

Efecto a largo plazo de los incendios forestales en la calidad del agua de dos arroyos en la sub-región Andino-Patagónica, Argentina

PEDRO F TEMPORETTI ✉

Grupo de Estudios en Calidad de Aguas y Recursos Acuáticos, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Prov. de Río Negro, Argentina

RESUMEN. Un impacto ambiental de importancia en la región Andino-Patagónica es el referido a los incendios forestales que afecta desde bosques con especies forestales nativas, hasta zonas de estepa ricas en especies forrajeras. El análisis del impacto que produce este tipo de disturbio debe ser focalizado sobre el efecto que se produce en la cuenca en general y en última instancia, sobre la calidad del agua de los ambientes acuáticos involucrados. Los antecedentes de estudios sobre el efecto de los incendios en la alteración de la calidad de agua en la cuenca del Nahuel Huapi son inexistentes. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto que originan los incendios forestales en la calidad del agua en dos arroyos de montaña ubicado dentro de la cuenca del lago Nahuel Huapi. Como consecuencia del incendio de bosque nativo, plantaciones y arbustales en la zona estudiada se observó un deterioro de la calidad del agua que persiste aún después de tres años de ocurrido el mismo. Los valores de pH, conductividad y sólidos suspendidos, se encuentran en los rangos característicos medidos para ríos y arroyos de esta región. Las concentraciones de fósforo total, nitritos y amonio en el agua resultaron bajas para los seis sitios ubicados sobre los arroyos Chall-Huaco y Ñireco en todas las fechas de muestreo. Sin embargo, las concentraciones de nitratos fueron elevadas en los sitios quemados respecto del sitio control, representando, en promedio, el 37% del nitrógeno total medido. Las cargas de nitratos aportadas por el arroyo Chall-Huaco al lago Nahuel Huapi fueron 2.6 Tn/año, 5.8 Tn/año y 53.5 Tn/año dependiendo de la época del año. Las concentraciones de nitratos en agua aparecen como el indicador más adecuado para estimar el efecto de los incendios forestales en esta cuenca.

[Palabras clave: nutrientes, incendios, arroyos]

ABSTRACT. Long term effect of forest fires in the water quality of two Andean-Patagonian streams, Argentina: Fires which affect both the native and the forest forage species are one of the most important environmental impacts in the Patagonian region. The analyses of the effects produced by this type of disturbance should be focused on: 1) changes occurred in the basin, and 2) changes occurred in the water quality of the water bodies involved. There are not previous reports about the relevance of the effects of forest fires on the water quality of natural environments in the Nahuel-Huapi National Park. The aim of this work is to fill this gap through the study of the impact of fire in two mountain streams. The variables sampled showed that the water quality of the streams changed as a consequence of forest fires. It was possible to detect the effects in the water until three years after the fire. The pH, conductivity and suspended solid values, were in the same order as that of rivers and streams of the region. The total phosphorus, nitrite and ammonia concentration in water were low for the six sites of Chall-Huaco and Ñireco

✉ Investigador Asistente CONICET. Grupo de Estudios en Calidad de Aguas y Recursos Acuáticos, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. Unidad Postal: UNC (8400) Bariloche, Prov. de Río Negro, Argentina.
ptempore@crub.uncoma.edu.ar

Recibido: 16 de febrero de 2005; Fin de arbitraje: 6 de enero de 2006; Revisión recibida: 1 de marzo de 2006; Segunda revisión recibida: 16 de septiembre de 2006; Tercera revisión recibida: 30 de octubre de 2006; Cuarta revisión recibida: 22 de noviembre de 2006; Aceptado: 29 de noviembre de 2006

rivers at all times. However, the nitrate concentration was higher in the fire forest affected sites, with the 37% of the total nitrogen measured. The nitrate load coming from the Chall-Huaco river to the Nahuel Huapi lake was of 2.6 Tn/year, 5.8 Tn/year and 53.5 Tn/year in low, middle and high flow respectively. The concentration of nitrate in water appears to be the most effective way to evaluate the impact that forest fires can have in this basin.

[Keywords: nutrients, fire, waterstreams]

INTRODUCCIÓN

La región Patagónica posee una superficie de aproximadamente 1 millón de km², representando cerca de un tercio del total de la superficie de Argentina. Esta región está conformada por cinco provincias: Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego, y posee una muy baja densidad poblacional (4.5% de la población total de la Argentina). La sub-región Andino-Patagónica se extiende entre los 36° y 55°S y entre los 70° y los 71°O (Fig. 1), ocupando el 10% de la Patagonia. Un impacto ambiental de importancia en esta sub-región, es el referido a los incendios forestales, que abarcan desde pequeñas (< de 1 ha) hasta grandes (> 100 ha) extensiones de terreno, afectando desde bosques con especies forestales nativas hasta zonas de estepa ricas en especies forrajeras utilizadas para el pastoreo del ganado (Schlichter & Laclau 1998). El estudio del impacto que produce este tipo de disturbio debe ser focalizado en primer lugar sobre el efecto que produce en la cuenca en general y, en segundo lugar, sobre la calidad del agua de los ambientes acuáticos involucrados (Vitousek et al. 1982; Williamson et al. 1999).

