

Comparación y aplicabilidad de índices bióticos para evaluar calidad de aguas en ambientes lóticos del Parque Nacional Nahuel Huapi

Doctorado en Ciencias Naturales
Facultad de Ciencias Naturales y Museo
UNLP
Año 2013



Doctorando: **Melina Mauad**
Director de Tesis: Dr. Gustavo R. Spinelli
Co-Directora de Tesis: Dra. Julieta I. Massaferro

*A Pablo, Goyito y Anita,
mi amada familia*

Agradecimientos

Quiero comenzar agradeciendo a quienes hicieron posible mi participación en el proyecto Iniciativa DARWIN “Capacity building for biodiversity studies of freshwater insects in Argentina” del gobierno de Gran Bretaña. A mis directores de tesis, el Dr. Gustavo Spinelli y la Dra. Julieta Massaferro, que suministraron la logística y presupuesto necesario para el trabajo de campo. Un especial agradecimiento a mi co-directora, por la compañía, la asistencia y colaboración en cada viaje.

Mis agradecimientos a todas las personas que colaboraron con este trabajo, a los directores del ILPLA que me prestaron las instalaciones para realizar mis análisis, especialmente a la sección Bentos y al Dr. Rodrigues Capítulo que supieron suministrarme instrumental específico, necesario para algunos de mis estudios. A todos los investigadores que me ayudaron en la resolución de problemáticas taxonómicas de la facultad de Ciencias Exactas de Buenos Aires (UBA) y del Museo de Ciencias Naturales de La Plata, agradezco particularmente la Dra. Ma. Florentina Díaz y su colaboración con sus queridos “ceratos”.

Un especial agradecimiento a todos los becarios e investigadores del Laboratorio de Investigaciones en Ecología y Sistemática Animal (LIESA) por la buena disposición que tuvieron conmigo y en quienes siempre encontré una puerta abierta cuando lo necesité, apoyándome en el plano académico y personal. Muy especialmente quiero agradecer a la Dra. Ma. Laura Miserendino, a quien conocí cuando dictaba un curso en mi ciudad y abusando de su buena disposición le agoté con dudas y preguntas sobre mi temática de estudio. Fue siempre

incondicional en todo momento, alentándome siempre para que no baje los brazos. Gracias por todos los consejos y la orientación.

Quisiera agradecer a mis amigas “patagónicas”, quienes me dieron una calurosa bienvenida en cada viaje realizado. Un especial agradecimiento a la Lic. Susana Seijas por la logística en cada campaña, a mis colaboradoras de campo, Fer y Noe, muchas gracias chicas por la ayuda en los muestreos y la compañía.

Terminaré con el agradeciendo más especial de todos, a mi familia, mi marido y mis dos pequeñitos, quienes me acompañaron en algunos viajes de campaña y me tuvieron muchísima paciencia en mis momentos más críticos.

CONTENIDO

Resumen..... 1

Abstract..... 5

Capítulo 1: Introducción

1.1 Generalidades de ecosistemas acuáticos lóticos 8

1.2 Importancia de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua 11

1.3 Índices bióticos y calidad de agua 13

1.3.1 Historia de los Índices Bióticos en ambientes lóticos 14

1.3.2 Antecedentes en el tema y en el área de estudio..... 17

1.4 Objetivos 18

1.5 Hipótesis..... 19

1.5 Problemáticas ambientales dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi 20

Capítulo 2: Área de estudio

2.1 Área de estudio	24
<i>2.1.1 Descripción de los sistemas fluviales</i>	<i>26</i>
a) Sistema A: Ñireco-Challhuaco.....	26
b) Sistema B: Catedral-Gutiérrez.....	31
c) Sistema C: Villegas-Manso Inferior.....	35

Capítulo 3: Materiales y métodos

3.1 Obtención y análisis de las muestras.....	39
<i>3.1.1 Muestreos.....</i>	<i>39</i>
<i>3.1.2 Medición de variables in situ</i>	<i>40</i>
3.2 Obtención y análisis de macroinvertebrados	43
<i>3.2.1 Toma y conservación de muestras.....</i>	<i>42</i>
3.3 Análisis cuantitativos	46
<i>3.3.1 Datos numéricos de comunidades</i>	<i>46</i>
<i>3.3.2 Aplicación de Índices Bióticos y métricas para determinación de la calidad del agua.....</i>	<i>46</i>
<i>3.3.3 Análisis estadístico.....</i>	<i>50</i>

Capítulo 4: Resultados

4.1 SISTEMA (A) Challhuaco-Ñireco.....	52
4.1.1 Características físico-químicas del sistema.....	52
Nutrientes y pigmentos fotosintéticos.....	55
Detrito.....	57
4.1.2 Composición, riqueza faunística y abundancia de macroinvertebrados	58
4.1.3 Medidas tróficas	60
4.1.4 Aplicación de índices de calidad de agua.....	62
A) Índices de diversidad	62
B) Métricas e índices bióticos.....	64
4.1.5 Análisis estadísticos	66
a) ANOVA.....	66
b) Análisis multivariado	67
4.1.6 Discusión.....	70
4.2 SISTEMA (B) Gutiérrez-Catedral.....	77
4.2.1 Características físico-químicas del sistema.....	77
Nutrientes y pigmentos fotosintéticos.....	79
Detrito.....	81
4.2.2 Composición, riqueza faunística y abundancia de macroinvertebrados	82
4.2.3 Medidas tróficas	84
4.2.4 Aplicación de índices de calidad de agua.....	86
A) Índices de diversidad	86
B) Índices bióticos.....	88

4.2.5 <i>Análisis estadísticos</i>	89
a) ANOVA.....	89
b) Análisis multivariado.....	90
4.2.6 <i>Discusión</i>	93
4.3 SISTEMA (C) Manso Inferior-Villegas	100
4.3.1 <i>Características físico-químicas del sistema</i>	100
Nutrientes y pigmentos fotosintéticos.....	102
Detrito.....	103
4.3.2 <i>Composición, riqueza faunística y abundancia de macroinvertebrados</i>	104
4.3.3 <i>Medidas tróficas</i>	107
4.3.4 <i>Aplicación de índices de calidad de agua</i>	109
A) Índices de diversidad	109
B) Índices bióticos.....	110
4.3.5 <i>Análisis estadísticos</i>	112
a) ANOVA.....	112
b) Análisis multivariado.....	112
4.3.6 <i>Discusión</i>	115

Capítulo 5: Consideraciones finales

5. Consideraciones finales	120
---	------------

6. BIBLIOGRAFÍA	125
------------------------------	------------

7. ANEXOS143

Resumen

Los crecientes problemas de degradación ambiental que mundialmente afectan a los ecosistemas acuáticos han llevado a la necesidad de monitorear la calidad del agua de estos sistemas. Una de las maneras más prácticas y a la vez más eficientes, es el monitoreo biológico. La evaluación biológica usando macroinvertebrados tiene una gran ventaja sobre los métodos químicos y es que éstos funcionan como integradores reflejando el estado de un cuerpo de agua durante un período de tiempo de semanas o meses, en cambio los métodos químicos, si bien son más exactos, poseen la desventaja de que solamente dan información instantánea de un evento puntual en un momento determinado.

Históricamente, la Patagonia andina fue protegida de la contaminación antropogénica debido a su lejanía, su baja densidad poblacional, acceso dificultoso y a la existencia de numerosos Parques Nacionales y reservas. Sin embargo, en los últimos 30 años, la población se ha incrementado, principalmente debido a la inmigración desde otras regiones de Argentina, involucrando cambios en las prácticas agrícolas y ganaderas, aprovechamiento forestal, construcción de represas hidroeléctricas, canalización de cursos de aguas y extracción de petróleo, lo que ha aumentado el riesgo de contaminación sobre los distintos recursos hídricos. Por lo tanto, monitorear los ambientes acuáticos permitirá evaluar la existencia de cambios en la calidad de agua de los mismos.

Los Índices Bióticos se basan, entre otros, en la abundancia y diversidad de grupos de macroinvertebrados acuáticos y se utilizan para evaluar la calidad ambiental. Numerosos estudios demostraron que la descarga de efluentes en los sistemas lóticos puede producir cambios de variada importancia en la composición de las comunidades acuáticas. Estos cambios involucran el reemplazo de especies, es decir la desaparición o disminución de grupos que no son capaces de sobrevivir bajo condiciones de deterioro ambiental, los cuales son reemplazados

por otros grupos nuevos, que pueden persistir y que se benefician con la situación aumentando considerablemente su densidad poblacional. Actualmente existen diversos tipos de índices bióticos, la mayor parte de estos índices fueron desarrollados en Europa y Norte América. En Argentina, debido a las diferencias biogeográficas, se han desarrollado otros bioíndices que son ajustes de los originales ya existentes en el hemisferio norte. En ríos y arroyos patagónicos, se utiliza el BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Streams) de Miserendino & Pizzolón (1999) que es una variación del BMWP desarrollado previamente en Inglaterra.

El objetivo general de este trabajo fue la aplicación de distintos índices bióticos en tres sistemas de ríos y tributarios dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi que presentaron diferentes disturbios antrópicos:

- sistema Challhuaco-Ñireco (A) perteneciente a la cuenca del río Ñireco
- sistema Catedral-Gutiérrez (B) perteneciente a la cuenca del lago Gutiérrez
- sistema Manso-Villegas (C) que corresponde a la cuenca del río Manso

Para ello se realizaron dos muestreos uno durante la primavera tardía y otro en verano durante tres años consecutivos (2009-2011). Las estaciones en cada sistema se ubicaron en zonas pre-impacto, impactadas y post-impacto. Los muestreos consistieron en la toma de muestras de agua para análisis químicos de rutina. Se midieron, in situ, las variables fisicoquímicas del agua como la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto, el porcentaje de saturación del oxígeno, la salinidad, la conductividad y el total de sólidos disueltos; y en el laboratorio se midieron las concentraciones de nutrientes (amonio, nitritos, nitratos y fósforo reactivo soluble) y los pigmentos fotosintéticos (clorofila-a y feofitina-a).

Para los macroinvertebrados, en cada estación se realizaron muestreos cualitativos con red de pateo y cuantitativos con red Surber. El material colectado se preservó en alcohol al 70%. En el laboratorio, se procesaron las muestras en bandejas blancas ya que permitieron separar fácilmente los macroinvertebrados

para su posterior conteo y determinación de los distintos grupos (familia, género y en algunos casos especie) utilizando diferentes guías taxonómicas actualizadas.

Los resultados obtenidos a partir de los análisis físico-químicos del agua, del análisis taxonómico de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, de la aplicación y la comparación de los diferentes índices bióticos y por último, del análisis estadístico multivariado (CANOCO), permitieron realizar una evaluación de la calidad de las aguas en dichos sistemas acuáticos y una comparación de los diversos índices considerados, pudiendo indicar cuál es el más apropiado para aplicar en la zona de estudio y para realizar futuros biomonitoreos en otros sistemas lóticos de Patagonia Norte. De acuerdo a las concentraciones de nutrientes encontradas y los resultados obtenidos de los análisis de los índices, se pudo inferir que la cuenca del río Ñireco fue la más afectada, reflejando el deterioro de la calidad del agua particularmente en el sitio VII ubicado posterior a la ciudad de San Carlos de Bariloche, en la desembocadura del río en el lago Nahuel Huapi. Los valores promedio de las variables físico-químicas más relevantes para dicho sitio fueron: 8,95 mg/l en las concentraciones de oxígeno disuelto, 100 $\mu\text{s/cm}$ en la conductividad, 50,25 ppm con respecto a la concentración de sólidos disueltos, 173,5 $\mu\text{g/L}$ en la concentración de nitratos y 30,5 $\mu\text{g/L}$ en la de fosfatos. Por otro lado el sitio VII obtuvo los valores más bajos de riqueza y diversidad de todo el estudio con tan solo 6 taxones y 0,2 bits del índice de Shannon y 0,9 bits del índice de dominancia de Simpson. El BMPS resultó ser el índice más adecuado para medir el disturbio en los tres sistemas y en particular en la cuenca del río Ñireco, donde el BMPS varió de 124 para el sitio I a 37 para el sitio VII, clasificando dicho sitio como aguas disturbadas. En el análisis de la taxocenosis de insectos, los valores de EPT taxa reflejaron una disminución de los taxones sensibles en el sitio VII, se hallaron la mitad de taxones que en el sitio I perteneciente a la cebecera. Se pudo determinar que en las zonas más bajas se hizo importante la presencia de los grupos de insectos más tolerantes a la elevada carga orgánica (por ejemplo, Annelida y Chironomidae) como sucede en los sitios VI y VII del sistema A, en los sitios IV y V del sistema B y en el sitio III del sistema C.

Este estudio aporta información sobre el estado de los cursos de agua y a su vez, permitirá detectar y cuantificar los efectos producidos por disturbios antrópicos y ambientales.

Abstract

Increasing problems of environmental degradation affects the aquatic ecosystems, and they have led to the necessity of a monitoring of the biological quality of water. Besides from an instrumental monitoring, it is also needed a biological evaluation by the use of macroinvertebrates as they work as integrators reflecting the state of the water body during a period of time of weeks or months. One of the most accurate way to carry out this quality assessment is from using biological monitoring

In the last 30 years, the population in the Andean Patagonia has been increasing considerably, mainly because of the immigration from other regions and, as a consequence of that, the contamination has been increasing as well. Therefore, monitoring aquatic macroinvertebrates will enable the possibility to observe the existence of changes in the quality of water.

Biotic Indexes are based on the different sensitivity of some taxa of macroinvertebrates in relation to the organic pollution (sewage) and they can be used to evaluate the degree of environmental quality. Several studies have demonstrated that the discharge of effluents in lotic systems can produce changes of varied importance in the composition of aquatic communities. These changes include the replacement of species, that means the disappearance of those species that are not able to survive under certain forms of impact being replaced by others that are more tolerant and are able to live under such environmental disturbances. Nowadays, there exist many types of biotic indexes. The existing indexes from the northern Hemisphere have been adapted in Argentina. In south Patagonia, Miserendino & Pizzolón (1999) have assessed the water quality of patagonian rivers using the BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Streams) is an adaptation of the BMWP (Armitage *et al.*, 1983).

The primary aim of this study was the application of different biotic indexes in three rivers and tributary systems, which belong to the Nahuel Huapi National Park and present different anthropic disturbances:

- system (A) Challhuaco-Ñireco, Ñireco catchment
- system (B) Catedral-Gutiérrez, Gutiérrez catchment
- system (C) Manso-Villegas, Manso catchment

To achieve this aim, two samplings were taken: one in late spring and the other one in summer, during three consecutive years (2009-2011). In each lotic system, the sites were localized in pre-impacted, impacted and post-impacted areas. Physico-chemical variables were taken in situ, such as water temperature, pH, dissolved oxygen, alkalinity, conductivity; and water samples were taken in order to be analyzed in the laboratory (nutrients concentration and photosynthetic pigments). At each station also macroinvertebrates were sampled with Surber and Kick nets, with mesh of 300 μm . The samples were preserved in alcohol 70% and processed at the laboratory using different taxonomics guides.

The achieved results from the analysis of physico-chemical parameters, the applicability of the biotic indexes and the statistical multivariate analysis (CANOCO), provide an evaluation of the quality of water in these aquatic systems and the comparison of the different indexes will indicate which one would be the most appropriate to apply in the area of study. According to the physico-chemical parameters, nutrients concentrations and the obtained results of the analyses of the indexes, it was possible to infer that Ñireco River basin was the most affected system reflecting the impoverishment of the water quality, particularly in site VII located afterwards San Carlos de Bariloche city. The average values of the most considerable physico-chemical variables for site VII were: 9 mg/l of dissolved oxygen, 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ of conductivity, 50 ppm of total dissolved solids (TDS), 174 $\mu\text{g}/\text{L}$ of nitrates concentration and 31 $\mu\text{g}/\text{L}$ of fosfates. Besides site VII obtained the lowest values of richness and diversity in the whole study with six taxa, 0.2 bits of Shannon diversity and 0.9 bits of Simpson dominance. The BMPS turned out to be

the index more adapted to measure the disturbance, particularly at Ñireco basin wich vary from 124 at site I to 37 at site VII classifying this site like disturbed waters. On the other hand, in the taxocenosis of insect analysis, the values of EPT taxa displayed a decrease of the sensitive taxa in site VII and an increase of the tolerant ones, such as Annelida and Chironomidae, as it also happened in sites IV and V of Gutierrez basin and in site III of Manso River basin.

This study contributes information about the condition of the water courses at Patagonia Norte, and will allow to detect and to quantify the effects produced by antropogenic and environmental disturbances.

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 Generalidades de ecosistemas acuáticos lóticos.

El curso de un río es el camino que recorre desde su nacimiento hasta su desembocadura. En general puede caracterizarse el curso fluvial en tres partes: superior, medio e inferior. El nacimiento de los ríos no siempre es fácil de determinar, pero lo normal es que nazcan tras la reunión de varios arroyos que bajan de las laderas de las montañas más próximas. El curso superior se caracteriza por poseer el cauce más estrecho, el menor caudal y la mayor pendiente, por lo que en general las aguas circulan con rapidez, encontrándose una gran cantidad de rápidos; en esta sección predominan los procesos de erosión y transporte por sobre los de la sedimentación. Poseen sustratos rocosos, con rocas de gran tamaño de tipo bloque y guijarro. Asimismo, el curso medio se caracteriza por poseer un ensanchamiento del cauce con un aumento del caudal, reducción de la pendiente, pero sigue presentando una sucesión de rápidos y pozones; predominan los procesos de transporte por sobre la erosión y la acumulación, especialmente durante las crecidas, y en su lecho se hallan rocas desde medianas a muy pequeñas; en esta sección generalmente se encuentran los asentamientos humanos. Por último, el cauce del curso inferior alcanza la anchura máxima, el mayor caudal y la menor pendiente, por lo que predominan los procesos de acumulación sobre los de transporte y de erosión, que no están del todo ausentes; los lechos se caracterizan por poseer aumentos en la cantidad de arenas, arcillas y limos. Muchos ríos de montaña, particularmente los de áreas templadas, se caracterizan por poseer una alimentación nival, donde las precipitaciones son en forma de nieve y por lo tanto las aguas quedan retenidas durante el invierno. Las crecidas llegan con la época del deshielo en primavera y pueden durar hasta principios del verano produciendo un aumento fuerte en el caudal.

Como resultado, los sistemas lóticos están caracterizados por una pronunciada zonación longitudinal de factores físico-químicos y de la biota, contrastando con las distribuciones verticales, que predominan notablemente en

los lagos. Por lo expuesto anteriormente, los sistemas de arroyos consisten en un mosaico de parches y hábitat relacionados por diversos procesos, y soportan comunidades altamente complejas. La distribución de los invertebrados en estos sistemas está regida por un número de factores que típicamente actúan a diferentes escalas, por lo que la estructura de la comunidad local puede ser vista como el resultado de un proceso continuo a través de una variedad de filtros del medio ambiente, desde procesos regionales que involucran especiación, historia geológica y clima, o de pequeña escala tales como el riesgo de predación, porosidad del sustrato y velocidad de corriente (Malmqvist, 2000).

Vannote y colaboradores (1980) publicaron el primer concepto teórico sobre el funcionamiento de los ríos, "The River Continuum Concept" basado en el estudio de arroyos y ríos de pequeño orden de la zona norte templada de cuencas de vegetación caducifolia y no impactadas. Bajo este concepto los ríos están tratados como sistemas integrados longitudinalmente, donde el funcionamiento del río aguas abajo está íntimamente relacionado entre otros, con los procesos geomorfológicos que tienen lugar aguas arriba. Básicamente el concepto propone que el ingreso de energía al sistema y en consecuencia, la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, varían dependiendo del orden del río y de las características del ecosistema terrestre adyacente con el que intercambia materia y energía. Los arroyos de cabeceras (de orden 1-3) están influenciados por la vegetación ribereña, que reduce la producción autotrófica por el sombreado y contribuye a la acumulación de detrito alóctono. A medida que se acerca a la desembocadura y el tamaño del río aumenta, se reduce la importancia del aporte de materia orgánica alóctona, y se incrementa la producción primaria autotrófica proveniente de las algas y plantas vasculares. Con respecto a los invertebrados acuáticos, las proporciones de los cuatro grupos funcionales principales se ven afectadas con la disponibilidad de la materia orgánica. Los principales grupos funcionales de alimentación en un sistema lótico son: los fragmentadores, que son organismos que se alimentan de la materia orgánica particulada gruesa (>1mm), que junto con los microorganismos la convierten en material más fino disponible

para los demás organismos; los colectores, que poseen caracteres morfológicos para filtrar la materia orgánica particulada fina (1 mm-50 μ m) de la corriente o recolectarla del sedimento; los raspadores, que se alimentan del perifiton que crece y se acumula en el sustrato; y por último, el grupo de los predadores. Debido a las diferencias en la disponibilidad de la materia orgánica en las distintas secciones del río, la abundancia relativa de los distintos grupos varía. En cabeceras, los fragmentadores y colectores son más abundantes debido a la presencia de mayor cantidad de materia orgánica particulada gruesa alóctona. En ríos de mediano tamaño disminuye el sombreado producido por la vegetación ribereña, aumentando de esta manera la penetración de la luz y favoreciendo el desarrollo del perifiton, con el consecuente incremento de los raspadores. A medida que aumenta el orden del río y disminuye el tamaño de la partícula de detrito, la proporción de colectores aumenta en importancia, dominando los ensambles de macroinvertebrados en dicha sección del río. La proporción de los predadores en todos los segmentos se mantiene constante y sólo cambia en la composición específica, debido a que estos organismos no dependen del tamaño de las partículas para alimentarse, sino de la disponibilidad de presa.

Sin embargo, la aplicación del concepto del río continuo fue muy resistida por varios científicos, Statzer & Higler (1985) entre otros, fundamentan que dicho concepto puede aplicarse a muchos ambientes, sin embargo, no es del todo consistente para explicar el funcionamiento de todos los ríos de montaña. Asimismo, estudios realizados en ríos de Nueva Zelanda se encontraron con la ausencia de fragmentadores a pesar de poseer aportes considerables de materia orgánica particulada gruesa (Rounick & Winterbourn, 1982; Winterbourn, 1995. Sin embargo, en líneas generales y según los trabajos realizados en ambientes de montaña patagónicos (Albariño, 1997; Modenutti *et al.*, 1998; Miserendino & Pizzolón, 2000, 2003, 2004; Miserendino, 2008; Miserendino & Brand, 2009; Modenutti *et al.*, 2010) el comportamiento de los ríos se ajustaría medianamente a este modelo.

1.2 Importancia de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua.

Los invertebrados bentónicos, especialmente los macroinvertebrados, son unos de los grupos biológicos más ampliamente usados como indicadores de calidad de agua en los monitoreos de ambientes acuáticos, por presentar numerosas ventajas (Plafkin *et al.*, 1989). Los macroinvertebrados bentónicos son todos los invertebrados que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos en alguna etapa de su vida, y son retenidos en redes de poro igual o menor a los 500 μm (Rosenberg & Resh, 1993). En la fauna bentónica están incluidos varios grupos de invertebrados, como Annelida, Hirudinea, Platelminthes, Crustacea, Acari y los estados inmaduros y adultos de varios órdenes de insectos. Estos macroinvertebrados bentónicos, al vivir en íntimo contacto con el sedimento y potencialmente estar expuestos a las sustancias tóxicas que se encuentren en él, y como resultado de sus estrategias de vida y su hábito sedentario, actúan como monitores continuos del lugar que habitan (Hellawell, 1986; Metcalfe, 1989; Plafkin *et al.*, 1989; Rosenberg & Resh, 1993). Los invertebrados bentónicos se consideran útiles para la detección y seguimiento de disturbios, tales como contaminación térmica, cambios en la mineralización del agua, contaminación orgánica, procesos de eutrofización, contaminación por metales u otras sustancias tóxicas, alteración del régimen del caudal, alteración de la morfología del lecho fluvial, etc.

Existen varias razones por las cuales se utiliza este grupo para la realización de biomonitoreos:

- Son organismos relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados.
- Tienen ciclos de vida relativamente cortos comparado con los peces, pero más prolongados que el fitobentos. Por lo tanto, sus ciclos de vida son suficientemente largos y su permanencia en el curso de agua les permite detectar cualquier alteración del medio ambiente.

- Viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse las toxinas, las cuales son incorporadas a la cadena trófica a través de ellos.
- Poseen altos grados de sensibilidad a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos.
- Son fuente primaria de alimento de muchos peces y tienen una importante participación en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes.
- Su muestreo es relativamente sencillo al igual que su identificación, facilitando tanto el trabajo de campo como el de laboratorio.
- Otra ventaja radica en que tras una perturbación necesitan de un tiempo mínimo de recolonización próximo al mes, por lo que los efectos de la misma pueden detectarse varias semanas después de que ésta se produzca.

En resumen, los macroinvertebrados bentónicos poseen ciclos de vida que varían entre menos de un mes hasta más de un año, por lo que pueden indicar alteraciones a mediano y largo plazo (Barbour *et al.*, 1999). Es por esta razón que entre los métodos biológicos más efectivos para evaluar la calidad de agua en ambientes loticos, se encuentra el análisis de macrobentos. La ventaja de este método con respecto a las mediciones instrumentales (ej. análisis químicos) es que permite obtener una visión retrospectiva (a modo de película) de lo sucedido en el tiempo (Alba-Tercedor, 1996), mientras que los métodos analíticos instrumentales ofrecen tan solo una visión de la situación puntual del estado del agua en el momento de la toma de muestras.

En definitiva, el espectro de especies que componen la comunidad de macroinvertebrados, sus rangos de tolerancia y sus estrategias, permiten detectar múltiples parámetros de contaminación de la cuenca del río o arroyo en estudio (Hellowell, 1986).

1.3 Índices Bióticos y calidad del agua.

La sociedad moderna y el consecuente crecimiento poblacional han producido en las últimas décadas una progresiva degradación ambiental que afecta a los ecosistemas acuáticos, y han llevado a la necesidad de monitorear la calidad biológica de las aguas. Para evaluar la calidad del agua en un sistema acuático es conveniente realizar el estudio de la fracción biológica del ecosistema, además de una caracterización ambiental física y química. Los métodos químicos son más exactos, pero poseen la desventaja de poder medir solamente un evento puntual en un momento determinado (Barbour *et al.*, 1999); en cambio, la evaluación biológica del agua, usando a los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores tiene una gran ventaja sobre los métodos químicos tradicionales, ya mencionadas en el punto anterior.

El término calidad referido a aguas continentales es un concepto relativo que depende del destino final del recurso. En general, la calidad del agua ha sido definida de acuerdo a sus usos prioritarios como agua para bebida, recreo, riego y preservación de la vida acuática, por lo cual no es un concepto absoluto sino más bien relativo (Chapman, 1992). Por ejemplo las aguas servidas en ningún caso se podrían considerar de calidad apropiada para el consumo humano por los problemas sanitarios que su uso conllevaría, sin embargo por su alta carga orgánica podrían resultar excelentes para el riego de cultivos o plantaciones forestales. Del mismo modo, aguas de alta montaña que intuitivamente se podrían asociar con pureza y buena calidad, podrían resultar poco apropiadas para saciar la sed debido a su bajo contenido en sales y su bajo pH, que les confiere un carácter corrosivo del esmalte dental (Alba-Tercedor, 1996). Al evaluar la calidad de las aguas mediante el estudio de la composición y estructura de comunidades de organismos surge el término “calidad biológica”, que indica los cambios estructurales medidos mediante la comunidad de organismos (en este caso macroinvertebrados), el “estado ecológico” tiene un sentido más amplio ya que integra otros cambios a nivel de ecosistema además de los cambios en las comunidades, como por ejemplo la vegetación de ribera, la hidrología, la

hidromorfología, la físico-química, entre otros (Prat *et al.*, 2009). Cambios hidrológicos, perturbaciones físicas (alteración de hábitat, incremento del suelo urbano e industrial), contaminación puntual y difusa (puntos de vertidos de aguas residuales, escorrentía superficial desde suelos de uso agrícola y forestal, etc.), son ejemplos del deterioro de los ecosistemas lóticos, produciendo un impacto negativo que modifica la calidad del agua para sus usos posteriores.

Los macroinvertebrados bentónicos han sido muy utilizados en estudios de biomonitoreo, principalmente porque representan a varios niveles tróficos y a su vez son eslabones entre productores y consumidores secundarios, haciendo fluir la energía hacia niveles superiores (Cummins *et al.*, 2005). De modo que cualquier cambio en la estructura comunitaria implicaría y/o explicaría cambios en toda la comunidad acuática, es por ello que poseen un fuerte carácter integrador del ecosistema. La diversidad y riqueza taxonómica, la uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies y la abundancia de los organismos presentes en la muestra, son métricas muy útiles para evaluar la calidad del agua. Según Persoone & De Paw (1979), en arroyos no disturbados muchas especies se presentan en pequeño número y por el contrario, en arroyos disturbados ocurren pocas especies y algunas de ellas, las más tolerantes, suelen ser muy abundantes. Generalmente el vertido de los desechos orgánicos puede eliminar a los organismos sensibles y proveer alimento en forma de sedimento para aquellos más tolerantes que sobreviven. Se considera que un medio acuático tiene una buena calidad biológica cuando presenta características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades que les son propias (Alba-Tercedor, 1996).

1.3.1 Historia de los Índices Bióticos en ambientes lóticos.

Metcalfe (1989) distingue tres enfoques principales para evaluar la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos a la contaminación: el saprobio, el de diversidad y el biótico. El enfoque saprobio se

refiere a la capacidad que tienen ciertos organismos de vivir en determinados niveles de contaminación, es muy utilizado en Alemania y fue desarrollado por Kolwitz & Marson (1908), quienes introdujeron la idea de “saprobiedad” como una medida del grado de contaminación orgánica de un cuerpo de agua. Se basa en la presencia de ciertas especies indicadoras, a las cuales se les asigna un valor sapróbico basado en la tolerancia a la polución; aquellos sitios que presenten poca contaminación orgánica obtendrán un nivel de saprobiedad bajo y, por el contrario, aquellos sitios que posean una gran contaminación orgánica, obtendrán un nivel de saprobiedad alto. Por otro lado, existen los índices de diversidad que consideran tres componentes de la comunidad, que son la riqueza, la uniformidad y la abundancia. Generalmente la comunidad natural sin perturbación presenta una gran diversidad de especies, equitatividad en la distribución y moderado a alto número de individuos por especie. Por el contrario en un ambiente perturbado la comunidad responde con una disminución en la diversidad, un incremento en la abundancia de los organismos tolerantes y naturalmente una disminución en la uniformidad de las especies, y por último, los índices bióticos que se basan en la abundancia y diversidad de grupos de macroinvertebrados acuáticos, y se suelen expresar en forma de un valor numérico único que sintetiza las características de todas las especies presentes. Numerosos estudios han demostrado que el vertido de efluentes de diversas características en sistemas lóticos, pueden producir cambios de variada importancia en la composición de las comunidades acuáticas. Desaparecen los grupos incapaces de sobrevivir en tales condiciones, siendo reemplazados por otros nuevos; algunos pueden persistir en número muy reducido, y los que se benefician con la situación aumentan considerablemente su densidad poblacional (Gualdoni & Corigliano, 1991).

Richardson (1928) fue el primer investigador en evaluar la calidad del agua en ambientes lóticos en el río Illinois, en Estados Unidos (América del Norte), sobre la base de los distintos grados de sensibilidad que poseen diferentes taxones de macroinvertebrados a ambientes contaminados, especialmente por contaminación orgánica proveniente de desagües. Esta técnica fue modificada por múltiples científicos, desarrollando una gran variedad de índices: Índice de Trent

(Woodiwiss, 1964), Índice Biotique (Tuffery & Verneaux, 1968), Índice de Chandler (Chandler, 1970), Índice Biologique de Qualité Générale (Verneaux *et al.*, 1982), Biological Monitoring Working Party (Armitage *et al.*, 1983), Belgian Biotic Index (De Pauw & Vanhoreen, 1983), Índice Biótico de Familias (Hilsenhoff, 1988), entre otros. Usualmente los índices bióticos consisten en la combinación de dos o tres métricos simples. Se basan en la presencia y ausencia de ciertos taxones considerados en varios niveles taxonómicos dependiendo del índice, ya sea familia, género, especie o en abundancia relativa. Mediante la utilización de los índices biológicos se puede obtener un valor numérico que expresa el efecto de la contaminación sobre una comunidad biológica, basado en la capacidad de los organismos de reflejar las características o condiciones ambientales del medio en el que se encuentran (Metcalf, 1989). La presencia o ausencia de una especie o familia, así como su densidad o abundancia, es lo que se va a usar como indicador de la calidad, aunque mediante estos índices es imposible identificar los agentes contaminantes existentes.

El uso de índices de diversidad como el de los índices bióticos, constituyó una evolución conceptual importante en la bioindicación. El concepto de organismo indicador fue sustituido por el de comunidad indicadora. Tal como señala Alba-Tercedor (1996) *“al tener en cuenta a toda una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de alteraciones”*. Las ventajas de usar la comunidad biológica en la bioevaluación de los cuerpos de agua resultan de su capacidad de reflejar la condición ecológica de un sitio, de integrar los efectos de los impactos de diferentes factores de perturbación, de acumular en el tiempo el resultado de las tensiones que le han afectado, y de ser sensibles al impacto de factores difusos no puntuales, que no pueden ser detectados por otros métodos (Barbour *et al.*, 1999).

1.3.2 *Antecedentes en el tema y en el área de estudio.*

En Argentina, las comunidades bentónicas han sido utilizadas para evaluar los efectos antrópicos en ríos (Gualdoni & Corigliano 1991; Dominguez & Fernandez, 1998; Giorgi & Malacalza, 2002; Pavé & Marchese, 2005). Debido a las diferencias biogeográficas, Gualdoni & Corigliano (1991), Rodrigues Capítulo (1999) y Miserendino & Pizzolon (1999, 2000) han desarrollado nuevos bioíndices ajustando los originales ya existentes en el hemisferio Norte. En el trabajo de Miserendino & Pizzolon (1999) los autores proponen un índice utilizando como base el BMWP (Biological Monitoring Working Party) desarrollado previamente en Estados Unidos de América del Norte, y lo denominaron BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Streams). Su desarrollo se basó en el estudio de 43 ríos patagónicos, en donde se recolectaron más de 200 muestras de macroinvertebrados. El BMPS se basa en una tabla de 95 familias con diferentes grados de sensibilidad a la contaminación y se puntúan de 1 a 10. Fue testado con éxito en ríos y arroyos de Esquel sometidos a diferentes fuentes de contaminación y otras áreas cordilleranas para evaluar calidad de aguas.

En este último tiempo se han incrementado notablemente los trabajos que abordan el estudio de los macroinvertebrados en ambientes lóticos de Patagonia. Se pueden encontrar trabajos netamente sistemáticos (Dominguez & Pescador, 1983; Pescador & Peters, 1987; Wais, 1987, 1990; Miserendino, 1996; Valverde & Albariño, 1999; Angrisano, 2000, 2001; McLellan, 2001; Archangelsky & Manzo, 2006, 2007; Sganga & Fontanarrosa, 2006; McLellan & Zwick, 2007; Pessacq, 2008, 2009), relacionados con los ciclos de vida de los insectos (Añón Suarez & Albariño, 2001; Hollmann & Miserendino, 2006, 2008; Brand & Miserendino, 2011), hábitos alimenticios y grupos funcionales (Díaz Villanueva & Albariño, 1999; Wendt-Potthoff, 2002; Albariño & Díaz Villanueva, 2003, 2006; Díaz Villanueva *et al.*, 2004; Miserendino, 2007), sobre patrones de distribución y composición (Modenutti *et al.*, 1998; García & Añón Suarez, 2007; Miserendino, 1995, 1999, 2000a, 2000b; Miserendino & Pizzolón, 2000, 2001b, 2003), sobre caracterización de la estructura de las comunidades en relación con el ambiente (Miserendino *et*

al., 2004, 2008) y tipos de hábitat (Velásquez & Miserendino, 2003a, b). Por otro lado, poco se ha hecho sobre el uso de los macroinvertebrados en biomonitoreos y calidad del agua en el país, se pueden mencionar los trabajos de Domínguez & Fernández, 1998; Fernández *et al.*, 2000, Fernández *et al.*, 2002 para ríos y arroyos de la provincia de Tucumán; Gualdoni & Corigliano, 1991; Gualdoni *et al.*, 2001 para ríos de montaña de la provincia de Córdoba; Pavé & Marchese, 2005 en Entre Ríos; Rodrigues Capítulo, 1999; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001 para la región pampeana; Scheibler, 2008 en ríos de zonas áridas de Mendoza, entre otros. En particular, en Patagonia los trabajos de Miserendino (2007, 2009), Miserendino & Pizzolón (2003, 2004) y Miserendino & Masi (2010) fueron desarrollados en el Noroeste de la Provincia de Chubut, enfocados en arroyos urbanos cercanos a las ciudades de Cholila, Esquel y Corcovado (Miserendino *et al.*, 2008).

Históricamente la Patagonia andina fue protegida de la contaminación antropogénica debido a su lejanía, baja densidad poblacional, acceso dificultoso y la existencia de numerosos parques nacionales y reservas. Sin embargo, en los últimos 30 años la población se ha incrementado principalmente a causa de la inmigración de otras regiones de Argentina, involucrando cambios en las prácticas agrícolas, ganaderas, aprovechamiento forestal, construcción de presas hidroeléctricas, canalización de cursos de aguas y extracción de petróleo, lo que ha aumentado el riesgo de contaminación. Por lo tanto, monitorear los ambientes acuáticos permitirá evaluar la existencia de cambios en la calidad del agua de los mismos.

1.4 Objetivos

El objetivo general de este trabajo es la aplicación de distintos índices bióticos en ambientes lóticos que presentan diferentes condiciones ambientales dentro de tres sistemas hídricos del Parque Nacional Nahuel Huapi.

Este estudio abordó los siguientes objetivos particulares:

- a. Realizar una caracterización física y química de los ambientes acuáticos en los tres sistemas de ríos y tributarios seleccionados.
- b. Conocer la composición y riqueza específica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de los ambientes elegidos.
- c. Describir la estructura de la comunidad sobre la base de la diversidad de las diferentes comunidades macrobentónicas.
- d. Analizar las relaciones entre los grupos funcionales y la fracción orgánica.
- e. Aplicar diferentes índices bióticos para evidenciar disturbios en ríos patagónicos entre sitios pre y post impacto.
- f. Evaluar la respuesta de los macroinvertebrados bentónicos a los disturbios estableciendo relaciones entre especies, índices bióticos y el ambiente.

1.5 Hipótesis

“El índice biótico más apropiado para la determinación del estado de los cursos de agua en Patagonia Norte es el BMPS.”

Asimismo, se desarrolló la siguiente hipótesis particular: “El sistema fluvial Challhuaco-Ñireco es el más perturbado, determinado por la presencia de la urbanización correspondiente a la ciudad de San Carlos de Bariloche.”

Los resultados obtenidos permitirán una evaluación de la calidad de las aguas en dichos sistemas acuáticos, y la comparación de los diversos índices indicará cuál es el más apropiado para aplicar en la zona de estudio.

El trabajo de investigación se enmarcó dentro del proyecto Iniciativa DARWIN “Capacity building for biodiversity studies of freshwater insects in Argentina” otorgado y subsidiado por el Departamento de Ambiente, Desarrollo y Agricultura (DEFRA) del gobierno de Gran Bretaña, y en el cual participó el Museo

de Historia Natural de Londres por la contraparte británica (el Dr. Stephen Brooks ofició como Investigador responsable del proyecto), y por la contraparte argentina participaron el Museo de la Plata (el Dr. Gustavo Spinelli ofició como investigador responsable del proyecto en la Argentina), la Administración de Parques Nacionales, el Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” (ILPLA), el Centro Regional Universitario Bariloche (CRUB) y el Laboratorio de Investigaciones Entomológicas de Esquel (LIESA). Iniciativa DARWIN suministró la logística y presupuesto necesario para el trabajo de campo, incluyendo toma de muestras, procesamiento de datos, equipo de laboratorio, etc. La propuesta del estudio del río Villegas y del Cerro Catedral provino de las autoridades del Parque Nacional Nahuel Huapi, y se encuentra entre las prioridades regionales de este Parque Nacional, quienes colaboraron con la logística para los muestreos.

Este proyecto aportó información sobre el estado de los cursos de agua, y a su vez permitió detectar y cuantificar los efectos producidos por disturbios antrópicos y ambientales.

1.5 Problemáticas ambientales dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi.

A diferencia de otros parques nacionales, en el Parque Nacional Nahuel Huapi existen varios asentamientos, tanto dentro de él como en sus bordes. El tamaño del ejido urbano de San Carlos de Bariloche es el que merece especial atención por su comportamiento y la enorme influencia que tiene sobre el parque. Se ha producido en las últimas décadas un incremento demográfico importante en áreas circundantes al parque y especialmente en el ejido municipal de la mencionada ciudad.

El crecimiento de la ciudad de Bariloche ha tenido una modalidad explosiva y desordenada. Entre 1960 y 1980 creció un 153%; en el censo del año 2001 se registraron 109.826 habitantes y en el último censo del 2010 la población aumentó a un total de 133.500 habitantes (INDEC, Censo Nacional de Población, Hogares y

Viviendas 2001, 2010). Este crecimiento poblacional genera presiones importantes en el parque, no solo en la demanda de recursos (leña, troncos, agua, espacio, etc.), sino en la generación de residuos sólidos urbanos y efluentes cloacales que son absorbidos por el área protegida. La planta depuradora de líquidos cloacales opera habitualmente con caudales diarios superiores a los límites del diseño del sistema (20.000 m³ contra los 17.000 m³ previstos originalmente) y con alto riesgo de desbordes en la costa este de la ciudad. Otros derrames se producen por la saturación de la red cloacal de Bariloche, con desbordes al arroyo Ñireco en época de lluvias. En el Lago Gutiérrez no hay redes ni plantas depuradoras en funcionamiento, por lo que la inmensa mayoría de la población vuelca sus desechos a las napas subterráneas, excepto por algunos residentes responsables que realizan tratamiento de aguas servidas de manera domiciliaria.

Sin lugar a dudas el turismo es el mejor aliado de los Parques Nacionales, en comparación con cualquier otra actividad de desarrollo económico. Esto es debido a que permite la satisfacción de demandas económicas ocupando muy poco espacio en poco tiempo, y produciendo disturbios de baja a moderada intensidad y generalmente reversibles. Luego de la devaluación del peso argentino se ha producido una explosión de turismo extranjero y también nacional en la Argentina, siendo el ecoturismo y el turismo de aventura el segmento turístico que más crecimiento ha tenido en el país. Los Parques Nacionales son uno de los principales medios receptores de esta creciente demanda (Otero, 2000). El principal problema del turismo ocurre por el incremento en el número de personas en determinados momentos del año que producen un aumento en los aportes de desechos cloacales, incluyendo el mayor uso de agua potable que vuelve al ecosistema con mala calidad de tratamiento. Asimismo, otro conflicto que acarrea el turismo, es el mal manejo de los residuos, sobre todo en el sector turístico de playas, en donde se observa gran cantidad de desperdicios. Por otra parte, el tránsito vehicular también aumenta con el turismo, existen más de 500 km de caminos que cruzan el parque y que permiten acceder con vehículos a los principales atractivos turísticos. A medida que se incrementa la cantidad de visitantes, el tránsito aumenta y con ello todos los impactos asociados a los

caminos: aumento de accesibilidad a áreas vulnerables, fragmentación de ambientes continuos, contaminación sonora, contaminación visual, impulso a la expansión urbana sobre áreas naturales, etc. (Monjeau *et al.*, 2005).

Otro tipo de impacto que afecta a la región patagónica es la deforestación. En general, la deforestación provocada por los incendios y el sobrepastoreo afecta sustancialmente el balance hídrico natural, aumentando la velocidad de escurrimiento, provocando sedimentación excesiva de material erosionado y caudales descontrolados (Monjeau *et al.*, 2005). Las consecuencias de la deforestación en las cuencas son dramáticas, causando aumento en la pérdida de nutrientes, pérdida de sombreado, y por lo tanto aumento de la temperatura del agua. Los insectos acuáticos pueden sufrir serias consecuencias debido a las drásticas variaciones térmicas del agua por causa de la deforestación, y más aún para aquellos en que la temperatura determina los ciclos de vida, patrones de distribución, interacciones competitivas y segregación temporal (Pereyra, 2007).

En el presente trabajo de Tesis Doctoral se estudiaron tres sistemas de ríos y tributarios dentro del Parque Nacional (Fig.1) que presentan diferentes disturbios antrópicos: el sistema correspondiente a la cuenca del Arroyo Challhuaco-Ñireco, el río Manso-Villegas y por último el complejo Cerro Catedral-Lago Gutiérrez. Los tres sistemas se encuentran en la zona de los bosques Subantárticos del PNNH. El arroyo Challhuaco, junto con el sistema de ríos pertenecientes a la Villa Catedral, son ambientes recientemente afectados por el crecimiento de las actividades turísticas en la ciudad. Por otra parte el río Villegas, que se encuentra formando el límite sur del PNNH, está siendo modificado por los relativamente recientes asentamientos urbanos locales y las actividades recreativas turísticas que allí se realizan. El río Ñireco se caracteriza por ser un ambiente con un gradiente trófico importante desde sus nacientes hasta la desembocadura, ya que atraviesa el ejido municipal de la ciudad de Bariloche y por lo tanto recibe sobre su cuenca todo el impacto de origen antrópico de la región.



Fig.1: Parque Nacional Nahuel Huapi. Los círculos rojos indican la ubicación dentro del parque de los tres sistemas de ríos/arroyos del estudio.

CAPÍTULO 2: ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Área de estudio

El **Parque Nacional Nahuel Huapi** (Fig. 1) se creó en el año 1903, fecha en que el doctor Francisco P. Moreno donó a la Nación una extensión de 7.500 ha, ubicadas en el límite de los territorios de Neuquén y Río Negro, en el extremo Oeste del brazo Blest del lago Nahuel Huapi. El área se convirtió en el núcleo del primer Parque Nacional de Argentina, declarado en 1922 como "Parque Nacional del Sur" bajo la presidencia de Hipólito Yrigoyen, con una superficie de 785.000 ha. En el año 1934 el Congreso de la Nación sancionó por ley la creación del Parque Nacional Nahuel Huapi, incorporándole un territorio mayor. De esta manera, la Argentina se convirtió en el tercer país de América en contar con un Parque Nacional. Limita hacia el Oeste con la Cordillera de los Andes siguiendo el límite internacional entre Argentina y Chile, hacia el Este sigue hasta los ríos Villegas, Ñirihuau y Limay, al Sur hasta el Río Manso Inferior y al Norte se extiende hasta el Parque Nacional Lanín. Dentro de los márgenes del Parque quedaron comprendidos los ejidos municipales de San Carlos de Bariloche, Dina Huapi y Villa La Angostura, las comunas de Villa Traful y Villa Mascardi. Su clima es templado y frío, con una marcada estacionalidad. Presenta inviernos húmedos con frecuentes nevadas y una temperatura media entre los 2° y 4° C. En cambio los veranos son secos y la temperatura asciende hasta alcanzar una media entre los 14° y 16°C. Un gradiente de precipitación originado por nubes provenientes del océano Pacífico descarga intensas lluvias en la zona cordillerana (4.000 mm anuales en Puerto Blest) que van disminuyendo hacia el Este, donde se ubica la zona esteparia (600 mm). La vegetación del área es la habitual de la región de los bosques Andino-Patagónicos (Dimitri, 1972) y abarca tres provincias fitogeográficas: la Altoandina, la Subantártica (con el Distrito del Bosque Caducifolio) y una representación parcial de la Provincia Patagónica (Cabrera, 1976; Paruelo *et al.*, 1998a, 1998b). La fisonomía de la vegetación viene determinada por el clima a escala regional, y por las condiciones geomorfológicas y edáficas locales (Dzendoletas, 2006).

La ciudad de San Carlos de Bariloche, localizada en el sector Norte de los Andes patagónicos ($71^{\circ}10' / 71^{\circ}23' O$ y $41^{\circ}10' / 41^{\circ}15' S$), se extiende en una franja de ancho variable a lo largo del margen Sur del lago Nahuel Huapi. El área de influencia Municipal alcanza 45 km de longitud en el sentido Oeste-Este y 9 km de anchura máximo; cubre una superficie de 22.027 ha, y presenta un relieve de colinas y planicies con orientación Norte-Noreste, con una cota promedio que apenas supera en 78 m el nivel medio del lago (765 m.s.n.m.), y pendientes medias de 4° a 6° .

