son significativamente menores (N-total = 676 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>.) que las cargas exportadas por las cuencas con praderas ganaderas (N-total = 1 510 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, p < 0,01) y que la cuenca con praderas-agricultura limitada (N-total = 1 135 mg m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, p < 0,05), y no difieren significativamente de la micro-

TABLA 2

Concentración promedio anual de fósforo y nitrógeno ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) en microcuencas del lago Rupanco (1994-1995).

Annual mean concentration of phosphorus and nitrogen ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) from watersheds of the Rupanco lake (1994-1995).

Microcuencas	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>org</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>total</sub>	PO <sub>4</sub> -P	P <sub>total</sub>
A. Bosque	0,7	131,1	54,4	13,6	131,1	3,1	12,3
B. Bosque	0,4	87,4	109,9	15,5	183,1	2,5	23,7
C. Matorral-pradera	1,0	123,4	70,2	14,6	180,0	2,9	15,1
D. Pradera	0,8	254,0	93,7	14,9	333,5	3,0	29,2
E. Pradera	0,6	235,3	72,5	13,1	303,6	4,1	25,6
F. Pradera-agricultura	0,9	253,7	77,7	17,1	314,7	4,1	28,7

TABLA 3

Exportación anual (particulado + solución) de fósforo y nitrógeno ( $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ) en microcuencas del lago Rupanco (1994-1995).

Annual export (sediment+solution) of phosphorus and nitrogen ( $\text{mg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ) from watersheds of the Rupanco lake (1994-1995).

Microcuencas	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>org</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>total</sub>	PO <sub>4</sub> -P	P <sub>total</sub>
A. Bosque	3,5	478,1	275,5	78,9	678,2	16,3	64,8
B. Bosque	2,6	385,4	357,1	72,1	673,1	14,3	104,5
C. Matorral-pradera	4,1	580,3	284,4	64,0	804,8	12,6	66,0
D. Pradera	2,5	1 089,1	403,0	58,2	1 436,3	12,3	117,9
E. Pradera	3,0	1 253,1	391,9	64,1	1 583,9	19,3	118,5
F. Pradera-agricultura	2,9	922,6	270,6	61,5	1 134,6	12,9	93,5

cuena con matorral-pradera (N-total = 805  $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ).

Este comportamiento también se refleja en la exportación de NO<sub>3</sub>-N, ya que las cargas exportadas son significativamente menores en las microcuencas con bosque nativo (NO<sub>3</sub>-N = 432  $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ), que en las cuencas con praderas ganaderas (NO<sub>3</sub>-N = 1 171  $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ,  $p < 0,01$ ) y praderas-agricultura limitada (NO<sub>3</sub>-N = 923  $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ ,  $p < 0,05$ ).

#### Transporte de fósforo

Las variaciones mensuales de las concentraciones y exportación de fósforo por una microcuena con bosque nativo y otra con praderas ganaderas se presentan en las Figs. 5 y 6. La exportación de P-total (solu-

ción + particulado) fluctuó entre 2,3  $\text{mg m}^{-2} \text{mes}^{-1}$  y 9,8  $\text{mg m}^{-2} \text{mes}^{-1}$  en la microcuena Frutillar (Fig. 4), y entre 3,3 y 21,5  $\text{mg m}^{-2} \text{mes}^{-1}$  en la microcuena Encanto 1 (Fig. 5). Las mayores cantidades de fósforo transportado se produjeron durante los meses con mayor caudal de los cauces de agua. Este transporte se realizó principalmente en solución en las cuencas con cobertura de bosque nativo y asociado a los sedimentos en suspensión en las cuencas con praderas ganaderas. El P-total anual exportado vía solución representó el 64,5% en las cuencas con bosque nativo, y solamente el 40,5% y 38,5% en las cuencas con praderas-ganadería y praderas-agricultura limitada, respectivamente.