El principal efecto del fuego es el que produce a través de la remoción de las plantas y la hojarasca que protege la superficie del suelo (DeBano et al. 1996). El impacto que produce el fuego sobre una cuenca puede ser analizado considerando su efecto sobre los procesos que intervienen dentro del ciclo hidrológico (DeBano et al. 1996). Este impacto puede ser clasificado según el efecto que produce el fuego dentro y fuera de los sitios afectados (Baker 1990). Dentro del primer grupo, podemos mencionar: disminución de la interceptación (proceso mediante el cual la vegetación impide que la precipitación llegue al suelo), aumento de la infiltración y lixiviación (cantidad de agua y nutrientes que se remueven en profundidad

en el suelo en un período de tiempo dado), erosión (pérdida de nutrientes por escorrentía superficial o acción del viento) y pérdidas por volatilización (pérdidas de nutrientes en forma gaseosa) (Baker 1990). Dentro del segundo grupo, podemos mencionar la alteración de los caudales y de la calidad del agua.

Entre los parámetros de calidad de agua más afectados por un incendio figuran las concentraciones de sedimentos aportados (Tiedemann 1978; DeBano et al. 1996), y la variación en las concentraciones de nutrientes disueltos (nitrógeno y fósforo) (Tiedemann 1978; DeBano et al. 1996). Parte de los nutrientes del suelo pueden estar retenidos en las partículas orgánicas e inorgánicas. De los compuestos del nitrógeno, el mayor interés se centra en los nitratos ya que éstos poseen una alta solubilidad y baja retención en el suelo, mientras que el amonio se adsorbe a los coloides minerales y orgánicos del suelo (DeBano et al. 1996). De los compuestos del fósforo, los que predominan son el ortofosfato y el fósforo orgánico y, generalmente, se encuentran fuertemente retenidos en los coloides del suelo (DeBano et al. 1996). Por lo tanto, la pérdida de amonio y fósforo está asociada fundamentalmente a formas particuladas.

La cuenca del lago Nahuel Huapi se encuentra íntegramente comprendida dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi. El lago Nahuel Huapi, que es la cabecera de la cuenca, posee una superficie de 557 km², un volumen de 87449 hm³ y una profundidad máxima de 464 m; así también cuenta con numerosos afluentes y un sólo efluente: el río Limay (Quiros 1988). Entre 1996 y 2000 se han quemado aproximadamente un total de 4.000 ha de bosque y estepa, solo dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi (Delegación de Parques Nacionales, com. pers.). Los antecedentes de estudios sobre el efecto de los incendios forestales en la alteración de la calidad de agua en la

cuenca del Nahuel Huapi son inexistentes. En la Argentina solo se conocen antecedentes de un estudio realizado en el embalse Los Molinos, provincia de Córdoba (Cossavella et. al. 2005). Sin embargo, datos puntuales sobre las concentraciones de nitratos en el río Ñireco (uno de los afluentes al lago Nahuel Huapi), indican incrementos de 250 a 300 veces sobre el cauce principal, y de 600 a 1000 veces sobre cauces de arroyos secundarios en las zonas afectadas por el incendio respecto a sitios no afectados por el mismo (Roselli, com. pers.).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto que originan los incendios forestales en la calidad del agua de dos arroyos de montaña

(Chall-Huaco y Ñireco) ubicados dentro de la cuenca del lago Nahuel Huapi a través del análisis de las concentraciones y carga de nutrientes anuales sobre el cuerpo de agua receptor.

Área de estudio

El valle del Chall-Huaco se encuentra ubicado dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi (Fig. 1). El clima de esta zona se puede clasificar como templado frío con precipitaciones medias anuales de 1000 mm concentradas principalmente en otoño, primavera (período de lluvias) e invierno (período de nieve) (Correa 1998). La temperatura media anual varía entre 5 y 6°C, y