En los últimos 20 años la ciudad de Bariloche ha experimentado un sostenido crecimiento poblacional, duplicando su población y superando los 133.000 habitantes. Este crecimiento desordenado y sostenido, ha tenido lugar sin el establecimiento de pautas mínimas de ordenamiento territorial que tuvieran en cuenta las características del medio físico. Esta falta de previsión ha resultado en la ocupación de zonas inundables y en la inadecuada elección de sitios para la disposición de residuos, con su consecuente efecto contaminante.

Los principales problemas ambientales, tanto naturales como antrópicos detectados en Bariloche (Pereyra & Helms, 2005) son:

- 1) sedimentación
- 2) erosión hídrica y eólica
- 3) terremotos
- 4) vulcanismo
- 5) deforestación
- 6) pérdida de hábitats y biodiversidad
- 7) degradación del paisaje
- 8) incendios
- 9) degradación de acuíferos y suelos
- 10) contaminación de aguas superficiales
- 11) inundaciones y anegamientos
- 12) disposición de residuos.

2.1.1 Descripción de los sistemas fluviales

a) SISTEMA A: Arroyo Challhuaco-Ñireco

El valle del Challhuaco se encuentra ubicado dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi. 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). La temperatura media anual varía entre 5 y 6°C, y los vientos predominantes son del O-NO (Correa, 1998). Los suelos característicos son originados a partir de cenizas volcánicas, y se distinguen 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 Challhuaco es recorrido casi íntegramente por el arroyo homónimo, el cual nace en un área de mallines 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.



Fig. 2: Sitio I en el A° Verde. Melina Mauad, 2/12/2009



Fig. 3: Sitio II en el A° Challhuaco. Melina Mauad, 2/12/2009



Fig. 4: Sitio IV en el arroyo Challhuaco anterior a la confluencia con el río Ñireco. Melina Mauad, 2/12/2009

El arroyo Ñireco se ubica en el Sudoeste de la provincia de Río Negro. Nace en el cerro Confluencia, ubicado sobre la Sierra de la Ventana a una altitud de 2140 m.s.n.m. Recibe como afluente al arroyo Challhuaco, para luego atravesar la ciudad de San Carlos de Bariloche, realizando un recorrido de 15 km aproximadamente y luego desemboca en el lago Nahuel Huapi a 800 m.s.n.m., completando una trayectoria de aproximadamente 40 Km. Dentro del ejido municipal, en la zona más densamente poblada, los mayores problemas de inundaciones se encuentran en el área circundante al arroyo Ñireco. La situación se ha agravado dramáticamente debido a la construcción de tres barrios de viviendas (más de 300 unidades) por parte del Instituto Provincial de la Vivienda, directamente en la planicie aluvial de este curso fluvial. Sucesivas ocupaciones fueron modificando el trazado de este curso, rectificándolo cada vez más, lo que ha aumentado su potencial erosivo y el aluvionamiento del cauce.



Fig. 5: Sitio III en la cabecera del arroyo Ñireco. Melina Mauad, 3/12/2009



Fig. 6: Sitio VI, por ruta de Circunvalación.
Melina Mauad, 3/12/2009



Fig. 7: Sitio VII en la desembocadura en el agua.
Melina Mauad, 3/12/2009.

En este sistema Challhuaco-Ñireco se muestrearon siete sitios, localizados entre las coordenadas $41^{\circ} 15' 35''\text{S}/71^{\circ} 17' 19''\text{O}$ y $41^{\circ} 07' 49''\text{S}/71^{\circ} 17' 20''\text{O}$ y ubicados de la siguiente manera (Fig. 8):

Sitio I: se halla en el valle del Challhuaco y corresponde al tributario denominado arroyo Verde, este sitio fue el ubicado a mayor altitud del sistema (1380 m)

Sitio II: hallado en el valle del Challhuaco y ubicado sobre el arroyo homónimo, por debajo del Refugio Newmeyer.

Sitio III: está ubicado en el cerro Confluencia, en la cabecera del río Ñireco.

Sitio IV: se halla sobre el arroyo Challhuaco, por fuera de los límites urbanos.

Sitio V: se encuentra anterior a la conjunción de ambos arroyos (500 metros previos a la confluencia de los arroyos Challhuaco y Ñireco). En este sitio en particular se halla el “Complejo Challhuaco”, un complejo de juegos y recreación para adolescentes que posee alto impacto en temporada de turismo estudiantil.

Sitio VI: se halla sobre el río Ñireco, cercano a la ruta que se dirige al aeropuerto de la ciudad de Bariloche.

Sitio VII: se encuentra en la desembocadura en el lago Nahuel Huapi, una vez atravesada toda la ciudad de Bariloche. Es el punto de menor altitud del sistema (767 m.s.n.m.).

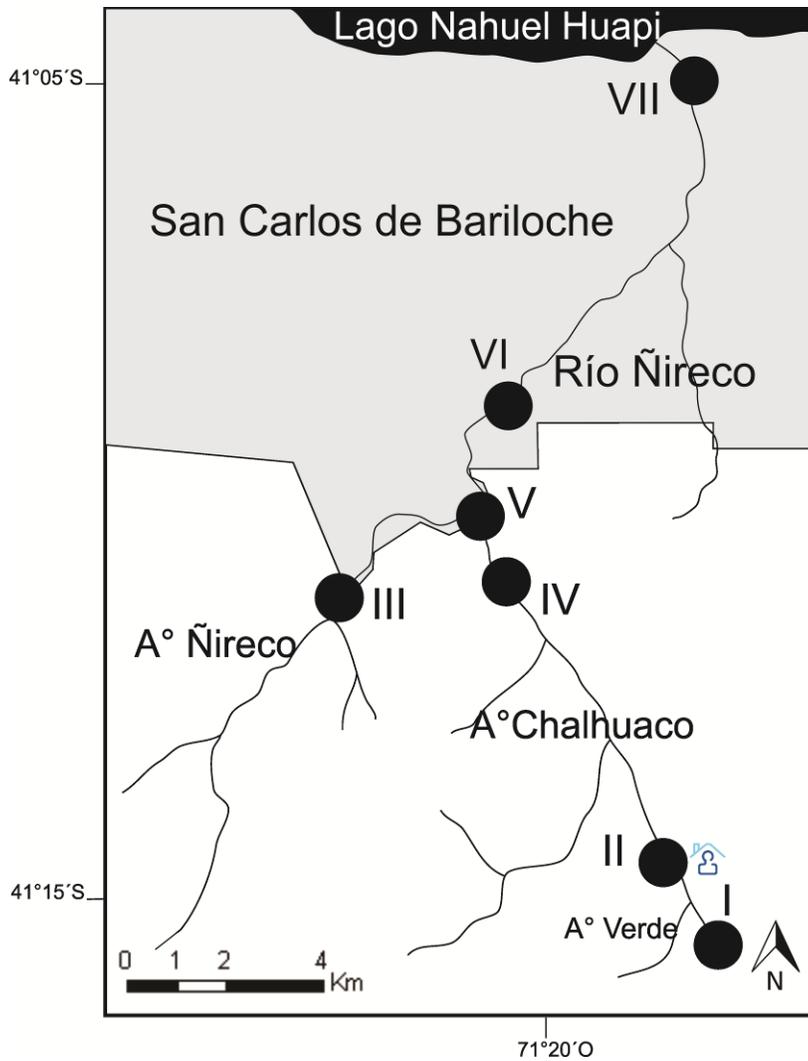


Fig. 8: Sistema A. Sin urbanización, área blanca; Con urbanización, área gris. El símbolo representa el refugio Newmeyer.

Los sitios III, V y VI están localizados en áreas disturbadas en relación a distintas actividades turísticas de la zona, mientras que el sitio VII está directamente localizado en el área urbanizada correspondiente a la ciudad de Bariloche.

b) SISTEMA B: Cerro Catedral-Lago Gutiérrez

En el cerro Catedral nacen una serie de arroyos que bordean el lago Gutiérrez, para luego desembocar en el lago Nahuel Huapi. Mayormente estos arroyos confluyen en el arroyo Gutiérrez (785 m.s.n.m), que luego de un breve recorrido de aproximadamente 4 km desagua en el lago Nahuel Huapi (764 m.s.n.m).



Fig. 9: Sitio I en el arroyo La Menta. Melina Mauad 4/12/2009.



Fig. 10: Sitio II en el arroyo Pescadero.
Melina Mauad, 4/12/2009



Fig. 11: Sitio III aguas abajo en el A° Pescadero.
Melina Mauad, 4/12/2009



Fig. 12: Sitio IV en el arroyo Gutiérrez. Aguas abajo
del lago homónimo. Melina Mauad, 5/12/2009



Fig. 13: Sitio V en el A° Gutiérrez, posterior
a Villa Los Coihues. Melina Mauad, 12/12/2010.



Fig. 14: Sitio VI en el A° Gutiérrez en la desembocadura en el lago NH. Melina Mauad, 12/12/2010

Este sistema lótico es muy importante, porque los arroyos que descienden por el cerro transportan los vertidos de la población permanente que se encuentra en la Villa Catedral. El desarrollo del centro de deportes de invierno ha provocado durante los últimos 65 años modificaciones sobre la vegetación, principalmente asociadas a la eliminación parcial del bosque y la tala selectiva de árboles en los lugares donde se emplazan las pistas de esquí, los medios de elevación y el área urbana. Las zonas previamente ocupadas por la vegetación arbórea fueron reemplazadas por terrenos urbanizados o colonizadas por plantas herbáceas y arbustivas, que constituyen comunidades secundarias sucesionales tempranas, representadas principalmente por el cañaveral y la pradera. En la zona del cerro Catedral existe un asentamiento humano estable, el cual se duplica en épocas turísticas. Existe también en el cerro un refugio de altura, el refugio Frey, asociado a las lagunas Toncek y Schmol. En este refugio se estima que el promedio de la población transitoria es de 120 personas por día durante los meses de enero y febrero. Esta carga de visitantes, se presume produce un alto impacto tanto en el

ecosistema terrestre como el acuático, debido principalmente a que los senderos, las zonas de acampe y el refugio mismo, no fueron planificados para sostener las actividades de un número tan elevado de personas. Aunque el cerro Catedral exhibe un importantísimo valor ecológico, social y económico, las actividades humanas desarrolladas durante los últimos 65 años aceleraron una marcada perturbación ambiental, a través de la remodelización del paisaje que afectó su integridad y estabilidad intrínseca física y biológica.

En este sistema lótico del Cerro Catedral/Lago Gutiérrez, fueron muestreados seis sitios que se localizan entre las coordenadas 41° 11' 39"S/71° 25' 15"O y 41° 06' 40"S/71° 25' 28"O (Fig. 15):

Sitio I: se localiza en el sotobosque en el arroyo La Menta, camino al Refugio Frey.

Sitio II: se encuentra en el arroyo Pescadero y se ubica en el área de Villa Catedral. Este sitio fue el ubicado a mayor altura de todo el sistema, con una altura de 1053 m.s.n.m.

Sitio III: hallado en el arroyo Pescadero en la zona más baja, cercana a la cascada “Los Duendes”.

Sitio IV: se ubica en el propio arroyo Gutiérrez, posterior a su nacimiento en el lago homónimo.

Sitio V: se encuentra en un trecho canalizado del arroyo Gutiérrez, cercano a la carretera y posterior a un pequeño embalse que los habitantes utilizan como zona de bañado.

Sitio VI: se localiza en la desembocadura en el lago Nahuel Huapi, luego de atravesar Villa “Los Coihues” y el Centro Atómico. Es el punto ubicado a menor altura (769 m).

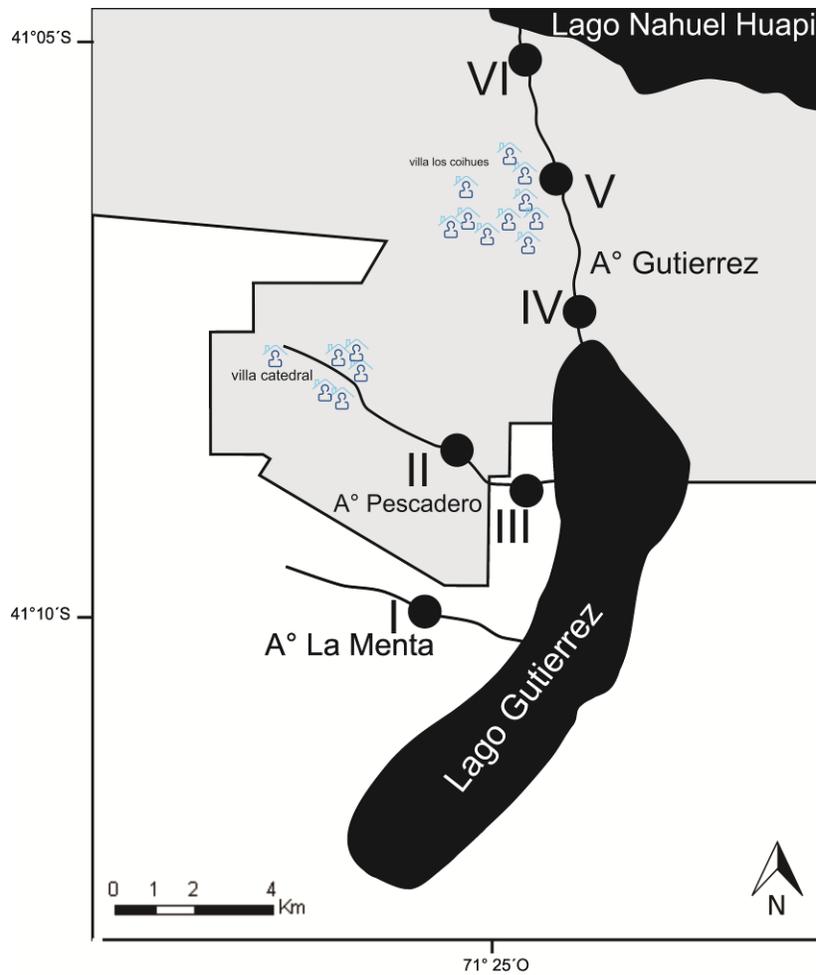


Fig. 15: Sistema B. El área gris corresponde al ejido de San Carlos de Bariloche, los símbolos representan Villa Los Coihues.

c) SISTEMA C: río Manso Inferior-Villegas

El río Manso nace en el cerro Tronador, en el paraje denominado Pampa Linda, y discurre hacia la zona Sur del Parque Nacional Nahuel Huapi. Es el principal afluente del río Puelo, un río que desemboca en el Océano Pacífico. Desde su nacimiento hasta su desembocadura recorre aproximadamente 110 km, y por convención puede dividirse en tres secciones: Manso Superior, que recorre 17 km en un valle profundamente encajonado hasta desembocar en el lago Mascardi; Manso Medio, que recorre un valle profundo y escabroso de aproximadamente 30 km de torrentes y cascadas para finalizar en el lago Steffen; y por último el Manso

Inferior, de curso laminar donde se practican actividades deportivas de canotaje y rafting.

El río Manso Inferior se ubica en el Sudoeste de la provincia de Río Negro y recorre en territorio argentino unos 50 km aproximadamente. Discurre hacia el sur hasta recibir los aportes del río Villegas y Foyel, y desde ese punto transita hacia el oeste atravesando un valle profundo y muy amplio en dirección a Chile. Su margen constituye el límite sur del Parque Nacional Nahuel Huapi. En ambas márgenes del río Manso hay familias instaladas desde fines del siglo XIX, dedicadas fundamentalmente a la actividad forestal y a la cría de ganado vacuno.

El valle del río Manso inferior es uno de los pocos de la región que ofrece la posibilidad de circulación hacia la cordillera. De hecho, este paso era utilizado para los arreos vacunos hacia la localidad chilena de Cochamó, por lo que se lo conocía como “Paso de Cochamó”. El patrón hidrológico de este río está caracterizado por dos flujos (patrón bimodal), uno dado por la precipitación y el otro por el derretimiento de la nieve en primavera. El caudal medio es 73,8 m³/s en el Manso Inferior (sitio aforado en el lago Steffen desde diciembre del 2009 a febrero del 2011, datos adquiridos de la página web www.hidricosargentina.gov.ar, Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). El clima es frío y húmedo, con una precipitación media anual de 1500 mm (Drago, 1974). La cubierta de vegetación correspondiente al bosque sub-Antártico, está compuesta por *Nothofagus* sp., *Fitzroya cupresoides*, y *Austrocedrus chilensis* (Dimitri, 1972).



Fig. 16: Sitio I en el río Villegas. Melina Mauad, 1/12/2010.



Fig. 17: Sitio II en el río Villegas cercano a la población. Melina Mauad, 1/12/2009.



Fig. 18: Sitio VI en el río Manso Inferior. Melina Mauad, 10/02/2011.

En este sistema, los sitios muestreados fueron seis y se localizan entre las coordenadas $41^{\circ} 35' 21''\text{S}$, $71^{\circ} 29' 29''\text{O}$ y $41^{\circ} 34' 4''\text{S}$, $71^{\circ} 46' 23''\text{O}$ (Fig. 19):

Sitio I: se encuentra en el río Villegas, cercano a la ruta Provincial 40. Este sitio presentó la máxima altura (761m).

Sitio II: se encuentra también en el río Villegas, cercano al asentamiento urbano.

Sitio III: se localiza en la naciente del arroyo Steffen, es el sitio que presenta menor altura de todo el sistema, con 320 m.s.n.m.

Sitios IV: ubicado en el río Manso Inferior, posterior a las confluencias del río Villegas y del arroyo Steffen.

Sitio V: se localiza sobre el río Manso Inferior, anterior a la confluencia con el río Foyel, que se caracteriza por poseer un importante caudal (alrededor de los 50 m³/s).

Sitio VI: está ubicado en una zona de recreación, donde se practica rafting y demás actividades vinculadas al canotaje, denominada localmente “la frontera”.

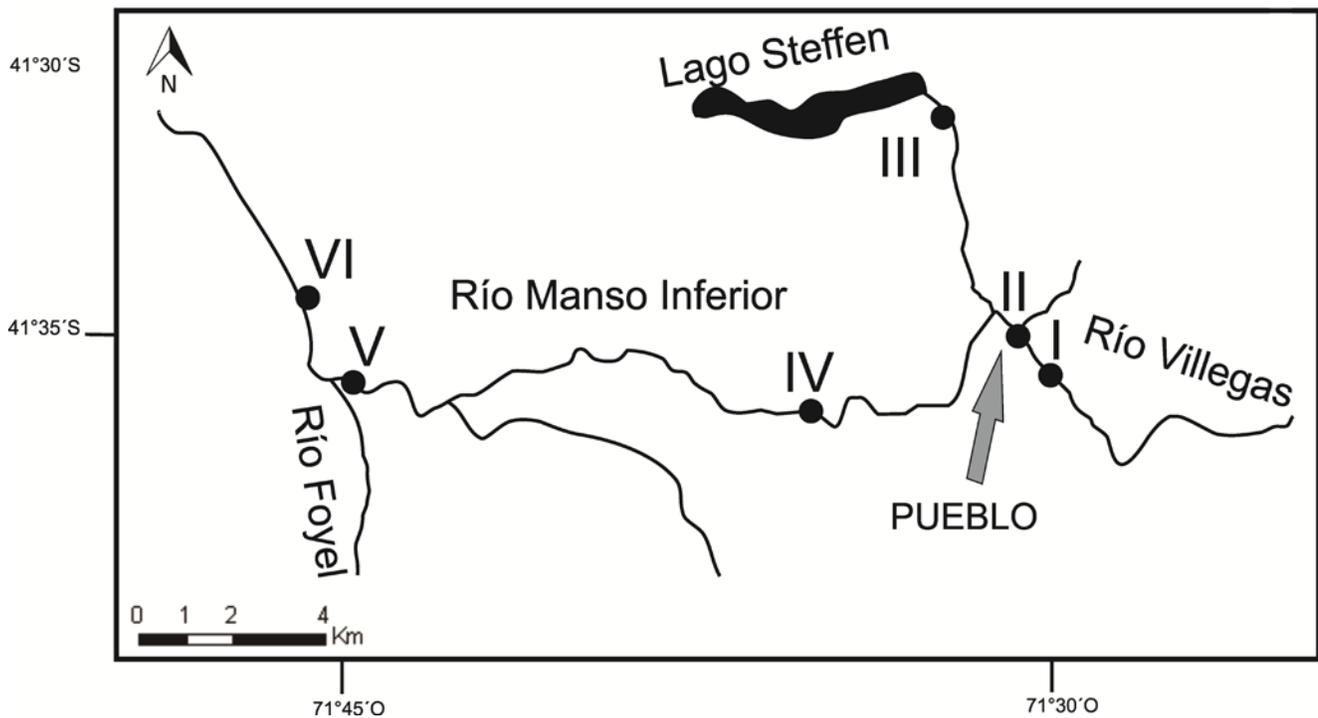


Fig. 19: Sistema C.

CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS

3. Materiales y Métodos

3.1. Obtención y análisis de las muestras

3.1.1 Muestreos

Se realizaron cuatro muestreos durante tres años consecutivos, a partir del 2009 hasta el 2011. Las campañas de muestreo se realizaron en la primavera tardía y verano para evitar inconvenientes en la accesibilidad a los sitios de muestreo. Por lo tanto, para este estudio se consideraron como Primera Campaña a los muestreos de diciembre del 2009 y febrero del 2010; y Segunda Campaña a los de diciembre del 2010 y febrero del 2011. Los muestreos se realizaron bajo condiciones ambientales estables, es decir que no se tomaron muestras anteriores o posteriores a tormentas de lluvia o en ocasiones donde sucedieran importantes incrementos de caudal (Miserendino *et al.*, 2008).

Las diecinueve estaciones de muestreo en los tres sistemas (siete en el Challhuaco-Ñireco, seis en el complejo Catedral y seis en Manso-Villegas) (Figs. 8, 15 y 19), se ubicaron en zonas pre-disturbio, disturbio y post-disturbio. Teniendo en cuenta que los tres sistemas fluviales elegidos presentan en mayor o menor medida algún tipo de disturbio de origen antrópico, se reconoce cierto grado de incertidumbre en el diseño muestral, ya que se tomaron como referencia las cabeceras de los ríos y por lo tanto se desconoce cuánto de lo esperado puede llegar a ser causado por las actividades humanas y cuánto es causado por la ubicación espacial de los sitios en las cuencas seleccionadas.

3.1.2 Medición de variables *in situ*

En cada sitio de muestreo se tomaron datos tipológicos del ambiente. Con un GPS Garmin eTrex 10 se obtuvieron los datos de latitud, longitud y elevación. Mediante la ayuda de la bibliografía y mapas se realizó la clasificación de Stahler (1957) para determinar el orden lótico de los ríos. Mediante fotografía digital tomadas en el campo se cuantificó el porcentaje de cobertura vegetal ribereña y se reconocieron tres tipos: estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo. Con una sonda multiparámetro se tomaron los datos de las variables de pH, sólidos disueltos totales (TDS), conductividad, alcalinidad, concentración de oxígeno disuelto y temperatura del agua. La velocidad de corriente superficial se obtuvo tomando la media de tres tiradas del tiempo que tarda un objeto al recorrer una distancia de 10 m (Gordon *et al.*, 1994), y el caudal se obtuvo realizando el producto entre la profundidad media de tres medidas tomadas del cauce, el ancho mojado del margen muestreado y la velocidad de corriente. La tipificación del sustrato se realizó utilizándose una grilla metálica de 1 m² parcelada en cuadrantes de 20 x 20 cm (Gordon *et al.*, 1994) y se distinguieron 4 tipos de sustrato: bloque (>256 mm), guijón (64-256 mm), guijarro (16-54 mm) y grava (<16 mm) (Fig. 20).