Las concentraciones mensuales de P-total (solución + particulado) variaron entre



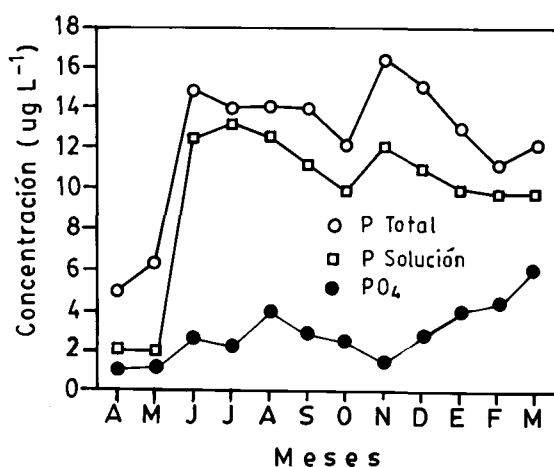
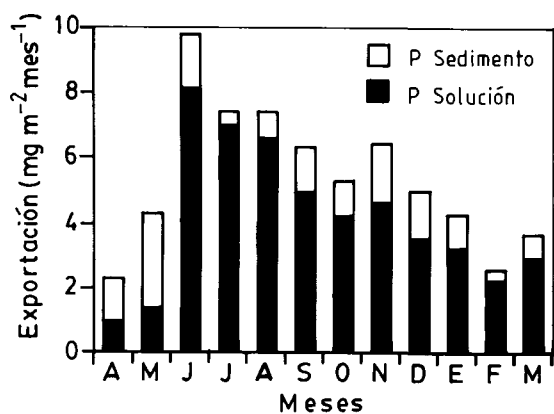


Fig. 5: Variaciones mensuales de las concentraciones de fósforo total y en solución y exportación de fósforo particulado y en solución en una microcuenca con bosque nativo (Estero Frutillar).

Monthly variations of the total and solution phosphorus concentrations, and particulate and solution phosphorus export from watershed with native forest (Frutillar Stream).

4,8 y 16,3  $\mu\text{g L}^{-1}$  en la microcuenca Frutillar (Fig. 5), y entre 11,2 y 56,3  $\mu\text{g L}^{-1}$  en la cuenca Encanto 1 (Fig. 6). Los datos del transporte anual de P-total (Tabla 3) muestran que las microcuencas con bosque nativo, excluyendo la cuenca Taique, exportaron cantidades significativamente menores ( $64,8 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ,  $p < 0,05$ ) que las cuencas con praderas ganaderas ( $118,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ), pero no difirieron significativamente de las microcuencas con matorral-pradera ( $66,0 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) y praderas-agricultura limitada ( $93,5 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ).

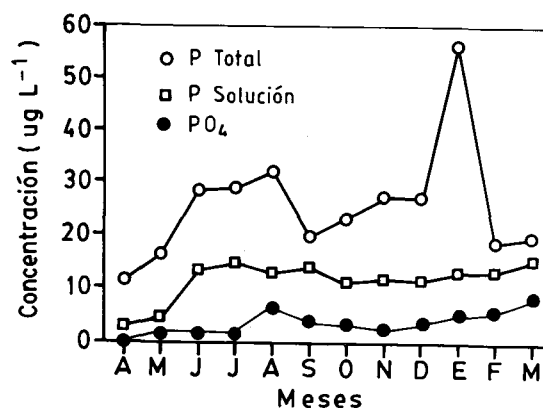
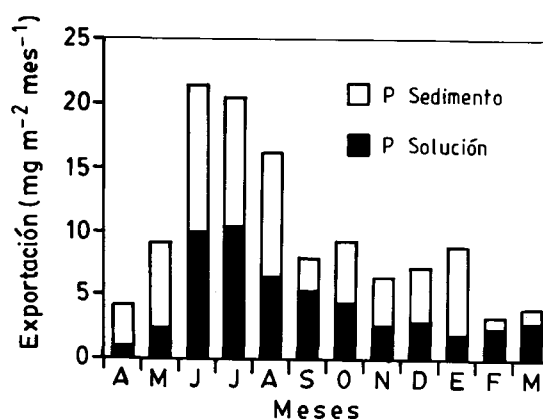


Fig. 6: Variaciones mensuales de las concentraciones de fósforo total y en solución y exportación de fósforo particulado y en solución en una microcuenca con praderas ganaderas (Estero Encanto).