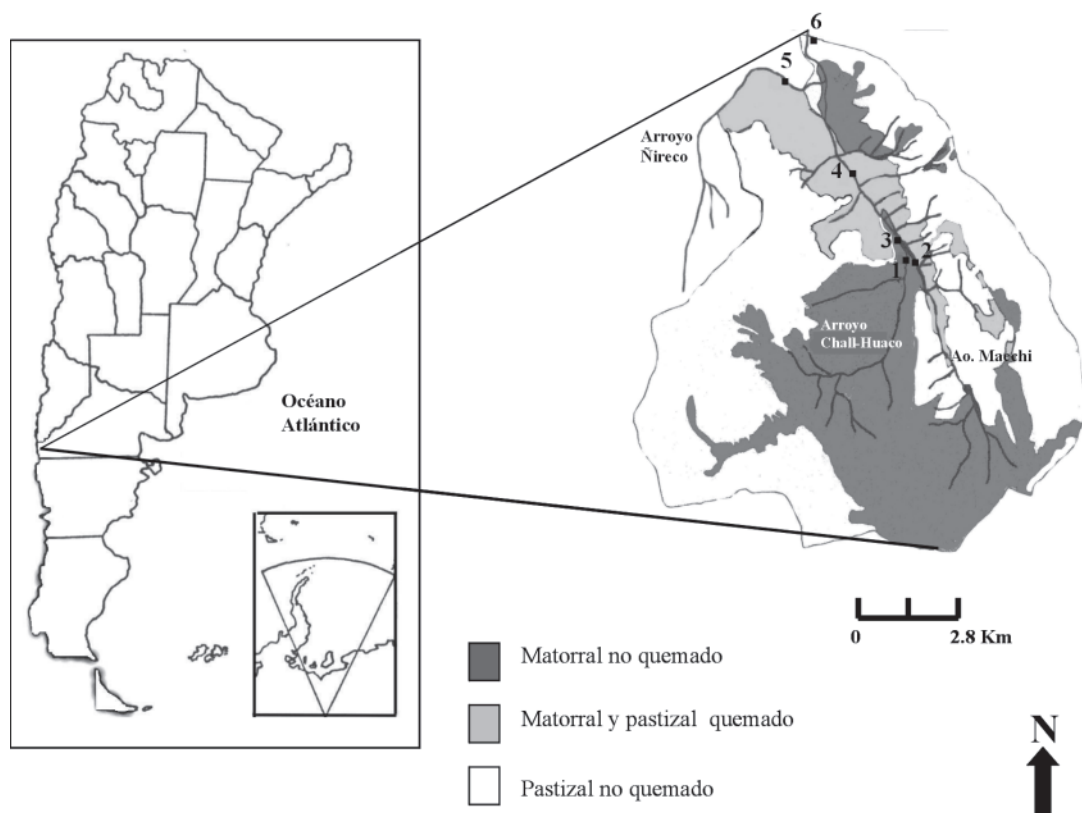


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo. Sitio 1, sobre el arroyo Chall-Huaco, antes de la unión con el arroyo Macchi; Sitio 2, sobre el arroyo Macchi y antes de la unión con el arroyo Chall-Huaco; Sitios 3 y 4, sobre el arroyo Chall-Huaco aguas abajo de la confluencia de ambos arroyos; Sitio 5, sobre el arroyo Ñireco; Sitio 6, después de la confluencia de los arroyos Chall-Huaco y Ñireco.

Figure 1. Study Area and Sampling Sites. Site 1: Chall-Huaco river, upstream Macchi river junction; Site 2: Macchi river upstream Chall-Huaco river junction; Sites 3 and 4: Chall-Huaco river downstream junction of Chall-Huaco and Macchi river; Site 5: Ñireco river; Site 6: downstream junction of Chall-Huaco and Ñireco rivers.

los vientos predominantes son del O-NO (Correa 1998). Los suelos característicos son originados a partir de cenizas volcánicas y se caracterizan por presentar alta retención de fósforo. El bosque está dominado por una sola especie: *Nothofagus pumilio* (Lenga), en tanto que en el sotobosque las especies dominantes son *Berberis serrato-dentata*, *Maytenus chubutensis*, *Ribes magellanicus*, *Schinus patagonicus* y *Myoschilos oblongum* (Correa 1998).

El valle del Chall-Huaco es recorrido casi íntegramente por el arroyo homónimo el cual nace en un mallín a 1500 m de altitud y su longitud es de 20 km. A lo largo de todo su recorrido recibe numerosos cursos de agua de carácter transitorio en época de lluvias. En la zona baja del valle, el arroyo Chall-Huaco se une con el arroyo Ñireco (Fig. 1) y después de recorrer aproximadamente 15 km, desaguan en el lago Nahuel Huapi.

En enero de 1996 se originó un incendio en la zona baja de la cuenca del Ñireco, el cual se propagó hacia la cuenca del Chall-Huaco por influencia de los vientos predominantes. Este incendio afectó diferentes tipos de comunidades vegetales (pastizales, matorrales de *Nothofagus antártica*, plantaciones de coníferas y bosque puro de *Nothofagus pumilio*), totalizando un área quemada de 1278 ha. El fuego se propagó a través de la vegetación y el suelo, llegando hasta una profundidad de 10 cm (Delegación Técnica de Parques Nacionales, 1996).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se establecieron seis sitios de muestreo (Fig. 1). Los muestreos se realizaron entre Julio de 1999 y Febrero de 2000 en las siguientes fechas: 10/ 07/ 99; 17/ 08/ 99; 24/ 09/ 99; 28/ 12/ 99; 09/ 02/ 00 y 26/ 02/ 00. Todos los sitios muestreados, excepto el Sitio 1, se ubicaron dentro del área quemada considerando, de esta manera, al Sitio 1 como sitio control. No se realizaron réplicas de los sitios de muestreo dado que, aún dentro de los sitios quemados, había características diferentes entre ellos.

En el campo se midió la temperatura del agua con un termómetro digital. Una muestra de agua subsuperficial se obtuvo de la parte central de cada sitio seleccionado utilizando bote-

llas plásticas de 1000 ml de capacidad. Una fracción de la muestra se conservó sin filtrar para la determinación de los nutrientes totales, mientras que otra fue filtrada a través de filtros de membrana de 0.45 μm de poro para la determinación de la fracción disuelta de los nutrientes. Todas las muestras se almacenaron en frascos plásticos, ambiente frío y oscuridad (APHA 1992) hasta la realización de los análisis en el laboratorio.

El pH y la conductividad eléctrica se determinaron en laboratorio inmediatamente arribadas las muestras, utilizando un pHmetro ORION modelo 920A y un conductímetro ORION modelo 150, ambos equipos con compensación automática de temperatura.