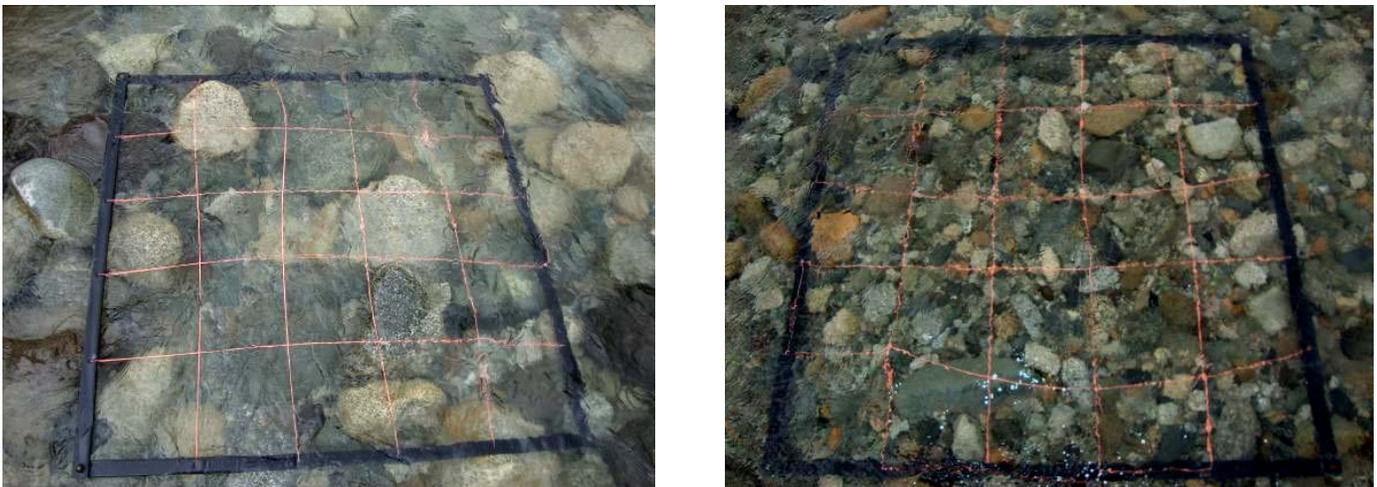


Fig. 20: grilla metálica utilizada para la tipificación del sustrato

Asimismo, en cada sitio de muestreo se recogió una muestra de agua para la determinación de parámetros químicos: feofitina a, clorofila a, amonio, nitratos, nitritos y fósforo reactivo soluble. En el campo se tomaron las muestras de agua del río dentro de bidones de 10 litros y se trasladaron al laboratorio en la ciudad de Bariloche; allí el agua fue filtrada con una bomba para alto vacío de dos etapas y soporte de filtro de policarbonato de diámetro de filtro de 47 mm y prefiltro de 37 mm. Los filtros de papel utilizados fueron de 9 cm de diámetro (MUNKTELL) y fueron cuidadosamente doblados, etiquetados y guardados en papel aluminio bajo refrigeración para ser transportados al laboratorio en La Plata para el posterior análisis de pigmentos. De los 10 litros filtrados se reservaron 250 ml en refrigeración para los posteriores análisis de nutrientes.

Los análisis de nutrientes se ejecutaron en el Laboratorio de Química del Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” (ILPLA) a cargo del Técnico químico Jorge L. Donadelli. Se realizaron de la siguiente manera:

- Amonio: por formación de azul de indofenol, en presencia de fenol-hipoclorito, catalizado por nitroprusiato de sodio. Medido por espectrofotometría a 635 nm (APHA, 1994).
- Nitritos: por formación de compuesto rojo azoico, por reacción con sulfanilamida y N-(1-naftil)-etilendiamina dicloruro. Medido por espectrofotometría a 543 nm (APHA, 1994).
- Nitratos: determinación como nitritos previa reducción en columna de cobre-cadmio. Medido por espectrofotometría a 543 nm (APHA, 1994).
- Fósforo reactivo soluble: por formación de fosfomolibdato en presencia de molibdato de amonio y tartrato de potasio en medio ácido y reducción por ácido ascórbico. Medido por espectrofotometría a 885 nm (APHA, 1994).
- Clorofila a y feopigmentos: por extracción con acetona al 90% del filtrado de 1 litro de muestra, sobre filtro de fibra de vidrio Whatman durante 24 hs, a 4°C. El extracto se clarificó por centrifugación, se llevó a volumen y se midió luego la absorbancia a 665 y a 750 nm, antes y después de acidificar con 0,1 ml de HCl 4N (APHA, 1994). Las concentraciones de clorofila a y feopigmentos se calcularon según Lorenzen (1967).

En cada muestra se analizó también la materia orgánica asociada a los macroinvertebrados, obtenida de las muestras del bentos (ver sección 3.2). Se realizó una exhaustiva separación de la porción leñosa de la hojarasca y mediante la ayuda de tamices de malla $>1\text{mm}$ y $<1\text{mm}$, se separó la materia orgánica particulada gruesa (MOPG) de la fina (MOPF), respectivamente. Obteniendo como resultado cuatro fracciones del detrito: Hojarasca, Material Leñoso, MOPG (interpretado como la fracción de detrito grueso que excluye a la hojarasca y al material leñoso) y MOPF. Los componentes de la materia orgánica fueron secados en estufa a 105°C durante 4 horas hasta obtener un peso seco constante, para luego ser pesados con balanza de precisión (Gordon *et al.*, 1994) (Fig. 21).

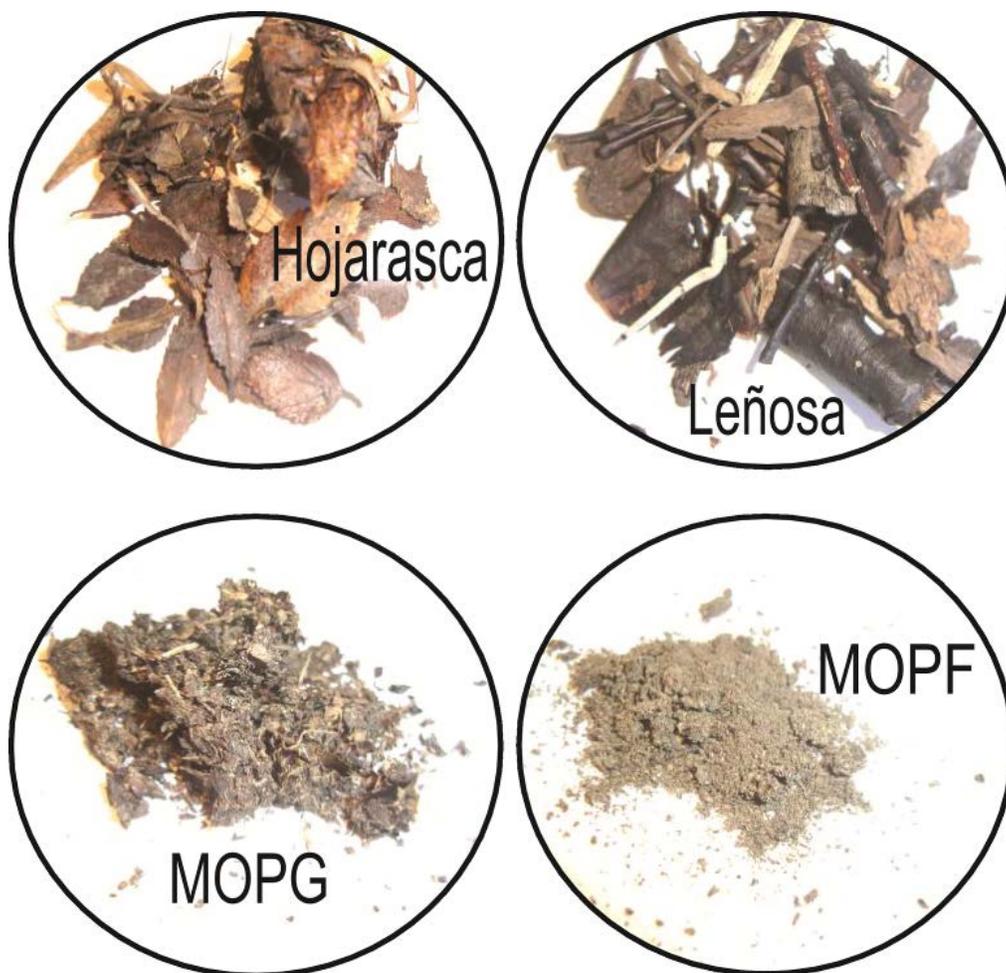


Fig. 21: Componentes de la materia orgánica separados y secados

3.2 Obtención y análisis de macroinvertebrados.

3.2.1 Toma y conservación de muestras.

Se realizaron muestreos cualitativos y cuantitativos. En el primer caso, en cada estación se efectuaron muestreos con red de mano en todos los microhábitats existentes: orillas con y sin vegetación, zonas de rocas, de arena, en zonas de correderas o en pozones. El objetivo del muestreo consistió en recolectar la diversidad más representativa de macroinvertebrados del sitio examinado, ya que se exploran mayor variedad de hábitats (De Pauw & Vanhooren, 1983). Las redes que se utilizaron para la captura de macroinvertebrados fueron de una malla no superior a las 300 μm . El procedimiento consiste en apoyar la red (sujeta a un mango largo) en el fondo del río en dirección aguas abajo. El material del fondo que se encuentra inmediatamente aguas arriba, es removido con la ayuda de botas dando pequeñas patadas, por lo que el material es llevado dentro de la red por la corriente. Este método es conocido como "Kick sampling" (Fig. 22). Para obtener resultados comparables, se realizó un muestreo a lo largo de 10 a 20 metros por un período de tiempo específico: 3 minutos para cursos de agua menores, y hasta 5 minutos para ríos más grandes (De Pauw & Vanhooren, 1983). Las muestras cualitativas obtenidas fueron procesadas en su totalidad y los datos de presencia de taxones fueron utilizados para calcular el índice BMPS.



Fig. 22: toma de muestras de macroinvertebrados según la metodología de muestreo empleando el sistema de pateo (“Kick”).

Para los muestreos cuantitativos se utilizó una red “Surber” (Fig. 23a), que consta de un marco metálico de 900 cm² (30 x 30 cm de lado) de superficie de cobertura, el cual se encuentra sujeto a una red de 300 μm de abertura de malla. El marco se coloca sobre el fondo de la corriente y se remueve manualmente el material del fondo, quedando así atrapadas las larvas en la red, pudiéndose calcular el número de organismos por m². En dicho muestreo se tomaron 3 réplicas por cada sitio. Las muestras tomadas en el campo se conservaron en bolsas plástica “ziploc” con alcohol 96%.

En el laboratorio, las muestras se procesaron en bandejas blancas para facilitar la separación de los macroinvertebrados (Fig. 23b). Estos últimos se conservaron en tubos de ensayo con alcohol 70%, previamente rotulados

especificando fecha, sitio y grupo taxonómico, para su posterior conteo e identificación taxonómica a nivel genérico, y en algunos casos a nivel específico.



Fig. 23a: Red surber utilizada para la toma de muestras cuantitativas de macroinvertebrados bentónicos



Fig. 23b: material recolectado para la posterior separación en el laboratorio

Para la identificación se utilizaron diversas claves de invertebrados, dependiendo del grupo taxonómico. Entre ellas se pueden mencionar: Aquatic Diptera (Johannsen, 1970), An Introduction to the Aquatic Insects of North America (Merrit & Cummins, 1996), Ecosistemas de Aguas Continentales (Lopretto & Tell, 1995), Los Ephemeroptera de Argentina (Dominguez *et al.*, 1994), Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología (Domínguez & Fernández, 2009) y Guía de insectos acuáticos del Parque Nacional Nahuel Huapi (Massaferro *et al.*, 2012).

Los organismos fueron clasificados en cinco grupos funcionales de acuerdo a lo establecido por Cummins (1978): los fragmentadores, los raspadores, los colectores/recolectores, los filtradores y depredadores. Se utilizó para algunos casos bibliografía regional (Díaz Villanueva & Albariño, 1999; Díaz Villanueva *et al.*, 2004; Velasquez & Miserendino, 2003a; Albariño & Díaz Villanueva, 2006; Brand & Miserendino, 2010).

3.3 Análisis cuantitativos

3.3.1 Datos numéricos de comunidades

Se confeccionaron listas de especies para cada sistema de ríos. Para todas las fechas de muestreo se realizó el análisis de las variables comunitarias sobre una matriz de densidad, correspondiente a la media de la abundancia de cada taxón de las tres réplicas, analizadas por estación de muestreo (ind/m²).

Para el análisis de la diversidad alfa se determinaron la riqueza taxonómica (RT), el índice de diversidad de Shannon (Magurran, 1988) y el índice de Dominancia de Simpson (1949). Se aplicó el índice de diversidad de Shannon, basado en la abundancia proporcional de las especies (Magurran, 1988), se calculó mediante la ecuación $H' = -\sum(p_i) \times \ln(p_i)$, donde p_i es la proporción del número total de individuos de la especie i en la comunidad. Para el cálculo de dominancia se utilizó el índice de Dominancia de Simpson (D) (1949) mediante la ecuación $D = \sum n_i(n_i - 1) / (N(N - 1))$, donde n_i es el número de individuos de la especie i de la muestra y N es el número total de individuos de la muestra. El RT se obtuvo mediante un censo de la comunidad y se consideró el número total de taxones, ya que en la mayoría de los casos fue imposible realizar determinaciones a nivel específico. Por lo tanto se contempló a la unidad taxonómica como la identificación taxonómica hasta el nivel más bajo posible: familia, género, especie o morfoespecie.

3.3.2 Aplicación de métricas e Índices Bióticos para determinación de la calidad del agua.

Entre los índices bióticos cualitativos, se utilizó el BMPS (Miserendino & Pizzolón, 1999) derivado del índice norteamericano BMWP de Armitage (1983) junto con su derivado el ASPT (Average Score Per Taxon), que divide el valor final

del índice por el número de familias que representa el valor medio de tolerancia de la comunidad. El BMPS es un método cualitativo simple y rápido, que requiere una identificación a nivel de familia, y está basado en la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica, valores comprendidos entre el 1 (familias muy tolerantes) y el 10 (familias intolerantes) (Fig. 24). La suma de los valores obtenidos para cada familia detectada en un sitio de muestreo, dará el grado de contaminación del punto de estudio. Cuanto mayor es el puntaje final, menor es el grado de contaminación. Finalmente, tras la suma de los valores correspondientes a cada una de las familias presentes se obtiene la calidad del agua, que se puede encuadrar en una de las 6 categorías propuestas (Fig. 25).

El índice de Calidad de Bosques de Ribera patagónico (QBRp) (Kustchker *et al.* 2009) deriva del índice español (QBR) propuesto por Munné *et al.* (1998, 2003) para el continente europeo. El QBRp integra aspectos estructurales de la vegetación ribereña, aspectos de la morfología de la ribera y el grado de intervención humana del terreno, ya sea por canales, terrazas, diques, etc. Los valores del QBRp oscilan entre 0 y 100 estableciendo cinco categorías de calidad ambiental, un puntaje de 100 indica que el río es natural y se encuentra en sus mejores condiciones. Este índice ha sido aplicado con buenos resultados en 21 ríos patagónicos sometidos a diferentes usos (Kustchker *et al.* 2009). En el campo se documentó la información del sitio en estudio y el valor del índice adjudicado se encuadró dentro de las cinco categorías propuestas por Kustchker y colaboradores (Fig. 26).

Familia	Puntuación
Eustheniidae, Diamphipnoidae, Perlidae, Notonemouridae, Gripopterygidae, Austroperlidae Ameletopsidae, Leptophlebiidae, Nesameletidae Leptoceridae, Sericostomatidae, Philorheithridae, Helicophidae, Anomalopsychidae, Tasimiidae, Kokiridae Athericidae, Blephariceridae	10
Coloboruscidae Glossossomatidae, Philopotamidae, Calamoceratidae, Odontoceridae, Helicopsychidae	8
Limnephilidae, Hidrobiosidae, Polycentropodidae Gomphidae	7
Baetidae, Onicigastridae Hydroptilidae, Gelastocoridae Lestidae, Austropetalidae, Aeshnidae, Petaluridae, Gomphomacromiidae, Neopetalidae, Libelullidae, Caenagrionidae Hyalellidae, Chilinidae	6
Ecnomidae Scirtidae, Elmidae, Hydraenidae, Eubriidae Corydalidae, Hydropsichidae, Tipulidae, Simuliidae Parastacidae, Aeglidae Dugessidae, Ancylidae Phreodriidae, Osmylidae	5
Caenidae Haliplidae, Chrysomelidae, Curculionidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Ceratopogonidae, Ppsychodidae, Tanyderidae, Thaumaleidae Sialidae, Hyriidae, Hydracarina	4
Notonectidae, Corixidae, Mesoveliidae, Hydrometridae, Belostomatidae Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae Mycetopodidae, Sphaeriidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae Planorbidae Glossiphonidae, Semiscolecidae, Macrobdellidae	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Ephydriidae, Syrphidae	2
Lumbriculidae, Tubificidae, Naididae	1

Fig. 24: puntuación asignada a las distintas familias de acuerdo a la tolerancia a la contaminación orgánica para el cálculo del BMPS (Miserendino & Pizzolón 1999).

CLASE BMPS	SIMBOLO	VALOR	SIGNIFICANCIA
I		150	aguas limpias
		>101	aguas no contaminadas
II		61-100	probable contaminación u otra perturbación
III		36-60	probable contaminación
IV		16-35	aguas contaminadas
V		<15	aguas fuertemente contaminadas

Fig. 25: tabla con los valores de significancia y juicios de calidad de agua del BMPS (Miserendino & Pizzolón 1999).

Conjuntamente, se evaluó la calidad del agua a partir de los ya mencionados índices unimétricos de diversidad alfa.

Además se analizaron distintas métricas, como la abundancia relativa de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera y Chironomidae, y la contribución de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera tanto en composición como abundancia. Asimismo se calcularon métricos basados en grupos tróficos de cada sitio, calculando la abundancia relativa de los distintos grupos funcionales considerados en el estudio.

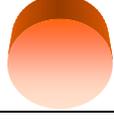
	NIVEL DE CALIDAD	QBRP	COLOR REPRESENTATIVO
Bosque de ribera sin alteraciones, estado natural	Muy buena	>90	
Bosque ligeramente perturbado	Buena	>70-90	
Inicio de alteración importante	Intermedia	>50-70	
Alteración fuerte	Mala calidad	>25-50	
Degradación extrema	Pésima calidad	≤25	

Fig. 26: clasificación, nivel de calidad y valores umbrales del QBRp (Kustchker *et al.*, 2009).

3.3.3 Análisis estadístico

Se ponderó la significación de las diferencias entre la densidad de macroinvertebrados por réplica, por fecha y por sitio, mediante el Análisis de Varianza Multifactorial utilizando el programa Statgraphics Centurion Versión XVI. Previo al análisis se normalizó la distribución de los datos originales, utilizando la transformación raíz cuadrada: $\sqrt{x+1}$ (Ludwing & Reynolds, 1988). Se calcularon los F parciales en los modelos obtenidos para los efectos réplica, sitio y fecha. Para medir la significación de las diferencias halladas, se realizó una prueba de comparaciones múltiples de Diferencia Mínima Significativa de Fisher (LSD), con un nivel del 95% de confianza ($p \leq 0,05$) para determinar entre qué grupos se encuentran las diferencias significativas.

Se realizó un análisis estadístico multivariado utilizando CANOCO (ter Braak & Smilauer, 1986, ter Braak & Smilauer, 1999) para realizar un ordenamiento de los sitios de los tres sistemas de ríos en función de sus características físicas, químicas y biológicas. Se homogeneizaron los datos para introducirlos en el análisis mediante las correspondientes transformaciones: para los datos discretos se realizó la raíz²(X+1), para los continuos se aplicó el $\log_{10}(X+1)$ y para los porcentajes el $\arcseno(X+1)$. Luego se realizó un análisis de correspondencia detenciado (DCA) para determinar el modelo de ordenamiento a seguir en cada sistema: cuando el largo de los gradientes de las comunidades varió entre 1-2 se utilizó el modelo lineal; sin embargo, si el largo fue mayor o igual a 3, se adoptó el modelo unimodal. Por último, se realizaron ordenamientos entre las especies y las variables significativas para cada sistema de ríos en particular, para observar patrones de distribución de los distintos grupos de invertebrados a lo largo de uno o varios gradientes ambientales que pueda ser explicado por un set de variables ambientales previamente establecidas.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS

4.1. SISTEMA (A) Challhuaco-Ñireco.

4.1.1. Características físico-químicas del sistema.

Entre los sitios I al IV el río se caracterizó por ser estrecho y poco profundo, con profundidades medias que variaron entre los 0,30 m y 0,50 m. Por el contrario, los sitios V, VI y VII se caracterizaron por ser más anchos y más profundos, alcanzando los 6 m de ancho mojado en el sitio VI. El sustrato del lecho de todo el sistema se caracterizó por ser rocoso, con predominio en la mayoría de los sitios, de tamaño de partícula de bloque, guijón y guijarro. En los sitios I y II, el 50% del total de la tipología del sustrato estuvo dominada por guijón y el otro 50% por guijarro; en el sitio III el sustrato estuvo dominado por un 80% de bloque y por último, en los sitios más bajos predominó el guijón, superando en todos los casos el 50% (tabla 1). Los sitios I, II y III se encontraron bordeados de vegetación de tipo boscosa, compuesta principalmente por especies del género *Nothofagus*. En particular predominaron las especies de *Nothofagus pumilio* (lenga) y *N. dombeyi* (coihue), y a medida que se aproximó a la desembocadura, el sistema de ríos atravesó un matorral bajo de *N. antarctica* (ñire) y *Rosa rubiginosa* (rosa mosqueta), hasta llegar a desembocar en el lago Nahuel Huapi (VII) (tabla 1).

Sitio	Río	Orden lótico	GPS			% Cobertura			% Sustrato			
			Lat	Long	Elev (msnm)	Bosque	Matorral	Estepa	Bloque (>256mm)	Guijón (64-256mm)	Guijarro (16-64mm)	Grava (<16mm)
I	A° Verde	1	41° 15' 34,9" S	71° 17' 18,4" W	1380	100	0	0	0	50	50	0
II	A° Verde	1	41° 15' 29,5" S	71° 17' 5,9" W	1321	100	0	0	0	50	50	0
III	A° Chal	2	41° 12' 15,9" S	71° 19' 3,2" W	959	70	30	0	80	20	0	0
IV	A° Ñireco	2	41° 12' 14,8" S	71° 20' 29,8" W	1029	20	60	20	20	80	0	0
V	A° Ñireco	3	41° 11' 49,4" S	71° 19' 30,4" W	966	0	30	70	0	90	10	0
VI	A° Ñireco	3	41° 10' 51" S	71° 19' 8,8" W	892	0	30	70	40	50	10	0
VII	A° Ñireco	3	41° 07' 49" S	71° 17' 20,1" W	767	0	0	100	10	90	0	0

Tabla 1: Características ambientales de los siete sitios del Sistema A.

En las tablas 2 y 3 se pueden observar los valores promedio de las distintas variables físico-químicas tomadas en el campo durante los meses de diciembre del 2009 y febrero del 2010, considerados como primera campaña, así como en los meses de diciembre del 2010 y febrero del 2011, considerados como segunda campaña.

	I	II	III	IV	V	VI	VII
pH	7,21	7,72	7,20	7,22	6,71	7,42	7,52
T (°C)	5,77	5,76	8,25	7,67	7,85	9,67	11,09
DO mg/l	11,82	10,82	12,00	12,55	12,60	12,53	11,33
DO%	168	108	99	88	98	95	85
Cond. (µS/cm)	38,00	38,50	63,50	54,50	53,50	62,00	102,50
TDS (ppm)	19,00	19,00	31,50	26,50	26,50	31,00	51,00

Tabla 2: Parámetros físico-químicos del Sistema A. Valores medios (n=2) de la Primera Campaña (Dic2009/Feb2010) de: pH, temperatura del agua (T°), oxígeno disuelto (OD), % de saturación del OD, conductividad eléctrica (Cond.) y sólidos disueltos totales (TDS).

	I	II	III	IV	V	VI	VII
pH	8,03	8,36	8,25	7,60	7,88	7,84	8,43
T (°C)	6,47	7,73	8,84	8,79	9,55	11,26	14,11
DO mg/l	9,93	9,56	10,70	10,20	11,12	10,26	8,95
DO%	92	93	102	65	99	106	88
Cond. (µS/cm)	36,50	38,50	61,50	49,00	52,50	64,00	99,00
TDS (ppm)	18,50	19,00	31,00	24,50	26,50	32,00	49,50
Vel. (m/s)	0,58	0,55	0,87	0,63	0,49	0,52	1,27
Prof. (m)	0,51	0,45	0,47	0,30	0,55	0,19	0,75
Caudal (m³/seg)	0,52	0,19	1,22	1,20	0,75	0,54	3,25
Ancho Seco (m)	3,00	2,00	5,00	9,00	6,50	17,50	11,00
Ancho Moj. (m)	1,10	0,75	3,00	6,50	3,50	6,00	3,50

Tabla 3: Parámetros físico-químicos del Sistema A. Valores medios (n=2) de la Segunda Campaña (Dic2010/Feb2011) de: pH, temperatura del agua (T°), oxígeno disuelto (OD), % saturación del OD, conductividad eléctrica (Cond.), sólidos disueltos totales (TDS), velocidad del agua (n=3) (Vel.), profundidad media (n=3) (Prof.), ancho seco y ancho mojado del río.