Monthly variations of the total and solution phosphorus concentrations, and particulate and solution phosphorus export from watershed with livestock meadows (Encanto Stream).

## DISCUSION

En las últimas décadas los estudios sobre el efecto del uso del suelo sobre la exportación de nitrógeno y fósforo hacia los cauces de agua y lagos se han incrementado notablemente (Haycock et al. 1993, Jacks et al. 1993, Kronvang et al. 1993, Vought et al. 1994). Este conocimiento ha sido de la mayor importancia, desde que las excesivas cargas de nutrientes hacia los cursos de agua han llegado a constituir un importante problema ambiental. Los resultados de este estudio sugieren que la precipitación atmosférica no sería la única fuente de nitrógeno y fósforo para las cuencas, ya que los fertilizantes aplicados en las praderas, de-

posición de animales y drenaje de fosas sépticas también contribuyeron a la exportación de estos nutrientes.

Los coeficientes de exportación de nitrógeno y fósforo medidos en este estudio fueron menores en las cuencas con bosque nativo y praderas-renovales, que en las cuencas dedicadas a praderas-ganaderas y praderas-agricultura limitada. Si se comparan con la literatura, los coeficientes de P-total del bosque nativo son semejantes a los reportados por Dillon & Kichner (1975) para el caso de bosques del Hemisferio Norte que tienen un sustrato geológico derivado de rocas volcánicas, y mayores si se comparan con bosques con un sustrato geológico de rocas plutónicas. Estos autores (Dillon & Kirchner 1975), en su extensa revisión bibliográfica sobre la exportación de fósforo en microcuencas, han enfatizado la importancia del sustrato geológico sobre la exportación de este nutriente y encontraron mayores diferencias entre microcuencas con sustrato geológico distinto que con uso del suelo diferente. Por lo tanto, los valores relativamente altos de P-total encontrados en este estudio, en comparación con otros bosques no alterados, podrían ser explicados por el hecho de que las microcuencas investigadas poseen un sustrato geológico de materiales volcánicos piroclásticos (cenizas y lapilli) interestratificados con sedimentos fluviales, glaciales y/o lacustres (Moreno & Varela 1985), sobre los cuales se han desarrollado estos suelos volcánicos que presentan cantidades elevadas de fósforo total (Sadzawka & Carrasco 1985). Sin embargo, las cantidades de P inorgánico soluble ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) que se exportaron hacia los cauces de agua son relativamente pequeñas, como lo demuestran las concentraciones mensuales inferiores  $6 \mu\text{g L}^{-1}$ , que se encuentran en la microcuenca con bosque nativo (Fig. 5), donde predomina el transporte de P orgánico en solución. La literatura también ha sugerido que las pérdidas anuales de P estarían relacionada con los diferentes tipos de suelo, encontrándose las menores concentraciones y pérdidas en cuencas con suelos arenosos donde la intensidad de la erosión es potencialmente menor, que en las cuencas donde predominan los suelos arcillosos (Procházková & Brink 1991).

Los coeficientes de P-total para las microcuencas con praderas-ganaderas y agricultura limitada están dentro de los rangos más altos reportados por Vighi et al. (1991) y Kronvang (1990) y son mayores que los mostrados por Dillon & Kichner (1975), Kronvang et al. (1993) y Dorioz & Ferhi (1994) para tierras con usos semejantes. Las cantidades de P soluble exportadas son también mayores que las exportadas en la microcuenca con bosque nativo. Esta situación reflejaría una cierta influencia de la fertilización en las praderas ganaderas de la cuenca del lago Rupanco. La tendencia en el consumo histórico de fertilizantes en Chile muestra un incremento importante en la última década, ya que en el año 1980 se consumían aproximadamente 50 y 70 mil toneladas de nitrógeno y fósforo, respectivamente; mientras que en 1988 este consumo había aumentado a alrededor de 150 y 145 toneladas, respectivamente (Rojas 1990). La mayor demanda de nitrógeno y fósforo se ha centralizado entre la VII y X Región, donde los predios agrícolas consumen más del 80% del fósforo requerido a nivel nacional, especialmente en las praderas con alta producción de leche y carne.