Los nutrientes fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), nitrógeno total (NT), nitratos (N-NO_3^-), nitritos (N-NO_2^-) y amonio (N-NH_4^+), se analizaron dentro de las 24 hs después de colectadas las muestras. Todos los análisis químicos se realizaron siguiendo las recomendaciones propuestas en APHA (1992), Golterman et al. (1978) y Grasshoff et al. (1983). El PT se determinó luego de una digestión ácida con persulfato de potasio a 120°C y una atmósfera de presión durante 2 hs, seguido del análisis de PRS; éste se valoró por reducción del complejo fosfomolibdico con ácido ascórbico.

El NT se determinó mediante una oxidación alcalina y posterior reducción a N-NO_2^- por columna de cadmio; N-NO_3^- por reducción a N-NO_2^- en columna de cadmio seguida de diazotización; N-NH_4^+ por el método del azul-indofenol; se consideró como el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) a la suma de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+$. La relación N/P fue considerada como la relación NID/PRS. Todos los análisis químicos fueron realizados por triplicado.

Con el fin de estudiar la relación de las diferentes variables en las diferentes fechas de muestreo para los distintos sitios seleccionados, se realizó, un análisis de Componentes Principales (ACP). Este análisis, como toda técnica descriptiva multivariada, es un estudio exploratorio que permite describir estructuras de comportamiento en las observaciones (Lebart et. al. 1995). La matriz de observaciones está formada por diez columnas que represen-

tan a las variables medidas (Temperatura, Conductividad, pH, PT, PRS, NT, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , N-NO_2^- y la relación N/P) y 36 filas que representan a los seis sitios de muestreo en las seis fechas en las que se tomaron las muestras. Es importante destacar que en el ACP, las filas deben tener cierta repetitividad pero no son consideradas como réplicas de los sitios de muestreo. Las variables activas en el ACP fueron cinco y correspondieron a las concentraciones de: PT, NT, N-NO_3^- , N-NO_2^- y la relación N/P. Las restantes variables (temperatura, conductividad, pH, PRS y N-NH_4^+) se consideraron como ilustrativas o suplementarias. Una variable ilustrativa o suplementaria no participa en la conformación de los ejes factoriales pero se la puede proyectar, *a posteriori*, en el plano para ilustrar o complementar la descripción de los grupos que se conformaron con las variables activas (Lebart et al. 1995).

Para cada una de las variables más contributivas a la formación de los ejes factoriales del ACP, se estudió su significancia en los diferentes sitios de muestreo, utilizando un diseño Completamente Aleatorizado (DCA) con seis réplicas por tratamiento. Para los tests *a posteriori*, se utilizó el test de Dunnett dado que existe un sitio (tratamiento) control.

RESULTADOS

La Tabla 1 muestra los valores promedio (máximos y mínimos entre paréntesis) para las variables físico-químicas medidas en los diferentes sitios. La temperatura promedio varió entre 4.4°C y 9.4°C para todos los sitios. El pH resultó para todos los sitios entre neutro a ligeramente básico (6.9-7.4), mientras que la conductividad varió, en promedio, entre 57.1 $\mu\text{S/cm}$ y 89.9 $\mu\text{S/cm}$. Las concentraciones de sólidos suspendidos en todos los sitios resultaron siempre menores a 3 mg/L.

Las concentraciones promedio de nutrientes se muestran en la Tabla 2. El promedio de PT para todos los sitios fue 12.0 $\mu\text{g/L}$, registrándose la concentración máxima, en el sitio 3 (19.9 $\mu\text{g/L}$) en el muestreo realizado en Septiembre, coincidente con la época de deshielo. Las concentraciones de PRS para todos los sitios muestreados fue, en promedio, de 3.4 $\mu\text{g/L}$,

Tabla 1. Valores medios de las variables físico-químicas del agua (valores mínimos y máximos entre paréntesis) medidas en los diferentes sitios muestreados.

Table 1. Mean values of the physical-chemical variables in water (minimum and maximum in bracket) measured at the different sampling sites.

Sitio	Temperatura	Conductividad	
	(°C)	pH	($\mu\text{S/cm}$)
1	7.4 (3.9-10.1)	6.9 (6.6-7.0)	79.2 (65.4-92.8)
2	8.1 (3.8-11.1)	7.0 (6.7-7.3)	86.5 (67.6-93.7)
3	7.7 (4.0-10.6)	7.3 (7.2-7.6)	79.5 (67.5-93.9)
4	8.4 (4.4-11.2)	7.2 (6.9-7.5)	88.4 (75.9-103.3)
5	9.4 (4.6-12.9)	7.2 (6.8-7.4)	86.0 (73.3-97.9)
6	9.3 (4.3-13.2)	7.4 (6.9-7.8)	89.9 (80.5-103.5)

representando entre el 15 y el 48 % del PT. Los nitritos fueron la fracción del nitrógeno que no presentó variación a lo largo de todos los sitios y todas las fechas de muestreo. Por otro lado, la concentración de amonio observada en este estudio representó, en promedio para todos los sitios, el 2% del nitrógeno total.