El pH no presentó cambios importantes durante el desarrollo del estudio, manteniéndose en todos los casos con valores neutros a ligeramente alcalinos.

Sin embargo, en la primera campaña se registraron valores más bajos que en la segunda (6,7-7,7 y 7,6-8,4 respectivamente).

La temperatura del agua se incrementó gradualmente desde la naciente hacia la desembocadura, variando en un rango de 6-14 desde el sitio I al VII, respectivamente. La temperatura del agua del sitio I durante el primer verano fue de 5,7 °C y para el segundo 6,5 °C; asimismo, el sitio VII mostró un valor de 11 °C en la primera campaña y 14 °C en la segunda.

Con respecto a la concentración de oxígeno disuelto, los valores fueron en general similares, entre los sitios y entre las dos campañas de muestreo. El valor más bajo obtenido fue en el sitio VII durante la segunda campaña (8,95 mg/l), y el más alto fue para el sitio V en la primer campaña (12,6 mg/l). Es importante mencionar que los porcentajes de oxígeno disuelto hallados fueron superiores al 80% en todos los sitios, salvo el sitio IV que mostró un bajo porcentaje en la segunda campaña de muestreo (65%). En términos generales los valores de porcentaje de OD disminuyeron desde las cabeceras hacia la desembocadura, tanto para la primera campaña de muestreo como para la segunda. En la primera campaña se registró un 168% de OD en el sitio I y un notable descenso en el porcentaje hacia la desembocadura en el sitio VII, alcanzando tan solo un valor de 85%. Para la segunda campaña de muestreo los valores fueron más bajos, registrándose un 92% para el sitio I y un 88% para el sitio VII.

Con respecto a la conductividad del agua se pudo observar una gran diferencia entre los sitios de cabeceras y la desembocadura, éstos últimos fueron entre dos y tres veces mayores a los de cabecera (38 y 99 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en cabecera y desembocadura durante la primera campaña y, entre 37 y 103 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en la segunda campaña respectivamente).

La cantidad de sólidos disueltos fue baja en todo el sistema; sin embargo, se pudo observar un leve aumento en la cantidad de partículas desde la cabecera hacia la desembocadura. Para los sitios I y II, la cantidad de sólidos disueltos nunca superó las 19 ppm en ambas campañas. Por otro lado, en el sitio VII se observaron los valores más altos de todo el sistema, tanto en la primera campaña como en la segunda (51 ppm y 49,5 ppm respectivamente).

Con respecto a la velocidad de corriente y el caudal del río, como se ha mencionado en el capítulo 3, fueron parámetros que solo pudieron ser medidos en la segunda campaña de muestreo. La velocidad mínima se detectó en el sitio V (0,49 m/s) y la máxima en el sitio VII (1,27 m/s). No obstante, se pudo observar un aumento de la velocidad de la corriente del río a medida que fue disminuyendo la pendiente y el subsecuente acercamiento a la desembocadura en el lago (sitio VII). En relación al caudal, los resultados reflejaron un aumento del mismo hacia la desembocadura, en correspondencia con el incremento del orden lótico del sistema, presentando valores muy bajos en cabeceras, del orden de 0,19 m³/s para el sitio II y valores más altos en la desembocadura, del orden de 3,25 m³/s para el sitio VII.

Nutrientes y pigmentos fotosintéticos.

Las concentraciones de pigmentos fotosintéticos fueron muy bajas en todo el estudio. Los valores de clorofila-a variaron de 0,14 µg/L para el sitio IV a 20,07 µg/L para el sitio VII. Para el caso de la feofitina-a, el rango de variación fue de 0,09 µg/L en el sitio VI µg/L y 8,53 µg/L en el VII. Por lo tanto, el sitio VII fue el que obtuvo las mayores concentraciones de ambos pigmentos fotosintéticos, mientras que los demás sitios presentaron valores muy bajos que no superaron en ningún caso los 7 µg/L (Figs. 27 y 28).

Las concentraciones de los fosfatos fueron bajas en todo el estudio; sin embargo, los mismos presentaron un aumento en sus concentraciones hacia la desembocadura. Los valores más altos se registraron en el sitio VII, 33 µg/L en la primera campaña y 28 µg/L en la segunda. La concentración más baja observada fue en el sitio I durante las dos campañas, con 5 y 2,7 µg/L respectivamente (Figs. 27 y 28).

Con respecto al Nitrógeno, se discriminaron las concentraciones de amonio, de nitritos y de nitratos. El amonio presentó concentraciones más altas para la segunda campaña de muestreo, con un marcado aumento hacia la desembocadura. La mínima concentración se halló en el sitio I (19,75 µg/L) y la

máxima se encontró en el sitio VII (64 µg/L). Los nitritos no mostraron variaciones importantes. En relación a las concentraciones de nitratos, se hallaron valores muy altos en el sitio VII, del orden de los 214,5 µg/L para la primera campaña y 132,5 µg/L para la segunda. En los demás sitios muestreados, las concentraciones de nitratos fueron muy bajas, sin superar los 17 µg/L a lo largo de todo el estudio.

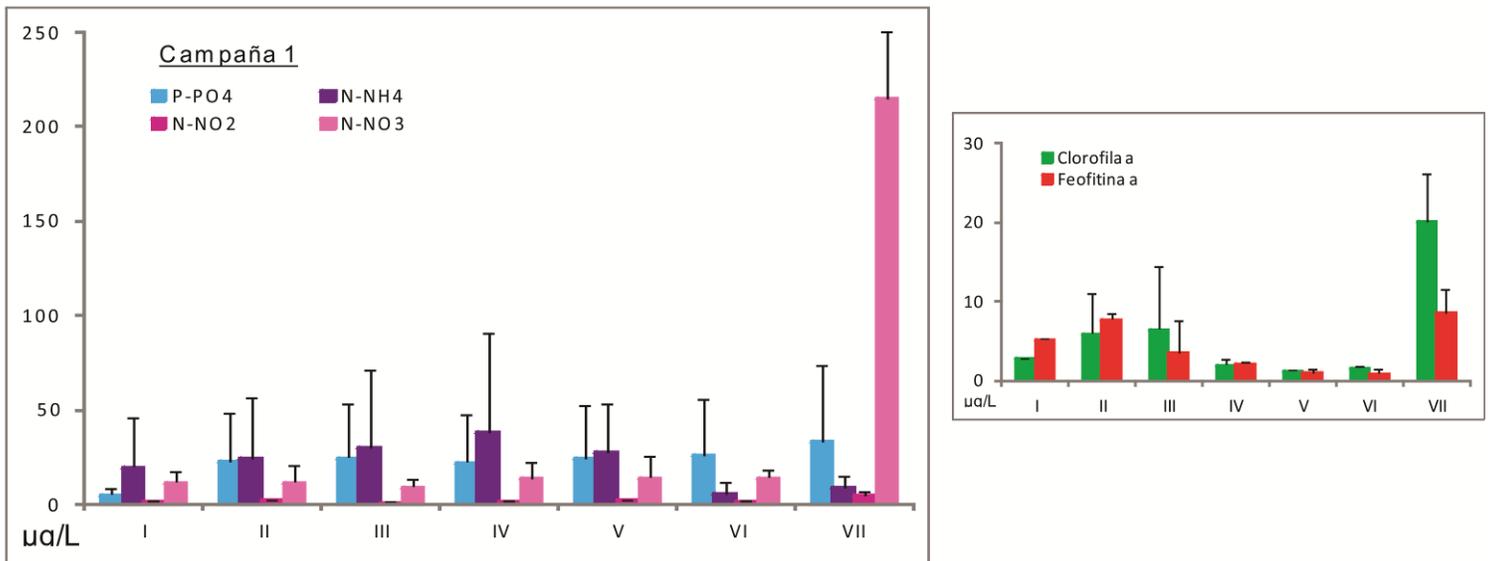


Fig. 27: a) Concentraciones promedio \pm SD (n=2) de fosfatos, amonio, nitritos, nitratos y b) clorofila-a y feofitina-a (µg/L) correspondientes a la primer campaña (Campaña 1) en los sitios visitados del sistema A.

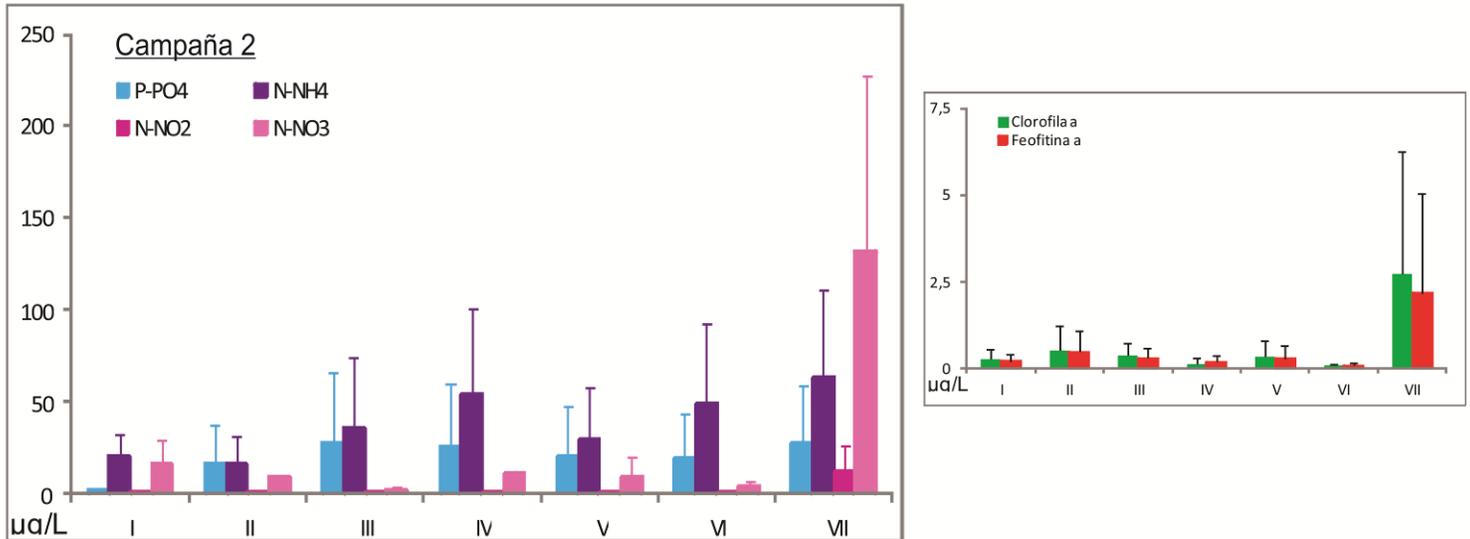


Fig. 28: Concentraciones promedio \pm SD (n=2) de fosfatos, amonio, nitritos, nitratos, clorofila-a y feofitina-a ($\mu\text{g/L}$) correspondientes a la segunda campaña (Campaña 2) a lo largo de todo el sistema A.

Detrito.

Como ya se ha explicado en el capítulo 3, el análisis del detrito solo se realizó en la segunda campaña de muestreo. Los resultados reflejaron que el peso seco del detrito extraído de dichas muestras varió entre 1 g/m^2 , correspondiente a la fracción de materia orgánica particulada fina (MOPF) del sitio IV, y 60 g/m^2 perteneciente a la fracción fragmentada de materia orgánica particulada gruesa (MOPG) del sitio I (Fig. 29). Como era de esperarse, la biomasa de la porción leñosa y hojarasca fue alta en los sitios de cabeceras, registrándose los valores más altos en el sitio I (13 g/m^2 de leñosa y $29,5 \text{ g/m}^2$ de hojarasca). En cambio, estas porciones disminuyeron en la desembocadura, encontrándose en el sitio VII los valores más bajos del sistema (3 g/m^2 para leñosa y 7 g/m^2 para hojarasca).

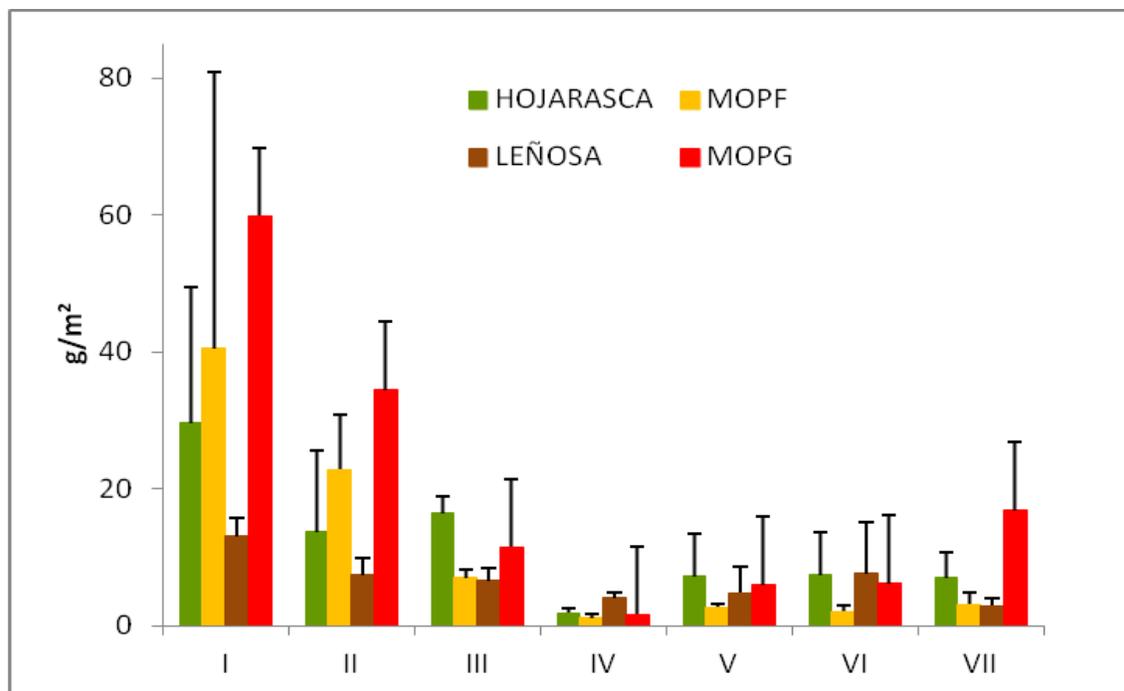


Fig. 29: Promedio del peso seco \pm SD (n=2) de las cuatro categorías de detrito (g/m²): hojarasca, leñosa, materia orgánica gruesa fragmentada (MOPG) y fina (MOPF) en de los siete sitios muestreados durante la segunda campaña.

4.1.2. Composición, riqueza faunística y abundancia de macroinvertebrados.

En esta sección se presenta el análisis de las comunidades biológicas del sistema A, obtenida de las cuatro campañas de campo. Las mismas incluyeron muestreos cualitativos y cuantitativos.

La riqueza faunística general y las densidades medias de los distintos taxones pertenecientes a Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera encontrada en toda el área de muestreo se describen en las tablas i y ii (Capítulo 7: Anexos).

Durante todo el período de estudio se encontraron 76 taxones de macroinvertebrados acuáticos bentónicos. Entre los insectos acuáticos, los órdenes Diptera (con 23 taxones) y Trichoptera (con 16 taxones) fueron los que mostraron mayor riqueza de taxones.

Dentro del orden Plecoptera (15 taxones), la familia Gripopterygidae fue el grupo taxonómico con mayor diversidad (12 especies en total) y mayor densidad de individuos (1094 ind/m² en la primer campaña y 1854 ind/m² en la segunda) (tabla ii), siendo *Aubertoperla illiesi* la especie más abundante (487 ind/m²) durante la primer campaña y *Rhitroperla rossi* la especie más abundante (824 ind/m²) durante la segunda campaña de muestreo (tabla ii).

El orden Ephemeroptera estuvo representado por 7 taxones, de los cuales *Andesiops torrens* y *Meridialaris chiloeensis* fueron las especies más representativas y abundantes. Para la primer campaña se registraron un total de 233 ind/m² pertenecientes a la Familia Baetidae, de los cuales 69 ind/m² correspondieron a la especie *A. torrens* (tabla ii), mientras que para la segunda campaña casi el 90% de los individuos de la Fam. Baetidae pertenecieron a dicha especie (696 ind/m² de un total de 791 ind/m²) (tabla ii). Con respecto a la Familia Leptophlebiidae, más del 80% de los individuos encontrados en ambas campañas pertenecieron a la especie *M. chiloeensis*.

Los individuos del orden Trichoptera estuvieron representados por 6 familias, de las cuales Hydrobiosidae fue la que mostró mayor diversidad de taxones (7). Sin embargo, Hydropsychidae fue la más abundante, con un total de 74 ind/m² en la primera campaña y 107 ind/m² en la segunda (tabla ii).

Dentro del orden Diptera se encontraron 12 familias, siendo Chironomidae la más abundante con 4806 ind/m² contabilizados para la primer campaña y 5917 ind/m² para la segunda (tabla ii); en la figura 30 se refleja que la mayor abundancia se encontró en la estación VII (1098 ind/m² para la primera campaña y 3365 ind/m² para la segunda). Las familias Simuliidae y Athericidae también fueron importantes; se contabilizaron alrededor de 1000 ind/m² para los primeros y entre 400-500 ind/m² de Athericidae para ambas campañas (tabla ii).

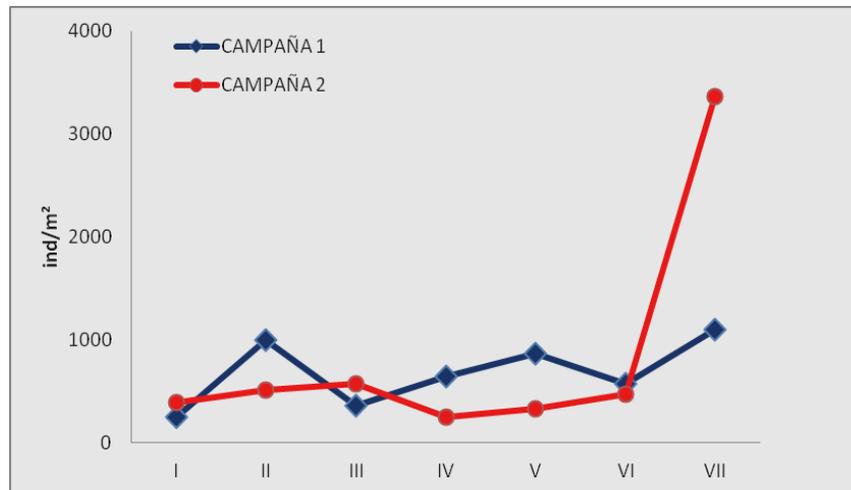


Fig. 30: Densidad total de Chironomidae (ind/m²) en los siete sitios muestreados (eje X) durante la campaña 1 (n=2) (color azul) y la campaña 2 (n=2) (color rojo).

4.1.3. Medidas tróficas

De los 76 taxones que se registraron en todo el estudio, 27 pertenecieron al grupo trófico de los depredadores, 21 fueron raspadores, 11 colectores-recolectores, 12 fragmentadores y finalmente 5 fueron filtradores (tabla i). La figura 27 refleja la abundancia relativa de los distintos grupos funcionales en todo el sistema, donde se puede observar en toda la cuenca una dominancia principalmente de dos grupos funcionales, los colectores-recolectores y los raspadores, ocupando más del 60% del total de los individuos.

En términos generales, tanto en la primera como en la segunda campaña, predominaron los colectores-recolectores, con 55% y 43% respectivamente (Fig. 31), mostrando una marcada dominancia hacia la desembocadura, particularmente en el sitio VII donde se encontraron valores de 96% y 98% (Fig. 32). Los taxones más representativos pertenecientes a este grupo funcional alimenticio fueron *Andesiops* sp. e individuos de la familia Chironomidae y del Phylum Annelida. Los raspadores fueron el segundo grupo en importancia, con 21% en la primera y 28% en la segunda campaña; en contraste con los colectores-recolectores, este grupo disminuyó en abundancia hacia la desembocadura. Los

predadores y los fragmentadores estuvieron prácticamente ausentes en la estación VII.

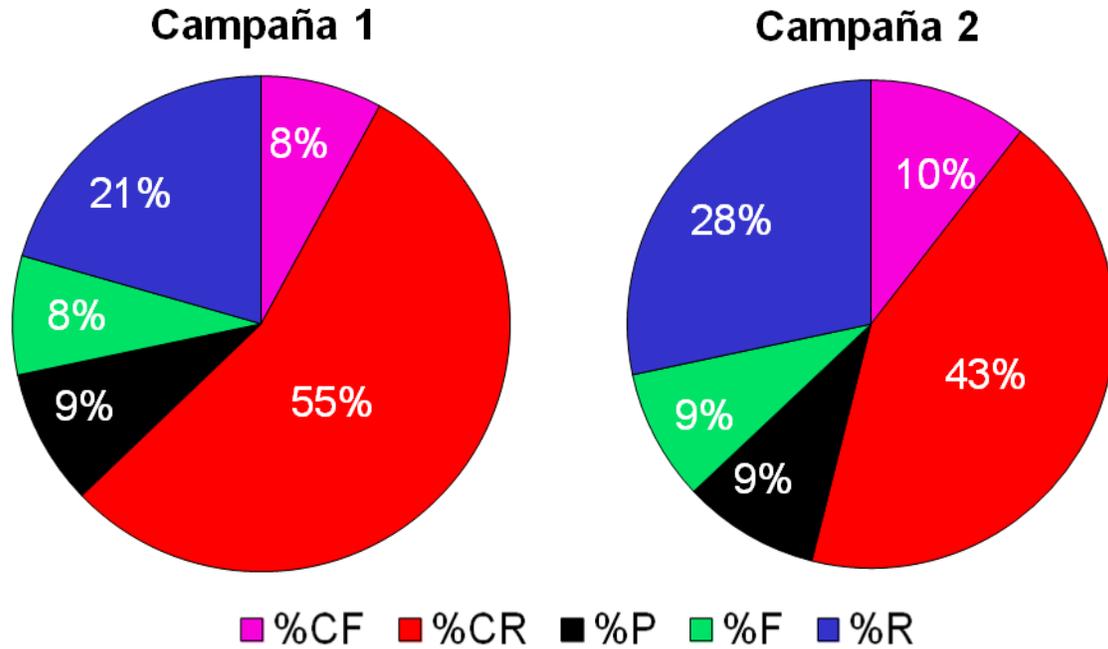


Fig. 31: Abundancia relativa (%) de los 5 grupos funcionales a lo largo de todo el sistema de estudio durante la campaña 1 (n=2) (figura izquierda) y la campaña 2 (n=2) (figura derecha). CF: colectores filtradores, CR: colectores recolectores, P: predadores, F: fragmentadores, R: raspadores.

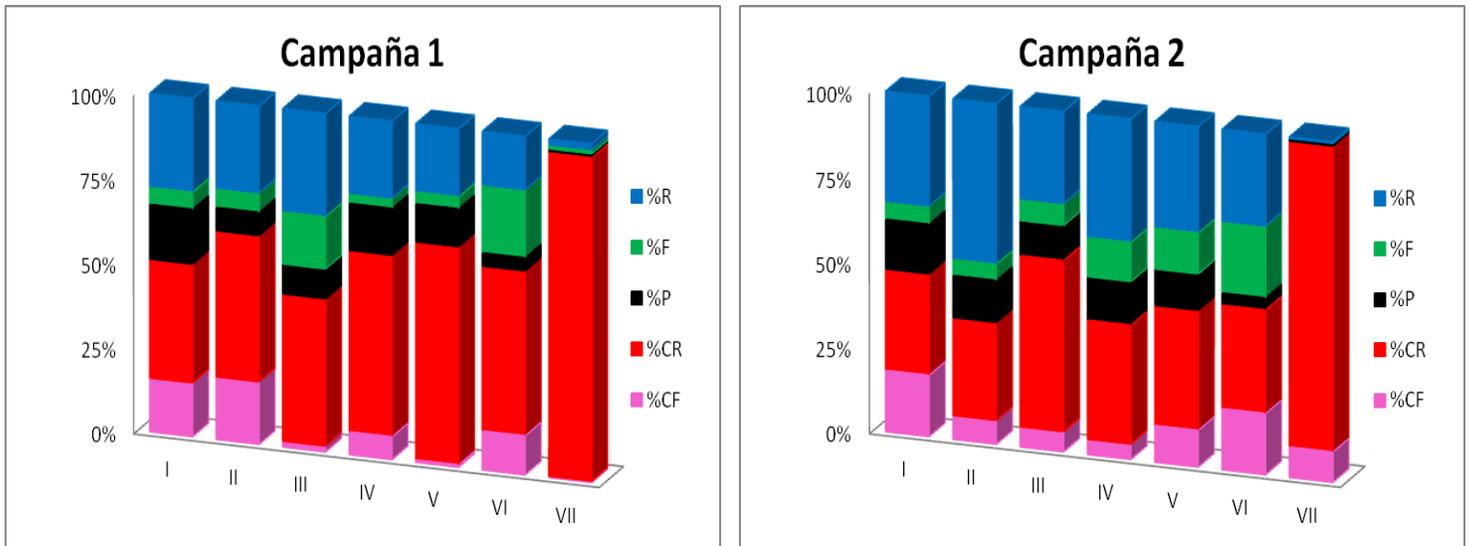


Fig. 32: Abundancia relativa (%) de los 5 grupos funcionales en los siete sitios muestreados durante la campaña 1 (n=2) (diagrama de la izquierda) y la campaña 2 (n=2) (diagrama de la derecha). CF: colectores filtradores, CR: colectores recolectores, P: predadores, F: fragmentadores, R: raspadores.