Si se comparan los valores de las cargas de N-total entre las microcuencas con bosque nativo y praderas-matorrales se destaca el hecho de que son similares, probablemente debido a que en esta última microcuenca las mayores coberturas vegetales estaban distribuidas a lo largo del cauce principal, la que seguramente actuó como una franja filtradora de nutrientes provenientes de las praderas adyacentes. Las franjas amortiguadoras han demostrado ser un mecanismo eficiente en la retención de fósforo y nitrógeno transportados por el escurrimiento superficial y subsuperficial desde las laderas hacia los cauces de agua (Barling & Moore 1994, Vought et al. 1994). Estas franjas riparianas no solamente minimizan el transporte de nutrientes hacia los cauces de agua, sino que también pueden reducir el riesgo de erosión estabilizando la ribera del cauce, incrementar el hábitat para insectos y peces y ser una fuente importante de energía en pequeños esteros (Vought et al. 1994).

La exportación de N-total y  $\text{NO}_3\text{-N}$  fueron significativamente menores en las

cuencas con vegetación nativa. Las menores cantidades de nutrientes exportados en los cauces que drenan cuencas con bosques han sido atribuidas principalmente a: (a) mayores tiempos de residencia del escurrimiento subsuperficial en el suelo, lo que permite la denitrificación bajo condiciones saturadas, (b) la carencia de un escurrimiento superficial continuo, particularmente en la estación de crecimiento, y (c) la localización de áreas fertilizadas lejos de los cauces de agua (Yarbro et al. 1984). En las cuencas forestadas del lago Rupanco el escurrimiento subsuperficial debería ser el principal mecanismo abastecedor de la escorrentía, ya que debido a las altas tasas de infiltración de los suelos Trumaos (Oyarzún & Huber, datos no publicados), no debería existir flujo superficial. Los coeficientes de N-total exportados por la microcuenca con praderas y agricultura limitada reflejan el escaso impacto de la agricultura seguramente debido a su limitada extensión en la cuenca y al hecho de que probablemente se utilicen escasos fertilizantes debido a que los predios más bien están constituidos por huertos de reducida superficie. Estos hechos hacen de que sus coeficientes de exportación sean muy inferiores a los 17 kg ha<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> reportados por Kronvang et al. (1993) y entre 20-30 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> mostrados por Jansson et al. (1994) para tierras con agricultura intensiva del norte de Europa, donde las entradas mayores provienen de los fertilizantes químicos. En general, el transporte de NO<sub>3</sub>-N en cuencas agrícolas usualmente representa entre el 80-90% del N-total (Procházková & Brink 1991).

El transporte de nitrato representó las principales pérdidas de nitrógeno en todas las microcuencas, especialmente en las cuencas agrícolas. En las cuencas con bosque nativo, las concentraciones de NO<sub>3</sub>-N (promedio = 431,8 µg L<sup>-1</sup>, n = 24) fueron mayores que las de N-orgánico (promedio = 316,3 µg L<sup>-1</sup>, n = 24). Estos resultados difieren con los reportados para bosques nativos de la Cordillera de Piuché (Hedin et al. 1995), donde predominan las pérdidas de N-orgánico disuelto (promedio = 153,0 µg L<sup>-1</sup>) y las concentraciones de NO<sub>3</sub>-N fueron excepcionalmente bajas (promedio = 0,37 µg L<sup>-1</sup>). Se ha hipotetizado que los ni-