Los nitratos fueron los que presentaron las mayores concentraciones en el agua y las mayores variaciones dependiendo de los sitios muestreados y de la época del año en la que se tomaron las muestras (Tabla 2). Las mayores concentraciones promedio de nitratos fueron obtenidas en el sitio 2 (437.4 $\mu\text{g/L}$). En todos los casos, se observó un incremento en las concentraciones de nitratos de los sitios 2 al 6 de entre tres y 27 veces respecto del sitio 1 tomado como control. Por otro lado, se observó una disminución de la concentración de nitratos desde el sitio 2 al 4 en el arroyo Chall-Huaco, sugiriendo la existencia de una capacidad de autodepuración del arroyo a lo largo de su cauce. Aguas abajo de la confluencia de este arroyo con el arroyo Ñireco, se observó un incremento nuevamente en la concentración de nitratos (Tabla 2) provenientes de áreas quemadas y del aporte de aguas servidas domiciliarias de los barrios aledaños vertidas a éste último arroyo. Similares tendencias se observaron en las concentraciones de nitrógeno total.

Tabla 2. Composición química del agua (valores medios, máximos y mínimos entre paréntesis) y resultados de los ANOVA para probar la significancia ($p < 0.05$) para todas las variables analizadas en los diferentes sitios muestreados.

Table 2. Chemical composition of the water (mean, minimum and maximum in brackets) and ANOVA testing for significance ($p < 0.05$) for all the variables included in the different sampling sites.

Sitio	PT ($\mu\text{g/L}$)	PRS ($\mu\text{g/L}$)	NT ($\mu\text{g/L}$)	N-NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g/L}$)	N-NO ₂ ⁻ ($\mu\text{g/L}$)	N-NH ₄ ⁺ ($\mu\text{g/L}$)	NID ($\mu\text{g/L}$)	N/P
1	9.6 (5.1-18.7)	2.9 (1.2-7.0)	110.6 (29.0-308.4)	27.1 (0.3-101.6)	1.7 (0.1-4.8)	8.4 (0.8-14.5)	37.2	12.8
2	12.0 (6.2-19.3)	3.6 (1.0-9.4)	675.1 (201.6-1573.8)	437.4 (92.9-1203.0)	2.1 (0.3-4.2)	15.6 (1.4-64.2)	455.1	126.4
3	19.9 (5.7-69.0)	3.0 (1.0-8.2)	601.6 (33.5-1378.1)	188.4 (1.4-639.0)	2.0 (0.1-5.5)	8.6 (0.3-29.0)	199	66.3
4	9.3 (4.7-17.0)	2.8 (1.0-7.6)	554.4 (41.5-1412.0)	170.3 (0.8-612.0)	1.9 (0.2-6.0)	10.0 (1.2-32.6)	182.2	65.0
5	7.6 (3.3-14.0)	2.4 (0.6-4.4)	407.7 (35.0-1254.0)	75.2 (3.2-258.2)	2.0 (0.4-5.5)	8.4 (1.1-24.5)	85.6	35.7
6	10.1 (6.4-16.4)	2.8 (1.0-7.6)	529.8 (47.6-1351.0)	133.5 (2.2-500.0)	2.1 (0.1-6.1)	8.1 (2.0-25.6)	143.7	51.3
F(a)	1.53		2.52	4.95	0.15	1.28		
p	0.22		0.06	0.03	0.66	0.30		

Del ACP realizado, se seleccionaron los dos primeros ejes que explican el 75.59% de la dispersión total de los datos. La figura 2 muestra el primer plano factorial de las variables activas. Se puede observar que la variable PT está menos asociada a las variables correspondientes al nitrógeno. La matriz de correlación muestra que todas las variables del nitrógeno presentaron correlación positiva y, entre estas, las variables N-NO₃⁻ y NT presentaron el mayor coeficientes de correlación ($r = 0.85$). Cabe considerar que la fracción de nitrógeno inorgánico que mas aporta a la concentración de NT es la de N-NO₃⁻ (entre el 18.4% y el 64.8%), en tanto que las otras fracciones inorgánicas (N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺) solo representan entre el 0.1 y el 7.6% del NT (Tabla 2).

En la Figura 3 se muestra el primer plano factorial de los sitios y fechas de muestreo. Al primer eje contribuyen: en el semieje positivo, el sitio 1 (para todas las fechas de muestreo) y los sitios quemados en las últimas fechas de muestreo (Diciembre de 1999 y Febrero de 2000) (Grupo I). Este grupo se caracteriza por presentar bajos valores en todas las variables relacionadas con el nitrógeno y valores medios a bajos

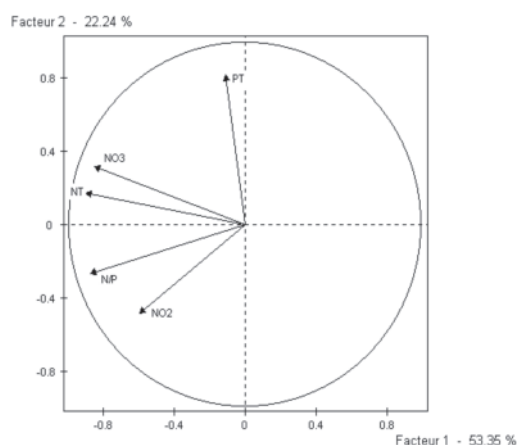


Figura 2. Primer plano factorial de las variables activas y círculo de correlación. El porcentaje indica la variabilidad explicada por cada eje.