4.1.4. Aplicación de índices de calidad de agua.

A) *Índices de diversidad.*

Los sitios I y II exhibieron los valores más altos de riqueza de taxones (RT) para las dos campañas analizadas, rondando los 20 taxones en cada sitio (tabla 4). Contrariamente, el sitio VII obtuvo los valores de riqueza más bajos en todo el sistema (6 taxones) y de todo el período de estudio; sin embargo, la densidad total de individuos obtenida en el mencionado, durante la segunda campaña fue de 3426 ind/m², valores muy altos comparados con los demás sitios muestreados (rango que varió entre 860-2500 ind/m²).

En cuanto al índice de diversidad de Shannon (H'), los valores fueron decrecientes desde las cabeceras (H= 2,5 bits correspondientes a las estaciones I y II) hasta la desembocadura; en el sitio VII se hallaron valores de 0,4 bits para la primera campaña y 0,2 bits para la segunda (tabla 4). Como era de esperarse, el índice de Dominancia de Simpson (D) exhibió un aumento en la medida en que los valores de H disminuyeron, es decir que la probabilidad de un encuentro intra-

específico fue más grande cuando la comunidad de macroinvertebrados fue más uniforme. Las estaciones I y II obtuvieron los valores más bajos de D (valores que oscilaron entre 0,1-0,2 en ambas campañas). Por lo tanto, las estaciones I y II mostraron presentar comunidades muy diversas y poco uniformes; por el contrario, las estaciones más cercanas al lago se caracterizaron por sostener comunidades de macroinvertebrados bentónicos diversas y muy homogéneas, con valores de D de 0,9, tanto para la primera campaña como para la segunda. Estos resultados reflejaron la diferencia que existió entre los sitios de cabeceras con la desembocadura, donde aguas arribas se encontró una alta diversidad, con un ensamble de alrededor de 20 taxones distintos, y aguas abajo se hallaron comunidades mucho más uniformes y poco diversas, con tan sólo 5 taxones.

Campaña 1	I	II	III	IV	V	VI	VII	Campaña 2	I	II	III	IV	V	VI	VII
DTI	1178	2557	865	1350	1370	1341	1156	DTI	1850	2250	1770	1000	1446	1811	3426
RT	21	19,5	10	8	12	8,5	5,5	RT	20	19	12	10	11	14	6
H	2,53	2,16	1,58	1,86	1,69	1,49	0,36	H	2,38	2,59	1,96	2,18	2,05	2,01	0,23
D	0,12	0,18	0,35	0,29	0,35	0,33	0,87	D	0,12	0,12	0,18	0,14	0,18	0,20	0,92
%EPT	39	33	46	27	24	38	3	%EPT	43	53	51	56	45	59	1
EPT taxa	12	10	6	10	9	6	4	EPT taxa	12	15	12	7	10	12	3
%Ple	14	16	18	9	12	20	2	%Ple	18	20	21	28	24	34	0
%Eph	20	15	28	16	11	18	1	%Eph	18	29	27	28	19	24	0
%Tri	5	2	0	1	1	0	0	%Tri	6	4	2	0	2	1	0
%Dip	50	60	52	72	75	61	95	%Dip	46	40	46	42	55	40	97
%Chiro	21	35	41	51	63	46	93	%Chiro	20	25	33	26	22	26	96
%Ane	1	1	1	0	0	0	2	%Ane	3	2	2	1	0	1	1
BMPS	110	109	59	104	89	49	31	BMPS	138	139	89	69	85	88	44
ASPT	7	7	7	8	7	7	6	ASPT	6	7	6	7	7	7	5
QBRp	94	94	70	60	55	21,5	20,5	QBRp	94	94	70	60	55	21,5	20,5

Tabla 4: Tabla de métricas e índices de los siete sitios del sistema A de las campañas 1 y 2. Valores medios (n=2) de las medidas de densidad total de individuos (DTI=ind/m²), riqueza de taxa (RT), diversidad de Shannon (H), dominancia de Simpson (D), valores medios de los porcentajes de las abundancias relativas de EPT (%EPT), Plecoptera (%Ple), Ephemeroptera (%Eph), Trichoptera (%Tri), Diptera (%Dip), Chironomidae (%Chiro), Annelida (%Ane) y valores medios de EPT taxa, Biological Monitoring Patagonian Stream (BMPS), ASPT y del Índice de Calidad de Ribera Patagónico (QBRp).

B) Métricas e índices bióticos.

Las métricas analizadas y los índices bióticos considerados en el estudio expusieron una notable influencia de las zonas urbanas, ya que se pudo observar en los valores de los mismos una disminución desde cabeceras a la desembocadura, evidenciando una perturbación en el sistema. Con respecto al %EPT, se obtuvo un valor de 3% para la primer campaña y tan solo el 1% para la segunda en el sitio VII (tabla 4). Por otra parte, el EPT taxa también reflejó bajos valores en el sitio VII, se registraron 4 taxones del grupo EPT en la primera campaña y 3 en la segunda. Sin embargo, el sitio VI registró el porcentaje de abundancia relativa de EPT más alto, particularmente en la segunda campaña. Asimismo, la abundancia de Plecoptera también aumentó en el mencionado sitio (34%), hecho atribuible a que en el muestreo de febrero del 2011 se contabilizaron un total de 889 ind/m² de *Rhitroperla rossi*. Los altos valores de densidad de la especie, registrados para el sitio VI en febrero del 2011, produjeron un aumento de la abundancia relativa del EPT para la segunda campaña, pero si se observa el valor que arrojó el EPT taxa del mismo momento de estudio, se puede apreciar que sólo fueron 12 las especies encontradas en el sitio VI (tabla 4); por lo tanto, es posible notar que la abundancia de EPT fue alta, aunque no la diversidad de los mismos.

Con respecto al %Chironomidae, este aumentó con la cercanía a la desembocadura en ambos períodos estudiados, de un 20% hallado en cabeceras, a un 90% en desembocadura (tabla 4).

En relación al BMPS, los resultados reflejaron una disminución del índice desde las cabeceras hasta el sitio VII, localizado en la desembocadura en el lago (tabla 5).

Primer Campaña				Segunda Campaña			
Sitio	Valor	Significancia	Color	Sitio	Valor	Significancia	Color
I	109,5	No contaminado		I	138	No contaminado	
II	109			II	139		
III	58,5	Probable perturbación		III	89	Probable perturbación	
IV	104	No contaminado		IV	68,5		
V	88,5	Probable perturbación		V	84,5		
VI	49	Probable contaminación		VI	87,5	Probable perturbación	
VII	31	Contaminación		VII	44	Probable contaminación	

Tabla 5: Valores medios (n=2) de las medidas de BMPS de los siete sitios del Sistema A, significancia y su categorización para la primera campaña y la segunda.

Los valores más bajos de BMPS alcanzados en todo el estudio pertenecen al sitio VII, con un promedio en la primera campaña de 31, clasificando al sitio como clase IV, lo que significa que nos encontramos ante la presencia de aguas disturbadas (Fig. 33A y 33B). El ASPT también reflejó una disminución de los valores hacia el sitio VII en ambas campañas, el valor más bajo fue hallado en la segunda campaña con un promedio de 5, clasificando al sitio como clase II con una incipiente contaminación. Por otro lado, los resultados del QBRp reflejaron un disturbio a partir de la estación VI, clasificando a los sitios VI y VII de pésima calidad, con degradación extrema de la vegetación ribereña (Fig. 33C).

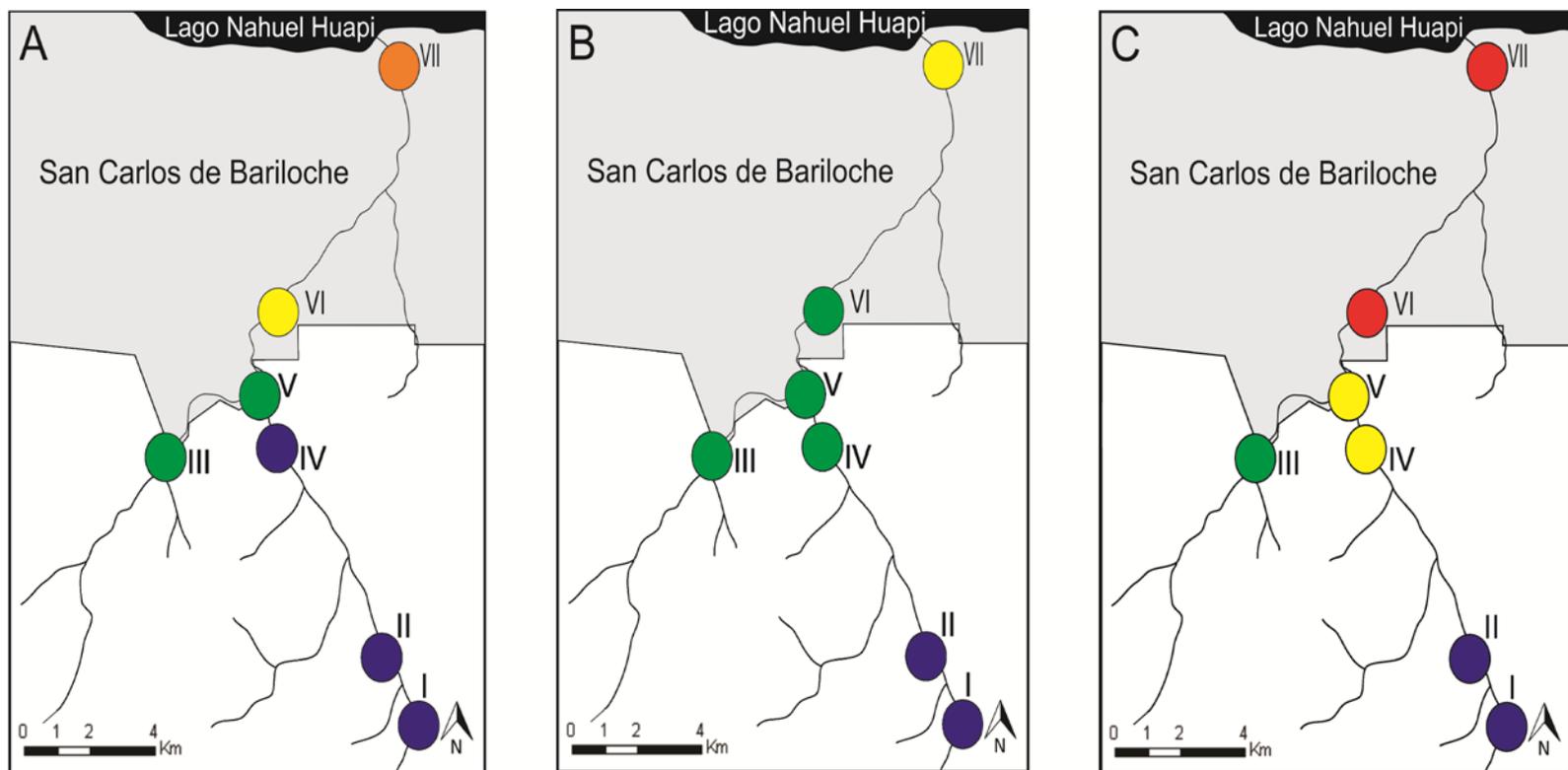


Fig. 33: Clases de calidad de agua en los siete sitios muestreados conforme al índice BMPS en la campaña 1 (n=2), A; en la campaña 2 (n=2), B y conforme el índice QBRp durante todo el estudio (n=4), C. El color del círculo indica el juicio de calidad obtenido.

4.1.5 Análisis estadísticos.

a) Análisis de ANOVA.

No se observaron diferencias significativas entre los valores de abundancia de invertebrados de las réplicas ($gl=2$; $F=0,62$; $p=0,54$), así como tampoco se observaron diferencias entre las cuatro fechas de muestreo ($gl=3$; $F=2,29$; $p=0,08$). Por otro lado, existieron diferencias estadísticamente significativas entre las densidades de individuos entre un sitio y otro (nivel del 95% de confianza, $p=0,001$). La densidad promedio registrada en el sitio I fue significativamente menor ($88,5 \text{ ind/m}^2$) que la del sitio VII ($519,5 \text{ ind/m}^2$). Los sitios se clasificaron en dos grupos homogéneos mediante la prueba de Múltiples Rangos (LSD) para

ind/m² por sitio; el grupo A, que contiene a todos los sitios estudiados excepto el VII, el cual representa el grupo B.

b) Análisis multivariado.

El modelo de ordenamiento que se utilizó para este caso fue el linear, ya que el análisis DCA arrojó un largo de los gradientes cercano a 2. Se realizó un primer análisis de RDA con 28 sitios, 71 especies y 16 variables ambientales (pH, DO, %DO, temp, cond, TDS, PO₄, NH₄, NO₂, NO₃, elev, orden, bosque, estepa, guijón, guijarro). Las 16 variables explicaron en conjunto un 73% de la variabilidad. Para dicho análisis, el test de Monte Carlo con un nivel de confianza del 95% arrojó que todos los ejes extraídos fueron significativos ($p=0,004$). Posteriormente, se realizó un segundo análisis de RDA, en el cual se eliminaron las variables con un $VIF \geq 20$ y aquellas variables que co-variaron en la matriz de correlación de Pearson. Como resultado de esta pre-selección, se incluyeron en el análisis diez variables: pH, concentración de oxígeno disuelto, porcentaje de oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, PO₄, NH₄, NO₂, NO₃ y elevación. Posteriormente se corrió otro RDA con selección manual de las mencionadas variables, de las cuales cinco fueron significativas ($p \leq 0,05$): temperatura del agua, PO₄, NO₃ y elevación. Particularmente las cuatro variables seleccionadas explicaron en conjunto un 47% de la varianza, del porcentaje total de las diez variables analizadas (61%), revelando la mayor variación entre la distribución de los macroinvertebrados a lo largo del sistema de ríos (tabla 6).

	P-value	F-ratio	Var. acumulada de las variables seleccionadas
Elevación	0,002	9,94	0,28
PO ₄	0,002	3,13	0,36
NO ₃	0,002	2,54	0,42
Temperatura	0,006	2,04	0,47
Var total			0,61

Tabla 6: Valores de p, F y la varianza de las cinco variables significativas arrojadas por el test de Monte Carlo ($p \leq 0,05$) de la selección manual posterior del análisis de redundancia (RDA) a lo largo de todo el período de estudio (Dic. 2009, Feb. 2010, Dic. 2010 y Feb. 2011). Resaltado en color rojo la varianza total de las 9 variables analizadas.

El diagrama de ordenamiento del RDA (Fig. 34) mostró que, en el cuadrante superior izquierdo (C1) la distribución de los sitios y las especies fueron determinadas por altas temperaturas y altas concentraciones de fosfatos. En cambio en el cuadrante inferior izquierdo (C4) la distribución de sitios y las agrupaciones de especies fueron determinadas por la concentración de nitratos. Es decir, que los sitios más disturbados se agruparon en ambos cuadrantes (III, IV, V, VI y VII) y los ensamblajes de macroinvertebrados fueron representados por taxones más “tolerantes”. En los cuadrantes pertenecientes al margen superior e inferior derecho (C2 y C3) se agruparon los sitios de cabecera (I y II) pertenecientes a los muestreos de diciembre y febrero, asociados a valores positivos de la variable ambiental elevación y valores negativos de temperatura; estos sitios demostraron poseer bajas temperaturas y bajas concentraciones de fosfatos y nitratos. Los sitios I y II, y las especies que pertenecen al grupo de los insectos “no tolerantes”, como *Klapopteryx kuscheli*, *Austronemoura* sp., *Pelurgoperla personata*, *Alfonsoperla* sp., *Andiperlodes* sp., *Notoperla fasciata*, *N. magnaspina*, *Austronemoura* sp., *Senzilloides panguipulli*, *Metamonius anceps*, *Nousia* sp., *Meridialaris chiloeensis*, *Austrocosmoecus* sp., *Smicridea dithyra*, *S. annulicornis*, *Brachysetodes* sp., *Rheochorema tenuispinum*, *Neopsylochorema* sp., *Luchoelmis cekalovici*, *Hydora annectes*, Blephariceridae, Athericidae y *Girardia* sp. se localizaron en el segundo y tercer cuadrante del diagrama de RDA (Fig. 34). Por otro lado, el aumento en la temperatura en los sitios correspondientes a la desembocadura del río fue destacado en los cuadrantes de la izquierda (C1 y C4) del RDA, por lo que los sitios III, IV, V, VI y VII de ambas campañas se localizaron en dichos cuadrantes. En particular en el cuarto cuadrante se localizaron los sitios más perturbados (V, VI y VII) determinados por altas concentraciones de nitratos, y allí se agruparon las especies consideradas tolerantes, que se incrementaron en densidad, como por ejemplo Tubificidae, Lumbriculidae, Chironominae, Orthocladinae y el crustáceo *Aegla* sp.

En conclusión, el sitio VII, localizado posteriormente a la ciudad de Bariloche, se caracterizó por poseer altas concentraciones de nitratos en las

cuatro etapas muestreadas, y un ordenamiento de los taxones que son considerados “tolerantes”, evidenciado el impacto de origen antrópico en el sitio. Como se puede ver en el diagrama de ordenamiento el %Chiro responde al aumento en las concentraciones de nitratos, asociado al sitio VII. Por otro lado, el BMPS y el %EPT se hallan en el segundo cuadrante en respuesta a bajas concentraciones de nitratos, con lo cual podría asumirse que tanto el índice de calidad de agua BMPS y las métricas consideradas, son una excelente herramienta para determinar el impacto.

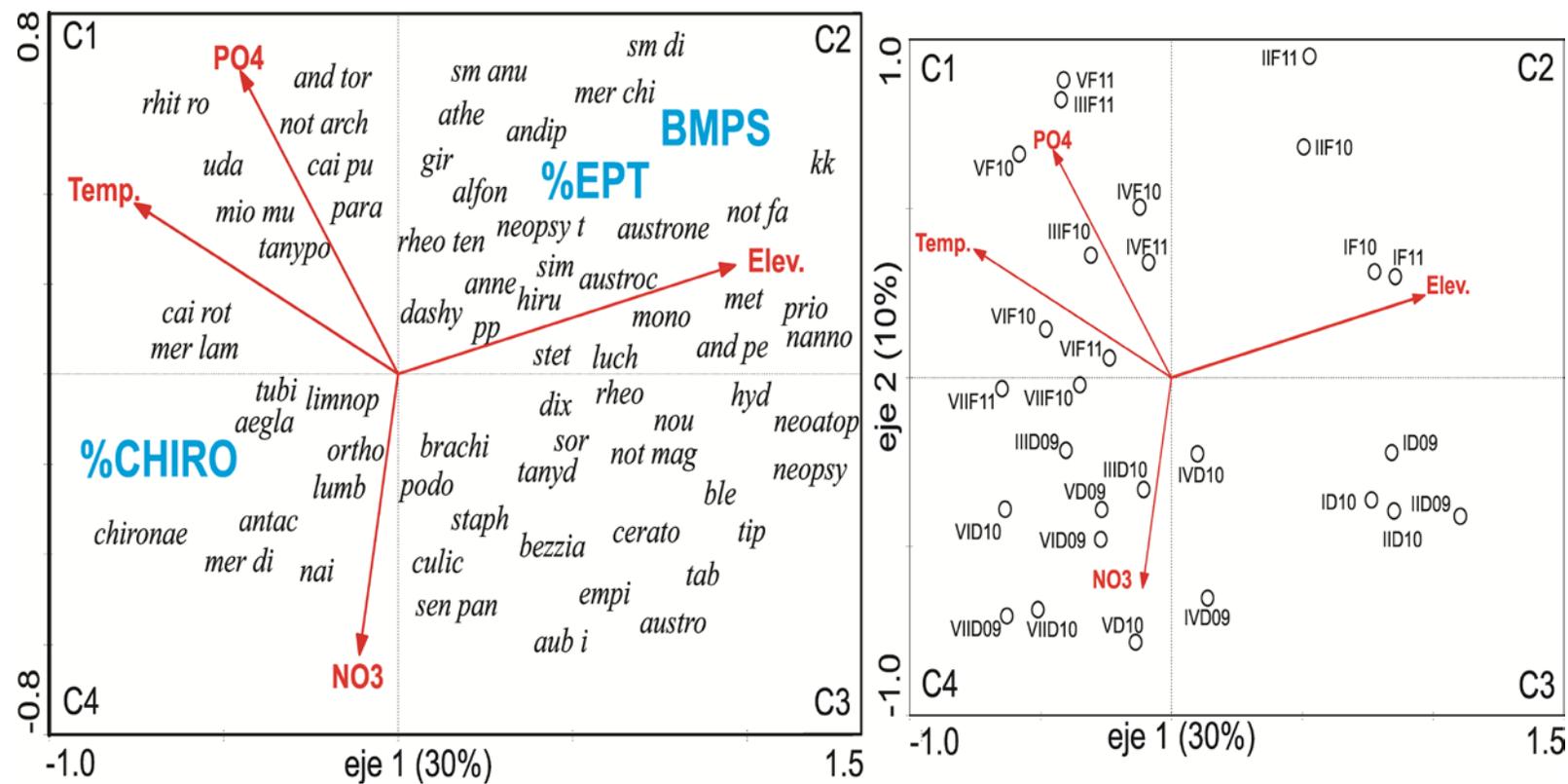


Fig. 34: Diagrama de ordenamiento (biplot) del análisis de redundancia. Los gráficos reflejan las relaciones entre las variables ambientales significativas, representadas por flechas y las especies (gráfico izquierdo) y los sitios (gráfico derecho). Los porcentajes de variación explicada por los ejes 1 y 2 luego de la selección manual posterior se exponen en el gráfico. Código de especies consideradas en tabla *i*. D09, Diciembre 2009; D10, Diciembre 2010; F10, Febrero 2010 y F11, Febrero 2011.

4.1.6. Discusión.

El análisis de las variables físico-químicas, el cálculo de las métricas y los índices de diversidad y bióticos, permitieron definir que, en general, la calidad ambiental del sistema de ríos Challhuaco-Ñireco es buena, a excepción de la estación VII, que sufre el impacto urbano correspondiente a la ciudad de San Carlos de Bariloche. Los resultados mostraron altos valores de conductividad para el sitio VII (100,75 $\mu\text{S}/\text{cm}$, $n=4$) y si bien podría deberse a un gradiente natural, donde al aumentar el orden lótico del río aumenta la conductividad del mismo, en este estudio se encontró que el vertido de aguas residuales provenientes de ciertos domicilios e instalaciones de Bariloche sean las causas probables de la alta conductividad y del aumento en las concentraciones de nutrientes encontradas en este sitio, lo que se conoce como contaminación difusa. Otros estudios realizados sobre el arroyo Ñireco (Albariño, 1997) también hallaron altos valores de conductividad en las estaciones cercanas al lago (67,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Las concentraciones de nitratos encontradas para el sitio VII fueron altas en ambos momentos estudiados (alcanzaron máximos de 240 $\mu\text{g}/\text{L}$ para la campaña de diciembre del 2009). García & Añón Suarez (2007), a partir de un estudio de diversidad de la familia Chironomidae realizado sobre el arroyo Ñireco, también hallaron incrementos significativos en las concentraciones de fósforo y nitrato en la desembocadura del río, concluyendo que el aumento de estos nutrientes estaría ligado al disturbio antropogénico de la ciudad de Bariloche localizada aguas arriba. Por otro lado, Temporetti (2006) realizó una evaluación del empobrecimiento del agua de la cuenca del Ñireco relacionado con el incendio ocurrido en 1996, que resultó en 1278 ha de área quemada, y concluye que la concentración de nitratos en el agua, a causa de su alta solubilidad y baja retención en el suelo, se manifiesta como un indicador de incendios forestales en el área. Esto demuestra que la alta concentración de nutrientes en el Ñireco, en este caso de nitratos, está ligada a otros factores naturales del ecosistema, como a factores antrópicos

producidos por los vertidos de efluentes puntuales y difusos de la ciudad de Bariloche.