veles de N inorgánico deberían ser naturalmente bajos en cauces que drenan bosques templados sin contaminación atmosférica (Aber et al. 1989). Sin embargo, los niveles de nitrato encontrados en las cuencas forestadas del lago Rupanco no presentan este comportamiento, a pesar de su baja concentración en el agua de lluvia (NO<sub>3</sub>-N = 27,2 µg L<sup>-1</sup>, n = 23). Estas diferencias podrían atribuirse a: (a) diferentes sitios, las cuencas del lago Rupanco poseen suelos derivados de cenizas volcánicas recientes y el material geológico parental consiste de rocas volcánicas piroclásticas y sedimentos fluvioglaciales, (b) aportes de la nubosidad, la estimación de aportes por depositación de las nubes constituyen un aporte adicional importante de NO<sub>3</sub>-N y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en los ecosistemas del sur de Chile (Weathers & Likens 1997) y (c) aportes de fuentes antrópicas vía polvo atmosférico provenientes de los campos agrícolas y quema de vegetación, especialmente en primavera y verano (observación personal).

En las cuencas estudiadas, la relación NO<sub>3</sub>-N:NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fluctuó entre 15,0-19,5 para las microcuencas agrícolas y 5,3-6,1 para las microcuencas forestadas. Los valores de las cuencas con bosques son mayores en un orden de magnitud que los reportados para los bosques de Chiloé (Hedin et al. 1995), pero inferiores a bosques del Hemisferio Norte sometidos a mayores depositaciones atmosféricas de nitrógeno.

Los datos también muestran la importancia del transporte de nitrógeno y fósforo asociado a los sedimentos en suspensión, ya que la mayor parte de estos nutrientes fueron exportados en forma particulada, especialmente en las microcuencas con uso de praderas-ganaderas y praderas-agricultura limitada. Esto refleja la importancia que tiene la erosión de los suelos sobre el transporte de N y P. Esta situación quedó demostrada en la microcuenca Taique, que durante una época del período de estudio estuvo sometida a explotación forestal, lo que se vio reflejado en un peak de sedimentos en suspensión y nutrientes asociados con altas precipitaciones y escurrimiento superficial, durante el mes de enero de 1995. La influencia de las actividades forestales sobre las concentraciones y transporte de nutrientes ha sido ampliamente documentada en

la literatura (Malmer 1993, Nykvist et al. 1994), observándose una estrecha relación entre transporte de sedimentos en suspensión y exportación de nutrientes (McClurkin et al. 1985, Kronvang 1990). Algunos estudios que han relacionado el transporte de sedimentos y nutrientes en cuencas agrícolas (Marston 1989), han concluido que el escurrimiento superficial contribuye con cantidades importantes de fósforo y nitrógeno, especialmente fósforo particulado, cuando las prácticas de conservación de suelos son pobres y cuando la aplicación de fertilizantes exceden las tasas necesarias para los cultivos. Por lo tanto, las pérdidas de nitrógeno y fósforo pueden ser minimizadas utilizando prácticas de conservación que disminuyan la erosión del suelo y la percolación en profundidad.

En la cuenca con bosque nativo la exportación de fósforo en solución fue la vía más importante de transporte, lo que reafirma que predomina el escurrimiento subsuperficial, ya que el flujo superficial es un mecanismo raramente observado en bosques, excepto en bosques deciduos durante períodos de lluvia de larga duración. En el caso del nitrógeno, pareciera que su comportamiento es distinto ya que el transporte de N en solución representa solamente una pequeña fracción y no está relacionada con las tasas de escorrentía. Likens & Bormann (1995) han indicado que las concentraciones de nutrientes disueltos no están afectados por las variaciones mensuales de la escorrentía, sino más bien por las tasas anuales.

Diversos otros factores pueden complicar el análisis del efecto del uso del suelo sobre la exportación de nutrientes hacia los cauces de agua. Entre ellos, la densidad de población puede jugar un rol importante. En las microcuencas con bosque nativo este impacto fue prácticamente inexistente ya que no se detectó población rural viviendo en estas áreas. Pero en las microcuencas con praderas dedicadas a la ganadería y con agricultura limitada, esta influencia podría tener cierta importancia ya que constituyen las zonas con mayor densidad de población rural en la cuenca del lago Rupanco.