Figure 2. First factorial plan of the active variables and the correlation circle. The percentage indicates the variability explained by each of the axis.

de PT. En el semieje negativo, los sitios ubicados en la zona quemada en las dos primeras fechas de muestreo (Julio y Agosto de 1999) (Grupos II y III) están caracterizados por elevados valores de algunas de las variables del nitrógeno, especialmente los $N-NO_3^-$. En relación al segundo eje factorial, el semieje positivo está compuesto por el sitio (S3240999) y todos los sitios ubicados en el área quemada (S2, S3, S4, S5 y S6) muestreados en la fecha (17/08/99) (Grupo II) con valores mas altos de PT. Por otro lado, el semieje negativo está compuesto por todos los sitios ubicados en el área quemada (S2, S3, S4, S5 y S6) (Grupo III) y por el sitio control ubicado en el área no quemada (S1) muestreados el 10/07/99.

La Tabla 2 muestra los estadísticos y los *p* valores correspondientes a cada una de las variables analizadas con el DCA. Se puede observar que sólo la concentración de $N-NO_3^-$ presentó diferencias significativas entre los diferentes sitios. El test de Dunnett a posteriori mostró que sólo hay diferencias entre los valores promedios de $N-NO_3^-$ en el sitio 1 (control) y el sitio 2 (quemado).

Los caudales para el arroyo Chall-Huaco fueron de 8.2 m³/seg para épocas de estiaje; 0.9 m³/seg en época de caudales intermedios y 0.4 m³/seg en épocas de sequía. Considerando estos resultados, y teniendo en cuenta que la concentración promedio para los sitios 2, 3, y 4 de NT fue de 559.7 µg/L, se estimó que la carga de nitrógeno transportada por el arroyo desde el área quemada hacia el lago Nahuel Huapi fue de 144.7 Tn/año, 15.8 Tn/año y 7.1 Tn/año para épocas de estiaje, caudales intermedios y sequía respectivamente. Si se considera que, en promedio, el 37% del NT se encuentra como nitratos (Tabla 2), las cargas de esta forma nitrogenada transportadas por el arroyo serían de 53.5 Tn/año; 5.8 Tn/año y 2.6 Tn/año para épocas de estiaje, caudales intermedios y sequía, respectivamente.

Si consideramos que el arroyo Ñireco antes de desaguar en el lago Nahuel Huapi atraviesa una zona densamente poblada que vierte, en su gran mayoría, desechos domiciliarios ricos en nutrientes (especialmente N y P) a sus aguas, las cargas de estos nutrientes serían aún mas elevadas al llegar al lago.

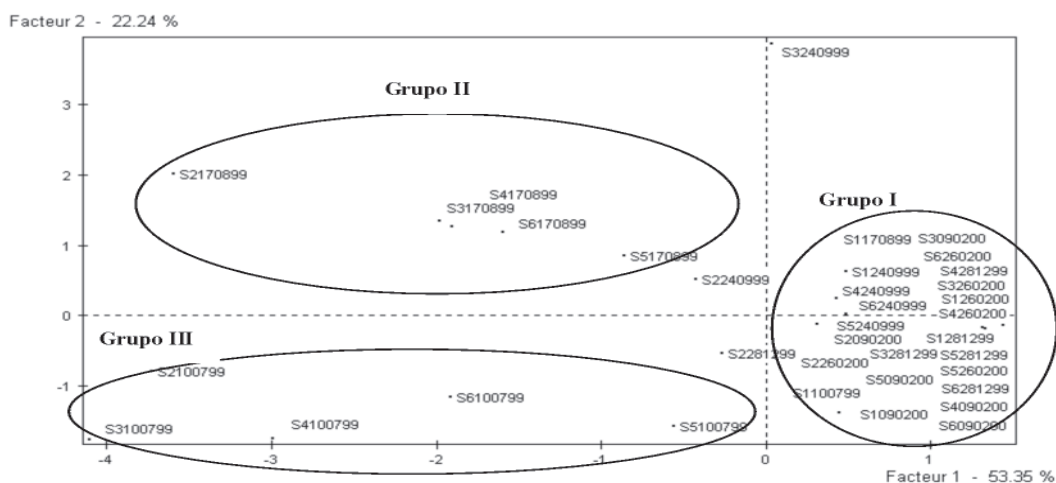


Figure 3. Primer plano factorial de los sitios y fechas de muestreo. (La letra y el primer número indican el sitio de muestreo; los restantes seis números indican la fecha de muestreo). El porcentaje indica la variabilidad explicada por cada eje.

Figure 3. First factorial plan of sites and dates of sampling (the letter and the first number indicate the sampling site; the other six numbers indicate the sampling date). The percentage indicates the variability explained by each of the axis.

DISCUSIÓN

Los valores de temperatura, pH y conductividad medidos en este trabajo se encuentran dentro de los rangos reportados por Pedrozo et al. (1993) para ambientes de esta sub-región.