En cuanto a los organismos macrobentónicos, se encontró que en los sitios más cercanos a la naciente del río (sitios I, II y III), los órdenes de Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera mostraron una mayor contribución relativa en relación a la abundancia total de la comunidad de insectos acuáticos. Este resultado es consistente con otros estudios realizados en diferentes ríos patagónicos y del sur chileno (Miserendino, 1999, 2000, 2001; Miserendino & Pizzolón, 2001; Figueroa *et al.*, 2003, 2007), los que responden mayormente al patrón de zonación altitudinal de los insectos acuáticos (Illies & Botoseanau, 1963; Ward, 1986). El sitio VII obtuvo mayor contribución de individuos pertenecientes al orden Diptera, en particular a la familia Chironomidae. Existe un fenómeno biogeográfico en el cual la distribución de los macroinvertebrados, en particular los taxones sensibles pertenecientes al grupo EPT se distribuyen a mayor altura, donde existe una mayor cobertura vegetal ribereña y por consiguiente la temperatura del agua es menor, con baja velocidad de corriente, conductividad baja y sustrato del lecho mayoritariamente rocoso (Malmqvist & Mäki, 1994; Miserendino, 2001; Figueroa *et al.*, 2003; Miserendino & Pizzolón, 2003; Miserendino *et al.*, 2008). Este estudio muestra que la mejor calidad de agua se obtuvo en las cabeceras, como se observa a través de los resultados obtenidos en las puntuaciones del BMPS. Estos resultados fueron consistentes con los hallados por Albariño (1997) para el río Ñireco. Dicho autor registró un decrecimiento numérico de los órdenes sensibles desde cabeceras a la desembocadura, particularmente de los plecópteros. En el presente estudio la diversidad disminuyó en la misma dirección y además, se pudo observar una pérdida de especies en la desembocadura, ya que especies como *Notoperlopsis femina*, *Antarctoperla michaelsini* y *Potamoperla myrmidon*, que fueron halladas por Albariño (1997) en el mismo sitio, no se encontraron durante los tres años consecutivos de muestreo correspondientes a este estudio. Esto sugiere que puede haber un deterioro creciente de este segmento del arroyo y merecería un seguimiento a largo plazo, para corroborar si efectivamente las especies han sido

extirpadas localmente como ha sido observado en otros estudios (Miserendino & Masi, 2009).

Por el contrario, la presencia de un gran número de familias de organismos altamente tolerantes, como las encontradas en el sitio VII, estarían indicando un detrimento de la calidad del agua (Hynes, 1998). Por todo lo dicho anteriormente, el sitio VII presentó condiciones ambientales no aptas para la supervivencia de un gran grupo de organismos bentónicos y fue el sitio más pobre en lo que se refiere a la calidad biológica del agua. García & Añón Suarez (2007), hallaron resultados similares en el mencionado río, con más del 50% de la fauna encontrada perteneciente a la familia Chironomidae, los que aumentaron considerablemente en densidad en los sitios cercanos a la desembocadura. Por lo tanto, lo observado refuerza la idea de que en ambientes sometidos a desechos orgánicos, las comunidades muestran bajas diversidades de organismos sensibles y altas densidades de organismos tolerantes que se ven beneficiados por la alta carga orgánica, ya que aparece en el sistema una nueva fuente de alimento muchas veces atrapada en el sedimento (Persoone & De Paw, 1979; Metcalfe, 1989).

Varios autores admiten la existencia de un orden de desaparición de los macroinvertebrados en áreas sometidas a polución. Primero desaparecen los Plecoptera, luego los Ephemeroptera, seguidos por los Trichoptera, los Amphipoda, los Isopoda, Diptera y por último Oligochaeta (Persoone & De Paw, 1979). Esta situación se ve reflejada principalmente en el sitio VII, que exhibe una notable desaparición de los taxones sensibles pertenecientes al grupo EPT, con un notable aumento de los tolerantes correspondientes a la familia Chironomidae, al Phylum Annelida y a la clase Crustácea.

Los ríos interactúan con el paisaje que los rodea, y por consiguiente con los problemas que experimentan los ecosistemas terrestres circundantes, como por ejemplo la deforestación, la conversión a pasturas y particularmente la urbanización. Ello resulta en un severo daño en las condiciones del río afectando la composición y la densidad de las comunidades bentónicas (Ward, 1989; Allan, 1995). En este estudio se halló un marcado descenso del detrito grueso desde las

cabeceras hacia la desembocadura a lo largo de todo el sistema, hecho que está fuertemente relacionado con una disminución del porcentaje de la cobertura vegetal en el mismo sentido. Dichos hallazgos se corresponden con lo postulado por Vannotte *et al.* (1980) en el Concepto del Río Continuo, donde se expresa una disminución de la porción gruesa del detrito con un consecuente aumento de la porción fina a medida que aumenta el tamaño del río. Este resultado concuerda con el modelo de río continuo que propone que la dinámica y funcionamiento de los ríos está determinada principalmente por las características de la ribera y de la vegetación que lo circunda, lo cual afecta la temperatura del agua y la cantidad de detrito que se incorpora al sistema (Vannotte *et al.*, 1980). Sin embargo, el modelo también propone que, como consecuencia de una mayor amplitud térmica, los ríos de orden lótico medio exhiben una mayor diversidad, lo que no ocurre en el sistema estudiado, ya que la mayor riqueza taxonómica se observa en las estaciones de cabeceras. Esto podría deberse a que los ríos del sistema aquí estudiado son de orden lótico bajo (3), en oposición a los ríos de mayor tamaño descritos por Vannotte *et al.* (1980).

En relación a los grupos funcionales, en este estudio se encontró que la abundancia de colectores-recolectores aumentó desde cabeceras a la desembocadura, siendo el grupo funcional más abundante en la estación VII, ocupando más del 95% de la abundancia total. Una situación similar se observa en el trabajo de Castela *et al.* (2008). En dicho estudio se observa que los cambios que están asociados a las urbanizaciones, como el enriquecimiento de nutrientes, decrecimiento de la vegetación ribereña y el empobrecimiento en la calidad del hábitat fluvial, producen un gran cambio en la estructura y funcionamiento de las comunidades de macroinvertebrados y evidencian que los colectores-recolectores y los filtradores usualmente se incrementan en áreas disturbadas, ya que son excelentes colonizadores y muy tolerantes al estrés antropogénico.

Otros estudios realizados en ríos urbanos patagónicos llegaron a resultados similares, por ejemplo en ríos asociados a urbanizaciones como Playa Unión y Esquel, en la provincia de Chubut, presentaron una gran contribución de los colectores (97% y 93% respectivamente) (Miserendino *et al.*, 2008; Miserendino &

Brand, 2009). Asimismo, en el río Calbuco cerca de San Martín de los Andes en la provincia de Neuquén, Macchi *et al.* (2008) hallaron una dominancia en términos de abundancia del grupo de los colectores-recolectores (80%), lo que se relacionó con la cercanía a la zona urbanizada.

Las larvas de algunos plecópteros (*Klapoteryx kuscheli*, *Rhitroperla rossi* y *Senzilloides panguipulli*) y tricópteros (*Brachysetodes* sp., *Austrocosmoecus* sp., *Monocosmoecus* sp., *Sortosa* sp., *Parasericostoma* sp. y *Myotrichia* sp.) fueron los principales fragmentadores presentes del sistema en estudio, y establecieron un importante rol en la descomposición de las hojas de *Nothofagus pumilio* (Albariño & Balseiro, 1998, 2002; Albariño & Valverde, 1998; Díaz Villanueva & Albariño, 1999; Albariño & Díaz Villanueva, 2006) y en la transferencia de materia (Buria *et al.*, 2007, 2009). Con respecto a los raspadores, los efemerópteros fueron los numéricamente más abundantes, tanto en las zonas sombreadas de altura y en las extensiones abiertas, como las estaciones IV, V, VI y VII (Modenutti *et al.*, 2010). Vannote *et al.* (1980) propone que la sucesión de especies que pertenecen al mismo grupo funcional es una estrategia que tiende a minimizar la competición inter-específica. En este sistema se hallaron tres especies distintas del género *Meridialaris* que muestran superposición espacial parcial en el sistema, probablemente debido a sus requerimientos ecológicos diferentes. Las tres especies pertenecen al mismo gremio trófico (raspadores) y consumen probablemente perifiton pero en distintas secciones del sistema (Miserendino & Pizzolón, 2001; Velásquez & Miserendino, 2003). *Meridialaris chiloeensis* se encontró en las zonas de cabeceras (sitios I y II), *M. diguilina* en las zonas intermedias (particularmente en el sitio III) y finalmente, *M. laminata* en la desembocadura formando parte de la comunidad hallada para el sitio VI y VII.

En conclusión, los colectores-recolectores fueron el grupo funcional dominante en términos de abundancia a lo largo de todo el sistema, hecho coincidente con estudios previos llevados a cabo por distintos investigadores en cuencas montañosas de la Patagonia (Miserendino & Pizzolón, 2000; Velásquez & Miserendino, 2003; Miserendino, 2007; Machi & Dufilho, 2008). Ocuparon el 95%

de la abundancia total en la estación VII, reflejando un empobrecimiento de la vegetación ribereña y un enriquecimiento de nutrientes a causa de la urbanización.

Para determinar la calidad de agua, se utilizaron distintas métricas y el índice BMPS y además se calificó el estatus del ecosistema de ribera con el índice QBRp, los cuales en conjunto exhibieron una gran coherencia en los resultados obtenidos. De acuerdo a lo observado en el análisis de redundancia (RDA), las comunidades de macroinvertebrados respondieron primariamente a cuatro variables de las 16 analizadas: la temperatura del agua, la elevación, la concentración de fosfatos y la concentración de nitratos, y fueron útiles para evidenciar el disturbio en el área estudiada. Los valores de RT, BMPS y %EPT durante los cuatro muestreos disminuyeron desde las cabeceras a la desembocadura, indicando un empobrecimiento de la calidad del agua. En algunos casos esto también pudo relacionarse con disturbios no relevados (ejemplo sitio III), Miserendino & Pizzolón (1999) indicaron que por ejemplo el BMPS también sería apropiado para evidenciar síntomas de sedimentación. Conforme con Miserendino *et al.* (2008), H, %EPT, %Ephemeroptera, %Plecoptera y %Trichoptera son métricas que pueden evaluar la degradación fluvial. Dichas métricas, de composición faunística, reflejaron relaciones significativas (negativas), con variables físico-químicas típicas de degradación ambiental como la turbidez, la conductividad, los nutrientes y la cantidad de sólidos en suspensión (TSS) en estudios realizados en ríos urbanos cordilleranos de la provincia de Chubut.

El RDA evidenció una muy buena calidad en los sitios I y II, con asociaciones de especies “sensitivas”; la situación contraria ocurrió para los sitios V, VI y VII con bajos valores de las métricas y con asociaciones de especies “tolerantes”, particularmente el sitio VII, posterior a la influencia urbana de la ciudad de Bariloche.

Los resultados del índice QBRp en este estudio reflejaron un deterioro hacia las estaciones VI y VII que fueron las más comprometidas, evidenciando una mala calidad de los ecosistemas de la ribera. Ríos urbanos que padecen un desmonte

reflejan una reducción en la diversidad y abundancia de los macroinvertebrados sensibles (EPT) Miserendino *et al.*, 2008). Por otro lado, en relación con el BMPS, los resultados reflejaron un deterioro de la calidad del agua desde la cabecera a la desembocadura. Los sitios que tuvieron mejor calidad de aguas fueron el I y el II, los que presentaron las mayores puntuaciones en la aplicación del BMPS, y fueron clasificados como aguas “limpias”. Por otro lado, el sitio VII alcanzó los valores más bajos del BMPS, y fue clasificado como aguas contaminadas; además, obtuvo una disminución en los valores de las diversas métricas analizadas. Resultados similares fueron hallados por Pizzolón & Miserendino (2001), Miserendino *et al.* (2008) y Miserendino & Massi (2009) en sitios urbanos de la región patagónica de la Provincia de Chubut (Esquel y Trelew); donde se encontraron bajos valores del BMPS, de la riqueza de EPT y de la diversidad H, respaldando el alto valor predictivo de estas métricas para evaluar el deterioro de la calidad del agua. Además, el sitio VII obtuvo un incremento significativo en el porcentaje de Diptera, particularmente de la familia Chironomidae. Estos hallazgos son consistentes con los de García & Añón Suárez (2007), donde los autores encontraron altos valores de individuos de Chironomidae en los sitios cercanos a la desembocadura del arroyo Ñireco. En la mayoría de los estudios ecológicos bentónicos en los que se aplican índices bióticos, se considera a Chironomidae como una de las familias de insectos acuáticos con mayor tolerancia a la contaminación. Algunas especies de quironómidos, principalmente de la tribu Chironomini, se consideran tolerantes por contener hemoglobina en su cuerpo, lo cual les permite sobrevivir a condiciones anóxicas (Paggi, 1999). Se encontró una alta proporción de este grupo de insectos en el sitio VII que se encuentra localizado en un área post-urbana, recibiendo aguas servidas de la ciudad de Bariloche. El sitio VII presentó, además, una baja abundancia y diversidad de otros macroinvertebrados por fuera del orden Diptera, lo cual sugiere una carga orgánica considerable, un sustrato inestable con mayor proporción de grano fino y mayor conductividad y nutrientes, caracterizando un ambiente no apto para la supervivencia de las especies más sensibles.

4.2. SISTEMA (B) Gutiérrez-Catedral

4.2.1. Características físico-químicas de la cuenca.

Los tres primeros sitios muestreados, ubicados sobre los arroyos La Menta y Pescadero, se encuentran inmersos en un ambiente de bosque (100% de cobertura boscosa) (tabla 7), mientras que los restantes tres, ubicados sobre el arroyo Gutiérrez, atraviesan un área de matorral que se va transformando en estepa gramínea patagónica a medida que se acerca a la desembocadura en el lago Nahuel Huapi. El sustrato del lecho es en su mayoría rocoso, de grano grueso, compuesto principalmente por guijón y guijarro que supera el 50% de cobertura. Sin embargo, los tres sitios que corresponden al arroyo Gutiérrez adquieren mayor cantidad de sedimento fino hacia la desembocadura (el sitio V posee un 90% de grava en su lecho, y el VI un 60%) (tabla 7).

Sitio	Río/Arroyo	GPS			OL	% Cobertura			% Sustrato			
		Lat	Long	Elev		Bosque	Matorral	Estepa	Bloque (>256mm)	Guijón (64-256mm)	Guijarro (16-64mm)	Grava (<16mm)
I	A° La Menta	41° 11' 39" S	71° 25' 15" W	936	1	100	0	0	0	0	60	40
II	A° Pescadero	41° 09' 55" S	71° 26' 43" W	1053	1	100	0	0	0	50	50	0
III	A° Pescadero	41° 10' 54" S	71° 25' 01" W	858	2	100	0	0	50	50	0	0
IV	A° Gutiérrez	41° 09' 39" S	71° 24' 40" W	808	1	0	100	0	0	0	60	40
V	A° Gutiérrez	41° 07' 54" S	71° 24' 54" W	799	1	0	0	100	0	0	10	90
VI	A° Gutiérrez	41° 06' 40" S	71° 25' 28" W	769	2	0	0	100	0	0	40	60

Tabla 7: Características ambientales de los seis sitios del Sistema B.

En las tablas 8 y 9 se consignan los valores promedio de las distintas variables físico-químicas tomadas en el campo en la primera y en la segunda campaña, respectivamente.

	I	II	III	IV	V	VI
pH	7,0	6,9	7,7	7,5	7,5	7,2
t (°C)	9,275	8,975	9,32	12,45	12,04	12,24
DO (mg/l)	17,1	11,4	7,48	11,35	11,35	10,5
DO%	170	113	78,8	109,1	120	107,6
Cond. (µs/cm)	35,5	26,5	29,5	53,5	52,5	57,5
TDS (ppm)	18	13,5	14,5	27	28	28,5

Tabla 8: Parámetros físico-químicos del Sistema B. Valores medios (n=2) de la Primera Campaña (Dic09-Feb10) de pH, temperatura del agua (T°), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación del OD (DO%), conductividad eléctrica (Cond.) y sólidos disueltos totales (TDS).

	I	II	III	IV	V	VI
pH	9,3	8,9	9,5	9,7	7,5	9,2
t (°C)	9,45	8,16	9,17	14	13,7	13,09
DO mg/l	9,68	10,12	11,9	10,05	10,86	10,4
DO%	92,55	94,3	109,7	105,95	112,9	106,15
Cond. (µs/cm)	30,5	26,5	27,5	48	31	46,5
TDS (ppm)	14	13,5	14	24,5	16	24,5
Vel. (m/s)	0,4	0,6	0,7	0,9	0,3	0,8
Prof. (m)	0,18	0,21	0,30	0,57	1,47	0,66
Caudal (m³/s)	0,07	0,60	0,42	6,51	1,49	3,06
Ancho seco (m)	1,3	10	4	15	3	8
Ancho mojado (m)	0,9	5	2	13	3	6

Tabla 9: Parámetros físico-químicos del Sistema B. Valores medios (n=2) de la Segunda Campaña (Dic10-Feb11) de pH, temperatura del agua (T°), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación del OD (DO%), conductividad eléctrica (Cond), sólidos disueltos totales (TDS), velocidad del agua (Vel) y profundidad media (n=3) (Prof), ancho seco y ancho mojado del arroyo.

Durante la primera campaña el pH fue neutro en todas las estaciones (tabla 8). Sin embargo, en la segunda campaña se encontró una mayor alcalinidad (entre 7,5 en el sitio V, y 9,5 en el sitio III).

En relación a la temperatura del agua, en general fue baja en los sitios con mayores alturas (sin superar los 9°C en los sitios I, II y III), y más alta en los sitios con menores alturas, correspondientes al arroyo Gutiérrez (entre 12-14°C).

El porcentaje de saturación del oxígeno disuelto (%OD) mostró una variación importante entre sitios y entre campañas. En la primera campaña se registró el mayor %OD en el sitio I (170%) correspondiente al arroyo La Menta

que atraviesa el bosque, y el menor porcentaje se registró en el sitio III (79%). Sin embargo, el arroyo Gutiérrez presentó valores que superaron el 100% (tabla 8). Para la segunda campaña se registraron porcentajes más bajos (alrededor del 100%), observándose aumentos a medida que disminuía la altura (tabla 9).

En cuanto a la conductividad, los valores más elevados se hallaron particularmente sobre el arroyo Gutiérrez (sitios IV, V y VI), especialmente en la primera campaña (52,5-57,5 $\mu\text{s}/\text{cm}$). Los valores más bajos de conductividad se encontraron en el arroyo Pescadero, con valores de 26-29 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en ambas campañas.

La cantidad de sólidos disueltos en suspensión no fue importante en ninguno de los sitios muestreados. Los valores medidos no superaron las 30 ppm en todos los sitios.

La velocidad media del cauce no fue constante, estuvo comprendida entre 0,3 y 0,9 m/s en los tres arroyos del sistema (tabla 9). En el sitio IV se registró una velocidad de 0,9 m/s; dicho valor decreció en el sitio V (0,3 m/s), volviendo a incrementarse hasta 0,8 m/s cerca de la desembocadura (sitio VI).

El arroyo La Menta fue el que presentó la menor profundidad de los sitios visitados (tabla 9). En el arroyo Gutiérrez se obtuvieron las mayores profundidades; por ejemplo, en la estación V se observaron valores que superaron el metro de profundidad (1,67 m en diciembre del 2010 y 1,27 m en febrero del 2011).

En relación al caudal, el arroyo La Menta obtuvo el valor más bajo de todo el estudio, con tan solo 0,07 m^3/s . Por el contrario, el mayor volumen hallado fue sobre el arroyo Gutiérrez, especialmente los sitios IV y VI, que reflejaron valores de 6,5 m^3/s y 3 m^3/s , respectivamente.

Nutrientes y pigmentos fotosintéticos.

En las figuras 35 y 36 se pueden observar los valores promedio de las concentraciones medidas de pigmentos fotosintéticos y nutrientes durante las dos campañas.

En líneas generales, las concentraciones de pigmentos fotosintéticos fueron muy bajas en todo el estudio, con valores de clorofila-a y feofitina-a que no superaron los 14 $\mu\text{g/l}$ en todo el sistema.

En la primera campaña se observó que las concentraciones de fosfatos, amonio y nitratos fueron relevantes en los sitios I y VI; particularmente la concentración de amonio para el sitio I fue de 50 $\mu\text{gN/l}$ y 38 $\mu\text{gN/l}$ para el sitio VI. Del mismo modo, para la campaña 2 las concentraciones de nutrientes más importantes fueron las de fosfato y amonio; el sitio I obtuvo los valores más altos de fosfato con 35 $\mu\text{gP/l}$, y el sitio VI los más altos de amonio con 43 $\mu\text{gN/l}$; un caso particular fue el sitio II, que reflejó 38 $\mu\text{gN/l}$ de concentración de nitratos.

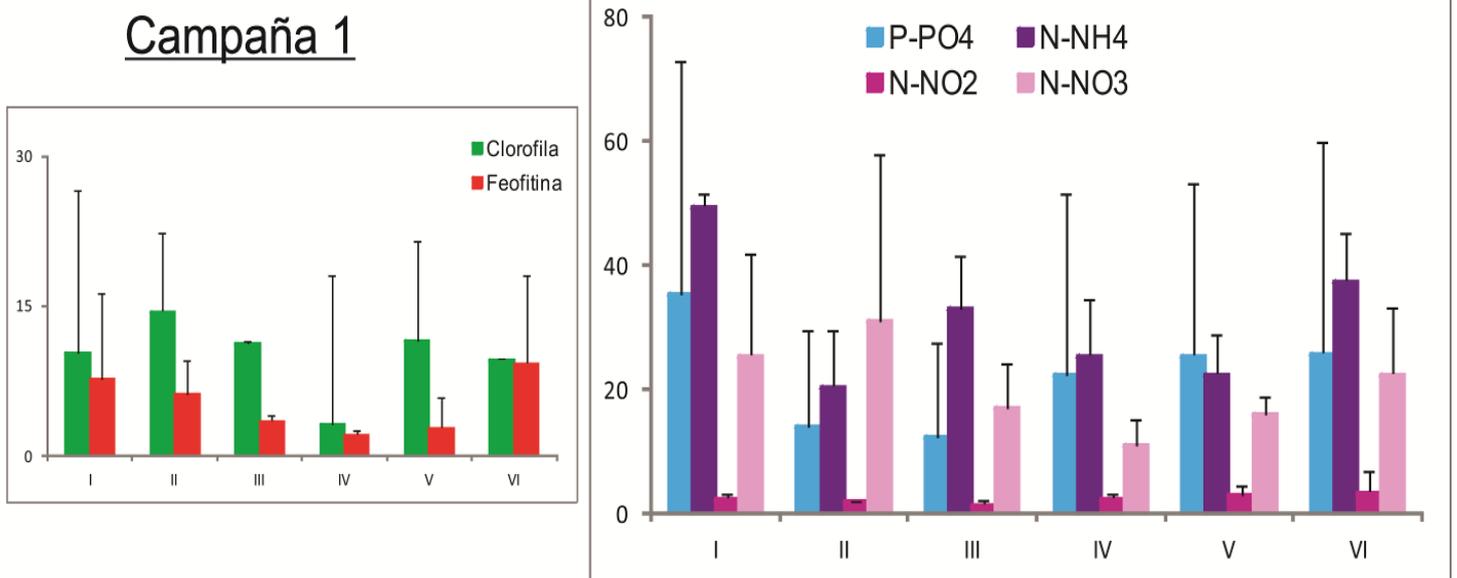


Fig. 35: Izq., concentraciones promedio de clorofila-a y feofitina-a ($\mu\text{g/L}$); Dcha., concentraciones promedio de fosfatos (P-PO4), amonio (N-NH4), nitritos (N-NO2) y nitratos (N-NO3), de la primera campaña ($n=2$) $\pm\text{SD}$, en el sistema Catedral-Gutiérrez.