Desde una perspectiva de manejo de la cuenca del lago Rupanco se debería considerar el significativo incremento de la exportación de nitrógeno y fósforo desde las

cuencas que han sufrido un cambio drástico de uso del suelo. El incremento de las actividades forestales y la intensificación de la utilización de fertilizantes en las actividades agrícolas sugieren de que las prácticas de manejo de la tierra debieran ser cuidadosamente planificadas, con el fin de evitar posibles procesos de eutroficación de las aguas del lago Rupanco.

#### AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado mediante un proyecto del Fondo de Investigación Pesquera (FIP) de la Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción (Chile). Los autores agradecen al Sr. Raúl Arriagada por su importante colaboración en los trabajos de terreno y a la Sra. Gloria Agüero por los análisis de nutrientes en el laboratorio. También se agradece al Club de Pesca y Caza de Osorno por su apoyo logístico en el terreno.

#### LITERATURA CITADA

- ABER JD, KJ NAEDELHOFFER, P STEUDLER & JM MELILLO (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39: 378-386.
- APHA-AWWA-WPCF (1975) Standard methods for the examination of water and waste water. APHA, New York. 1193 pp.
- ARHEIMER B & HB WITTGREN (1994) Modelling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio* 23: 378-386.
- BARLING RD & ID MOORE (1994) Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management* 18: 543-558.
- BESOAIN E (1985) Los suelos. En: Tosso J (ed) Suelos volcánicos de Chile: 25-106. INIA, Ministerio de Agricultura, Chile.
- CAMPOS H (1984) Antecedentes de los lagos Villarrica, Riñihue, Ranco y Llanquihue. Informe Científico-Técnico Dirección General de Aguas (MOP). 90 pp.
- CAMPOS H (1990) Estudio del efecto producido sobre el lago Ranco, por el cultivo de especies salmonídeas con el sistema de jaulas. Informe Científico-Técnico EICOSAL-Universidad Austral de Chile. 290 pp.
- CAMPOS H (1991) Determinación del impacto ecológico de pisciculturas en sistemas fluviales y lacustres de la IX y X Región. Subsecretaría de Pesca. 100 pp.
- CAMPOS H (1992) Efectividad de colectores bajo las balsas jaulas para evitar el ingreso de material contaminante al lago Ranco. EICOSAL Ltda. 104 pp.
- CAMPOS H, W STEFFEN, C AGUERO, O PARRA & L ZUÑIGA (1992) Limnological studies of Lake Rupanco (Chile) Morphometry, physics, chemistry, plankton, and primary productivity. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement* 90: 85-113.