Tiedemann (1978) y DeBano et al. (1996) postulan que los sólidos suspendidos constituyen uno de los parámetros afectados después de un incendio, incrementando su concentración en el agua. Cossavella et. al. (2005) registraron un aumento de los sólidos suspendidos como consecuencia de un incremento de la erosión en un estudio realizado sobre el embalse Los Molinos (Córdoba) y su cuenca en donde, a mediados del año 2003, se produjeron focos de incendios de diversa magnitud. Las bajas concentraciones de sólidos suspendidos obtenidos en este trabajo probablemente se deban al hecho que este estudio fue realizado tres años después de ocurrido el incendio. La recuperación de la vegetación, la alta capacidad de retención de P y la estabilidad estructural de los suelos volcánicos (Colmet-Dage et. al. 1993) estarían minimizando las pérdidas por escorrentía o erosión eólica a largo plazo de estas variables.

Alauzis (com. públ.) observó que en áreas quemadas de la cuenca del Chall-Huaco, dos años después de ocurrido el incendio, las concentraciones de fósforo en el suelo eran significativamente mayores que en sitios sin quemar, sugiriendo que el suelo (de origen volcánico, alta estabilidad estructural y alta capacidad de retención de P) habría disminuido su capacidad natural de retención de este nutriente. En este sentido, podría esperarse que esto se viera también reflejado en un incremento en las concentraciones totales de fósforo en el agua. Por otro lado, Cossavella et. al. (2005) observaron un incremento en la carga de P en los ríos y su posterior incremento sobre las aguas del embalse Los Molinos en Córdoba a consecuencia de los incendios forestales ocurridos en la cuenca. El estudio realizado por estos autores se llevó a cabo al poco tiempo de ocurridos los incendios. Sin embargo, los resultados de este estudio no mostraron esa tendencia, lo que también guarda relación con la baja concentración de sólido en suspensión encontrada. Probablemente las concentra-

ciones de fósforo y sólidos suspendidos en el agua se incrementan inmediatamente después del incendio y no constituyen indicadores adecuados dos o tres años después de ocurrido el mismo.

Las concentraciones de PRS y $N-NO_2^-$ obtenidas en este estudio resultaron similares a las informadas por Pedrozo et al. (1993) para ambientes lóticos de la sub-región Andino-Patagónica.

Las concentraciones de amonio y nitratos fueron muy bajas en el Sitio 1 (control correspondiente al sitio no quemado), debido probablemente a la eficiencia en la oxidación del amonio a nitrato y en la eficiencia de la vegetación en utilizar estos nitratos (Likens et al. 1970). Por otro lado, estos autores no observaron cambios en las concentraciones de amonio entre zonas perturbadas y sin perturbar.

La nitrificación es el proceso de mineralización predominante en los bosques de lengas del Chall-Huaco. En sitios quemados, las tasas de mineralización en forma de nitratos se mantienen altas (similares a los sitios no quemados o ligeramente inferiores) (Alauzis, com. públ.). El mantenimiento de tasas altas de nitrificación con baja cobertura vegetal, podría estar determinando un incremento en las pérdidas de nitratos por lixiviación, reflejándose en las elevadas concentraciones de $N-NO_3^-$ en el agua, como ha sido observado en este estudio. En este sentido, la concentración de nitratos en el agua aparecen como el indicador más adecuado para estimar el efecto a largo plazo, en esta cuenca, de los incendios forestales. Estos resultados son coincidentes a los obtenidos por otros autores (Likens et al. 1970; Tiedemann 1978; Horne & Goldman 1994; DeBano et al. 1996).

Los cambios en la calidad del agua como resultado del aumento del lavado de nutrientes desde zonas disturbadas provoca cambios en la flora algal (Holopainen & Huttunen 1992). Estos autores encontraron que en áreas disturbadas se produjo una diversificación de más de 63 taxas algales, cambiando los grupos dominantes. Resultados similares fueron obtenidos por Prat et al. (com. públ.), quienes encontraron que con posterioridad a un incendio, la comunidad de algas dominadas por especies

características de aguas oligotróficas cambió a otras especies propias de ambientes eutróficos. Si bien en este trabajo no se realizaron estudios de la flora algal de los sitios muestreados, observaciones en campo realizadas por el autor de este trabajo, mostraron que el perifiton era mucho más evidente en los sitios 2 al 5, coincidente con las mayores concentraciones de nutrientes observados, en especial, nitrógeno total y nitratos.

Los nutrientes, que ingresan por diferentes vías, representan un impacto sobre el cuerpo de agua receptor desarrollando diversas formas de vegetación acuática (fitoplancton, perifiton, etc.) que no son naturalmente características del ambiente. En algunos casos pueden aparecer especies algales tóxicas y eventualmente, en casos muy severos, mortandad de peces (Sinke 1992). También se han observado efectos sobre la comunidad de macroinvertebrados. Prat et al. (com. públ.) reportaron efectos de tipo más permanente sobre esta comunidad que solo comienza a mostrar una recuperación hacia su condición natural más de un año después de ocurrido el incendio.

Las cargas de $N-NO_3^-$ transportadas por el arroyo desde el área quemada hacia el lago Nahuel Huapi resultaron muy elevadas. Estas cargas se verían incrementadas, aún más, aguas abajo debido a que el arroyo recibe las descargas domiciliarias de barrios periféricos antes de desembocar en el lago. Este incremento de nutrientes (eutrofización) afectará la calidad global del cuerpo de agua que en última instancia se reflejará en la alteración de su aptitud para los diferentes usos (recreacional y estético, agua para consumo humano, agua para irrigación, etc.) reduciendo el valor ecológico del mismo.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer en primer lugar a la Dra. M. J. Mazzarino y al Dr. F. Pedrozo por la lectura crítica y los valiosos aportes sugeridos en los diferentes manuscritos. A la Bioq. L. Roselli por su constante estímulo y apoyo para la realización de este trabajo. A la Dra. N. Baccalá y a la Lic. B. Beamud por el asesoramiento en el análisis estadístico de los datos.

A la Sra. A. Díaz por la colaboración prestada en la compaginación del mapa y a los Sres H. Fernandez y S. Rusak por la información, sobre caudales, suministrada. Este trabajo fue financiado por la Universidad Nacional del Comahue, Proyectos B-940 y 04-B001.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Ed. American Public Health Association: Washington, USA. 1134 pp.
- BAKER, MB Jr. 1990. Hydrologic and Water Quality Effects of Fire. Pp. 31-42 in: *Proceedings of a Symposium on Effects of Fire Management of Southwestern Natural Resources*. USDA Forest Service, General Technical Report RM-191.
- COLMET-DAAGE, F; ML LANCEOTTI & A MARCOLIN. 1995. *Importancia de los Suelos Volcánicos de la Patagonia Norte y Central*. INTA-SAGyP, Centro Regional Patagonia Norte, EEA Bariloche, Area Recursos Naturales. 27 pp.
- CORREA, MN. 1998. *Flora Patagónica*. Parte I. Colección Científica Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 391 pp.
- COSSAVELLA, A; R BAZÁN; M CORRAL; MI RODRÍGUEZ; G GRISOLIA ET AL. 2005. Variación de la Carga de Fósforo Provocada por los Incendios en la Cuenca del Embalse los Molinos. III Congreso Argentino de Limnología, Chascomús, Argentina. Libro de Resúmenes.
- DEBANO, LF; PF FOLLIOTT & MB BAKER JR. 1996. Fire Severity Effects on Water Resources. Pp. 77-84 in: *A Symposium Proceedings "Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems"*. USDA Forest Service, General Technical Report RM-GTR-289.
- DELEGACIÓN TÉCNICA REGIONAL PATAGONIA DE PARQUES NACIONALES. 1996. *Incendio Forestal del Valle del Chall-Huaco, Reserva Nacional Nahuel Huapi*. Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano, Administración de Parques Nacionales. 7 pp.
- GOLTERMAN, HL; R CLYMO & M OHSTAD. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwater*. IBP Handbook, 8. Blackwell. London, UK. 180 pp.
- GRASSHOFF, M; K EHRHARDT & K KREMLING. 1983. *Methods of seawater analysis*. M Grasshoff ; K Ehrhardt & K Kremling (Ed.). 419 pp.
- HOLOPAINEN, AL & P HUTTUNEN. 1992. Effects of Forest Clear-cutting and Soil Disturbance on the Biology of Small Forest Group. *Hydrobiologia*, **243/244**: 457-464.
- HORNE, AJ & CHR GOLDMAN. 1994. *Limnology*. 2nd Edition. MacGraw-Hill, Inc. 576 pp.
- LEBART, L; A MORINEAU; & M PIRON. 1995. *Statistique*

- Exploratoire Multidimensionnelle*. Dunod. Paris. 200 pp.
- LIKENS, GE; FH BORMANN; NM JOHNSON; DW FISHER & RS PIERCE. 1970. Effects of Forest Cutting and Herbicide Treatment on Nutrient Budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem. *Ecolog. Monogr.*, **40**(1):880-904.
- PEDROZO, F; S CHILLRUD; P TEMPORETTI & M DIAZ. 1993. Chemical composition and Nutrient limitation in rivers and lakes of northern Patagonian Andes (35.5°-42°S; 71°W) (Rep. Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **25**:207-214.
- QUIROS, R. 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and Chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, **23**:647-658.
- SCHLICHTER, TM & P LACLAU. 1998. Ecotono Estepa Bosque y Plantaciones Forestales en la Patagónia Norte. *Ecol. Austral*, **8**:285-296.
- SINKE, AJC. 1992. Phosphorus dynamics in the sediment of a eutrophic lake. *Cip-Gegevens Koninklijke Bibliotheek, Den Haag*:120 pp.
- TIEDEMANN, AR. 1978. Regional Impacts of Fire. Pp. 532-556 in *Proceedings of the Conference "Fire and Ecosystem Properties"*. Forest Service, General Technical report WO-26.
- VITOUSEK, PM; JR GOSZ; CCH GRIER; JM MELILLO & W REINERS. 1982. A Comparative Analysis of Potential Nitrification and Nitrate Mobility in Forest Ecosystems. *Ecolog. Monogr.*, **52**(2):155-177.
- WILLIAMSON, CE; DP MORRIS; ML PACE & O OLSON. 1999. Dissolved Organic Carbon and Nutrients as Regulators of Lake Ecosystems: Resurrection of a More Integrated Paradigm. *Limnol. Oceanogr.*, **44**(3, part 2):795-803.