- CAMPOS H (1995) Determinación de la capacidad de carga (stock explotable) y balance de fósforo y nitrógeno en el lago Rupanco, X Región. Informe Científico-Técnico FIP-Universidad Austral de Chile. 351 pp.
- DILLON PJ & WB KIRCHNER (1975) The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds. *Water Research* 9: 135-147.
- DONOSO T & H PHINNEY (1988) Physical and chemical characteristics of lake Rupanco, Osorno, Chile. *Archiv für Hydrobiologie* 122: 351-369.
- DORIOZ JM & A FERHI (1994) Non-point pollution and management of agricultural areas: phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Water Research* 28: 395-410.
- HAYCOCK NE, G PINAY & CH WALKER (1993) Nitrogen retention in river corridors: european perspective. *Ambio* 22: 340-346.
- HEATHWAITE A, T BURT & S TRUDGILL (1990) The effect of land use on nitrogen, phosphorus and suspended sediment delivery to streams in a small catchment in southwest England. In: Thornes JW (ed) *Vegetation and erosion. Processes and environments*: 161-177. John Wiley & Sons Ltd.
- HEDIN LO & H CAMPOS (1991) Importance of small streams in understanding and comparing watershed ecosystem processes. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 583-596.
- HEDIN LO, J ARMESTO & A JOHNSON (1995) Patterns of nutrients loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76: 496-509.
- JACKS G, A JOELSSON & S FLEISCHER (1993) Nitrogen retention in forest wetlands. *Ambio* 22: 358-362.
- JANSSON M, R ANDERSSON, H BERGGREN & L LEONARDSON (1994) Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio* 23: 320-325.
- KRONVANG B (1990) Sediment-associated phosphorus transport from two intensively farmed catchments areas. In: Boardman J, ID Foster & JA Dearing (eds) *Soil Erosion on Agricultural Land*: 313-330. John Wiley & Sons Ltd.
- KRONVANG B, G ERTEBJERG, R GRANT, P CRISTENSEN, M HOVMAND & J KIRKEGAARD (1993) Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: state of the Danish aquatic environment. *Ambio* 22: 176-187.
- LIKENS GE & FH BORMANN (1995) *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York Inc. 159 pp.
- MALMER A (1993) Dynamics of hydrology and nutrient losses as response to establishment of forest plantation. A case study on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. PhD dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry, Umea, Sweden. 54 pp.
- MARSTON RA (1989) Particulate and dissolved losses of nitrogen and phosphorus from forest and agricultural soils. *Progress in Physical Geography* 13: 234-259.
- MELLA A & A KUHNE (1985) Sistemática y descripción de las familias, asociaciones y series de suelos derivados de materiales piroclásticos de la zona central-sur de Chile. En: Tosso J (ed) *Suelos volcánicos de Chile*: 549-715. INIA, Ministerio de Agricultura, Chile.
- McCLURKIN DC, PD DUFFY, SJ URSIC & NS NELSON (1985) Water quality effects of clearcutting upper coastal plain loblolly pine plantations. *Journal of Environmental Quality* 14: 329-332.
- MORENO H & J VARELA (1985) Geología, volcanismo y sedimentos piroclásticos cuaternarios de la región central y sur de Chile. En: Tosso J (ed) *Suelos volcánicos de Chile*: 493-598. INIA, Ministerio de Agricultura, Chile.
- NYKVIST N, H GRIP, B LIANG SIM, A MALMER & FK WONG (1994) Nutrient losses in forest plantations in Sabah, Malaysia. *Ambio* 23: 210-215.
- PETERJOHN WT & DL CORREL (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65: 1466-1475.
- PROCHAZKOVA L & N BRINK (1991) Relations between element-concentrations and water discharge in agricultural basins. *Catena* 18: 355-366.
- ROJAS C (1990) Análisis del consumo de fertilizantes en Chile y el mundo. Informativo Agroeconómico Fundación Chile, agosto: 51-57
- SADZAWKA MA & MA CARRASCO (1985) Química de los suelos volcánicos. En: Tosso J (ed) *Suelos volcánicos de Chile*: 337-435. INIA, Ministerio de Agricultura, Chile.
- SERNAGEOMIN (1982) Mapa Geológico de Chile, Escala 1:1 000 000. Instituto de Investigaciones Geológicas, Santiago, Chile.
- SOTO D & H CAMPOS (1995) Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. En: Armesto J et al. (eds) *Ecología de los bosques nativos de Chile*: 317-334. Editorial Universitaria, Chile.
- VIGHI M, S SOPRANI, P PUZZARINI & G MENGHI (1991) Phosphorus loads from selected watersheds in the drainage area of the Northern Adriatic sea. *Journal of Environmental Quality* 20: 439-444.
- VOUGHT LB-M, J DAHL, C LAUGE PEDERSEN & JO LACOURSIERE (1994) Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23: 342-348.
- WEATHERS KC & GE LIKENS (1997) Clouds in Southern Chile: An Important Source of Nitrogen to Nitrogen-Limited Ecosystems. *Environmental Science & Technology* 31: 210-213.
- WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (1980) Manual of stream gauging. Operational Hydrobiology 13, WMO N°519, Geneva. 45 pp.
- YARBRO LA, EJ KUENZLER, PJ MULHOLLAND & RP SNIFFEN (1984) Effects of stream channelization on exports of nitrogen and phosphorus from North Carolina coastal plain watersheds. *Environmental Management* 8: 151-160.