Campaña 2

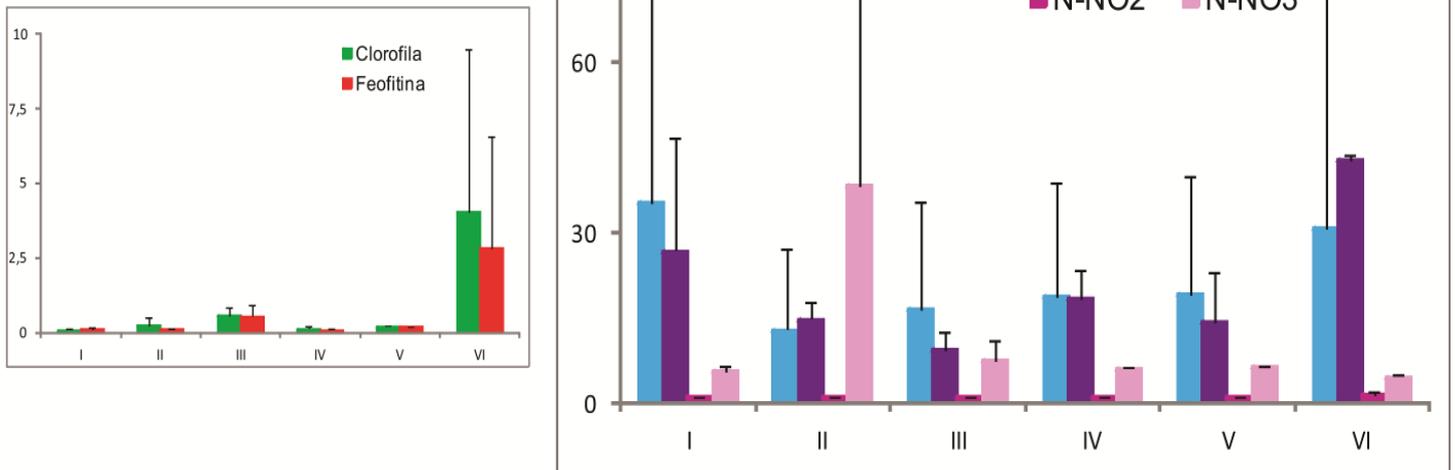


Fig. 36: Izq., concentraciones promedio de clorofila-a y feofitina-a ($\mu\text{g/L}$); Dcha., concentraciones promedio de fosfatos (P-PO₄), amonio (N-NH₄), nitritos (N-NO₂) y nitratos (N-NO₃), de la segunda campaña ($n=2$) \pm SD, en el sistema Catedral-Gutiérrez.

Detrito

La figura 37 refleja los valores promedio de biomasa (g/m^2), de la última campaña, de las cinco porciones de detrito consideradas en el estudio.

La biomasa del detrito de este sistema en particular fue muy baja en comparación a los otros sistemas estudiados (Fig. 37), siendo el valor máximo registrado de 11 g/m^2 , correspondiente a fragmentos de MOPG en el sitio VI; y el mínimo de $0,07 \text{ g/m}^2$ de leñosa en el sitio V. El arroyo La Menta y el arroyo Pescadero (sitios I, II y III), que atraviesan un área de bosque, presentaron valores de detrito grueso mayores. Específicamente, los sitios I y II mostraron los valores más altos de la porción hojarasca, encontrándose para el sitio I valores de $5,8 \text{ g/m}^2$ y para el II $6,3 \text{ g/m}^2$. Asimismo, los sitios II y III obtuvieron altos valores de la porción de leñosa ($4,5 \text{ g/m}^2$ y $4,7 \text{ g/m}^2$, respectivamente).

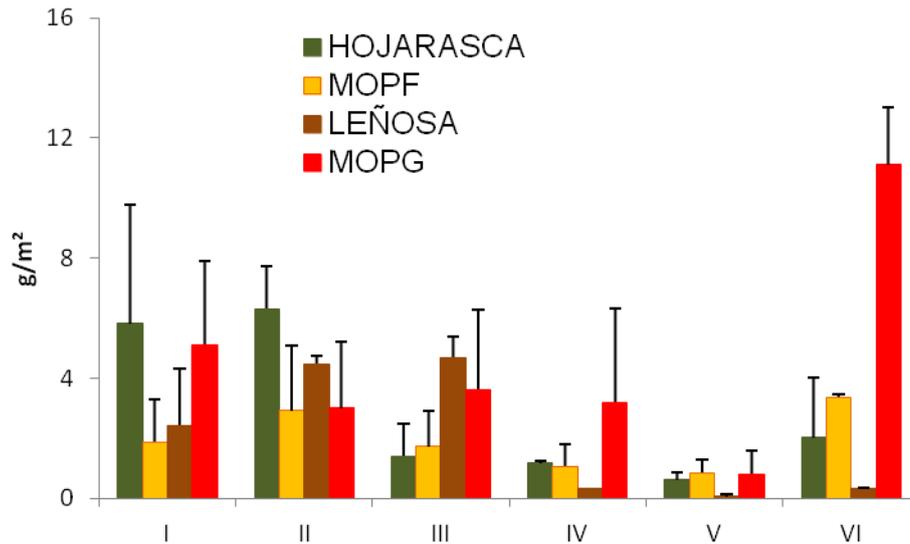


Fig. 37: Promedio del peso seco de las cuatro porciones de detrito (g/m^2) \pm SD ($n=2$): hojarasca, leñosa, materia orgánica gruesa fragmentada (MOPG) y fina (MOPF) en los seis sitios muestreados durante la segunda campaña.

4.2.2. Composición, riqueza faunística y abundancia de macroinvertebrados.

La tabla iii (Cap. 7: Anexo) muestra la riqueza faunística encontrada en toda el área de estudio, donde se obtuvo durante las cuatro campañas (incluyendo los muestreos cualitativos y cuantitativos) una variedad total de 80 taxones distintos de macroinvertebrados bentónicos. Como se expuso en la sección anterior, los macroinvertebrados se trataron indistintamente como taxones bentónicos, debido a la imposibilidad de reconocimiento a nivel de especie de todos los órdenes considerados.

Entre los insectos acuáticos, los órdenes Diptera y Trichoptera obtuvieron la mayor riqueza de taxones (ambos órdenes con 19 entidades cada uno).

Con respecto al orden Plecoptera, con 12 taxones distintos, la familia Gripopterygidae obtuvo la mayor diversidad específica, mostrando un total de 9 especies. De un total de 406 ind/m^2 , *Aubertoperla illiesi* fue la especie con mayor representatividad (161 ind/m^2) en la primera campaña (tabla iv, Anexo);

sin embargo, para la segunda campaña, de un total de 452 ind/m² griptopterígid, 159 individuos pertenecieron a la especie *Rhitroperla rossi*.

Dentro del orden Ephemeroptera se encontraron 9 taxones distintos. La familia Leptophlebiidae fue la más numerosa, representada por 5 especies (tabla iii, Anexo). *Meridialaris laminata* fue la especie más abundante en la primera campaña, con 100 individuos sobre el total de 150 ind/m² (tabla iv, Anexo), mientras que para la segunda campaña se encontraron 176 individuos de un total de 287 ind/m². Por otro lado, la familia Nesameletidae con su único representante, *Metamonius anceps*, fue muy abundante en particular en la segunda campaña, con un promedio de 152 ind/m².

Con respecto al orden Trichoptera, la familia Hydrobiosidae fue la más diversa, con un total de 7 especies distintas reconocibles (tabla iii, Anexo). Las especies más abundantes de esta familia fueron *Cailloma pumida* y *C. rotunda*, que mostraron valores promedio de 20 ind/m² y 22 ind/m², respectivamente (tabla iv, Anexo). Junto al género *Brachysetodes* sp., perteneciente a la familia Leptoceridae, con 24 ind/m², fueron los individuos más abundantes durante la segunda campaña. Sin embargo, en la primera campaña el género más abundante fue *Austrocosmoecus* sp. (Limnephilidae), con 20 ind/m² (tabla iv, Anexo).

En relación al orden Diptera, la familia más abundante fue Chironomidae, que mostró un total de 2918 ind/m² durante la primera campaña de muestreo, de los cuales 1355 individuos fueron contabilizados solamente para el sitio VI. Para la segunda campaña, en cambio, se contabilizaron 630 ind/m², de los cuales 276 ejemplares se colectaron en el sitio VI. La familia Simuliidae se presentó como la segunda más abundante, particularmente en el arroyo La Menta, donde se hallaron más de la mitad de los ejemplares colectados, un total de 200 ind/m² en la primera campaña y 1114 ind/m² en la segunda (tabla iv, Anexo). Por último, la familia Athericidae fue numerosa en el sitio IV, donde se hallaron más de la mitad de los individuos contabilizados en ambas campañas, con un total de 60 ind/m² para la primera campaña y 50 ind/m² para la segunda.

Las mayores densidades de individuos se observaron durante la primera campaña de muestreo, con un total de 4481 ind/m² (Fig. 38), de los cuales casi

el 50% correspondió a la fauna del arroyo Gutiérrez. El sitio VI fue el que presentó la mayor densidad de individuos (1683 ind/m²) durante toda la campaña, de los cuales el 80% correspondió a ejemplares pertenecientes a la familia Chironomidae. Para la segunda campaña se contabilizaron un total de 3554 ind/m², de los cuales el 33% correspondió a fauna encontrada en el arroyo La Menta (Fig. 38). Por consiguiente, durante la segunda campaña el sitio I fue el que obtuvo los valores de densidad más altos, con el 50% de los individuos pertenecientes a la familia Simuliidae, y el sitio VI exhibió una cantidad de 685 ind/m² y estuvo representado por un 40% de ejemplares de la familia Chironomidae.

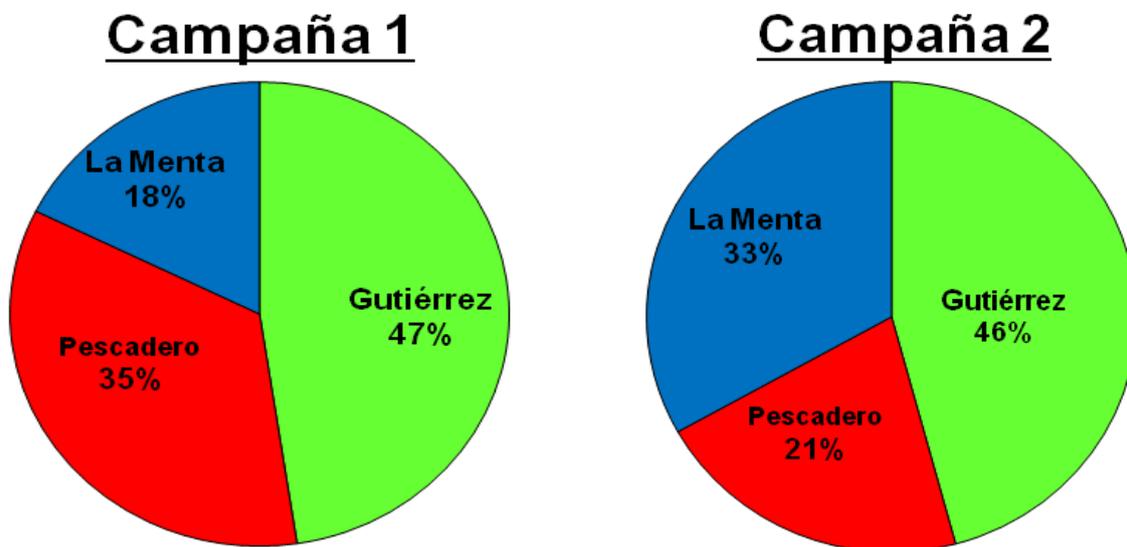


Fig. 38: Porcentajes de las densidades totales de los tres arroyos examinados.

4.2.3. Medidas tróficas.

En todo el sistema y en ambas campañas de muestreo, se encontró un notable predominio de raspadores y colectores-recolectores. Particularmente en la primera campaña se observó 39% de raspadores (Fig. 39), los cuales fueron muy abundantes en el sitio IV (63% de la abundancia total) (Fig. 40), representados principalmente por las especies *Limnoperla jaffueli* y *Meridialaris laminata*. En los sitios V y VI decrecieron los raspadores y aumentaron el porcentaje de los colectores-recolectores (61% y 32%, respectivamente). Los

filtradores se mantuvieron en un 21% y fueron importantes en los arroyos La Menta y Pescadero (Fig. 40). Para la segunda campaña, los raspadores obtuvieron un 44% de la abundancia total y se pudo observar una dominancia del grupo en los sitios III y IV, con un 80% y un 60% de la abundancia total, respectivamente (Fig. 40). *Aubertoperla illiesi*, *Austronemoura* sp. y *Meridialaris chiloeensis* fueron las especies halladas en el sitio III, y en el sitio IV se repitió el patrón de especies encontradas en la primera campaña. Los colectores-recolectores se destacaron en el arroyo Gutiérrez, alcanzando un 70% en el sitio V, representados principalmente por individuos pertenecientes a la familia Chironomidae, al Phylum Annelidae y al género *Hyaella* sp. (Crustacea, Amphipoda). En relación a los filtradores, éstos tan solo fueron 13% del total y estuvieron representados principalmente por los simúlidos. Se los encontró principalmente en los arroyos La Menta y Pescadero.

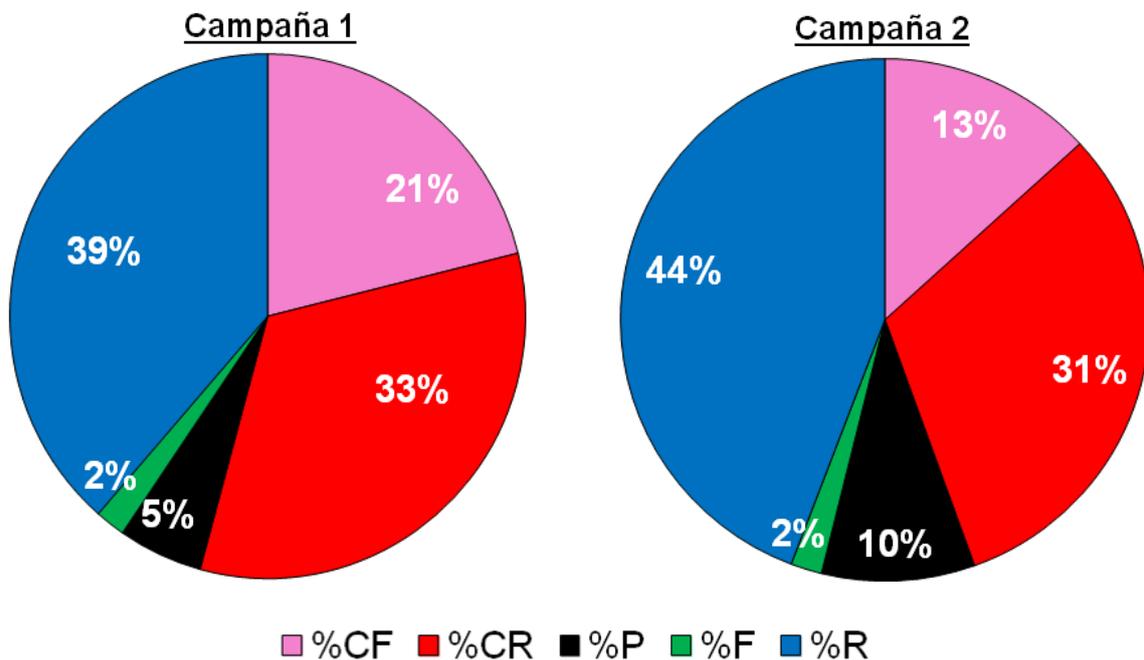


Fig. 39: Contribución relativa (%) de los cinco grupos funcionales en el sistema de estudio (Catedral-Gutiérrez, pcia. Río Negro) en la campaña 1 (izquierda) y en la campaña 2 (derecha). CF: colectores filtradores, CR: colectores recolectores, P: predadores, F: fragmentadores, R: raspadores.

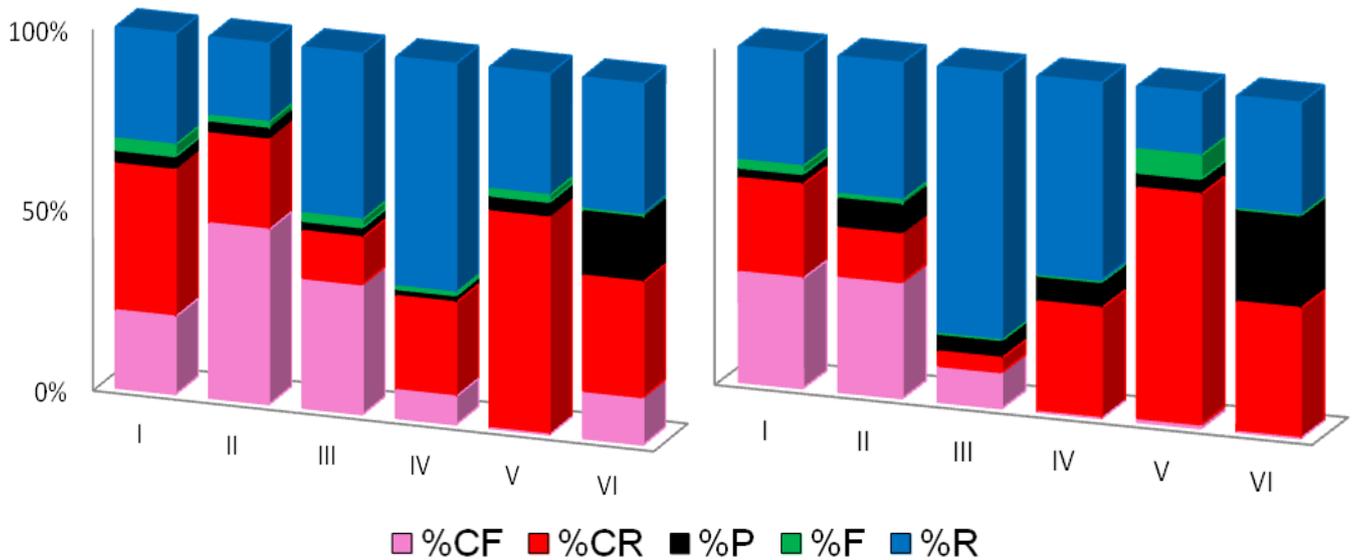


Fig. 40: Contribución relativa (%) de los 5 grupos funcionales en los seis sitios muestreados. El gráfico de la izquierda corresponde a la 1ra campaña de muestreo (n=2) y el de la derecha a la 2da campaña (n=2). CF: colectores filtradores, CR: colectores recolectores, P: predadores, F: fragmentadores, R: raspadores.

4.2.4. Aplicación de Índices de calidad de aguas.

A) *Índices de diversidad.*

El sitio I, correspondiente al tributario La Menta, mostró los valores más altos de riqueza de taxones (RT) (tabla 10); para el período que corresponde a la primera campaña se obtuvo un promedio de 20,5 taxones, y para la segunda campaña un promedio de 22. Los promedios más bajos de RT se encontraron en el arroyo Gutiérrez, particularmente en los sitios IV y V en ambas campañas de muestreo, alcanzando valores que rondaron los 8 taxones en el sitio IV durante la primera campaña. No obstante, este arroyo demostró una recuperación importante a lo largo de su cauce, ya que aproximadamente cinco kilómetros más abajo, sobre el sitio VI, el RT aumentó significativamente, arrojando valores promedio de 14 y 19 taxones durante la primera y la segunda campaña, respectivamente.

	CAMPAÑA 1						CAMPAÑA 2					
	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI
DTI	793	841	715	209	241	1683	1178	354	395	363	580	685
RT	20,5	15,5	11	8	11	14	22	9	15,5	9,5	11,5	19
H	1,98	1,39	0,89	1,60	1,71	0,85	2,02	1,47	2,16	1,66	1,32	2,24
(D)	0,22	0,45	0,63	0,26	0,30	0,66	0,23	0,34	0,15	0,28	0,42	0,18
%EPT	30	46	13	49	21	14	57	32	36	67	26	24
EPT taxa	8,5	6	3,5	2,5	3,5	6,5	12	4	6,5	4,5	5	8
%Ple	7	39	12	15	3	7	17	24	30	27	6	13
%Eph	20	6	1	31	17	6	37	0	4	39	20	7
%Tri	3	0	1	2	2	1	3	7	3	1	1	5
%Dip	62	54	85	42	51	82	40	68	60	28	36	62
%Chiro	31	49	79	10	49	82	4	26	46	7	4	53
BMPS	105,5	63	56	38,5	34	56,5	101,5	51	66,5	46,5	51	79
ASPT	6,81	6,00	6,22	5,92	4,86	5,64	6,62	6,82	6,70	6,21	5,71	6,08

Tabla 10: Tabla de métricas correspondientes a la campaña 1 y 2 de los seis sitios del sistema B. Valores medios (n=2) de las medidas de densidad total de individuos (DTI), riqueza taxonómica (RT), diversidad de Shannon (H), dominancia de Simpson (D), EPT taxa, Biological Monitoring Patagonian Stream (BMPS) y ASPT; valores medios de los porcentajes de las abundancias relativas de EPT, Plecoptera (%Ple), Ephemeroptera (%Eph), Trichoptera (%Tri), Diptera (%Dip) y Chironomidae (%Chiro).

El índice de diversidad de Shannon evidenció altas diversidades en el arroyo La Menta en ambas campañas, rondando los 2 bits, reflejando comunidades diversas y poco uniformes (D=0,2) (tabla 10). En el arroyo Pescadero se encontraron para la primera campaña, comunidades poco diversas y más homogéneas, particularmente en el sitio III (H=0,89 y D=0,63). Sin embargo, para la segunda campaña las asociaciones halladas en el sitio III se manifestaron como comunidades más diversas y menos uniformes que en la primera campaña (H=2,16 bits y D=0,15).

Con respecto al arroyo Gutiérrez, en ambas campañas el sitio IV reveló valores relativamente altos de H (1,6-1,66) y valores bajos de D (0,26-0,28). No obstante, durante la primera campaña el sitio VI, reflejó comunidades poco diversas y muy homogéneas (H=0,85; D=0,66), y para la segunda campaña se pudo observar que las comunidades demostraron ser más diversas y menos uniformes (H=2,24; D=0,18).

B) Índices bióticos.

Tanto en la primera como en la segunda campaña se pudo observar un alto porcentaje de EPT para los sitios I, II y IV (tabla 10). Como ya se mencionó anteriormente, los tres sitios están ubicados en las cabeceras de los respectivos arroyos (La Menta, Pescadero y Gutiérrez, respectivamente). El EPT taxa fue alto en el sitio I (8,5 en la primera campaña y 12 en la segunda) y particularmente alto en el sitio VI (6,5 y 8). Por lo tanto, las abundancias de dichos grupos fueron mayores en las cabeceras, pero el número de taxones fue especialmente alto en la desembocadura del arroyo Gutiérrez.

Con respecto al %Chironomidae, las abundancias fueron mayores durante la primera campaña, y particularmente hubo un aumento notable en las desembocaduras, específicamente en los sitios III y VI. En el sitio III, que corresponde al arroyo Pescadero en su desembocadura sobre el lago Gutiérrez, para la primera campaña se obtuvo un 79% y para la segunda un 46% de individuos pertenecientes a la familia Chironomidae. En el arroyo Gutiérrez la abundancia de este grupo de dípteros fue mayor, aumentando el porcentaje desde la naciente (sitio IV) hasta la desembocadura en el lago Nahuel Huapi (sitio VI), desde un 10% a un 82% en la primera campaña, y de un 7% a un 53% en la segunda.

Con respecto al BMPS, los resultados reflejaron aguas no contaminadas solo para el sitio I en ambos períodos de muestreo (tabla 11).

Primer Campaña				Segunda Campaña			
Sitio	Valor	Significancia	Color	Sitio	Valor	Significancia	Color
I	106	No contaminado		I	102	No contaminado	
II	63	Probable perturbación		II	51	Probable contaminación	
III	56	Probable contaminación		III	67	Probable perturbación	
IV	39						
V	34			V	51	Probable contaminación	
VI	57			VI	79	Probable contaminación	

Tabla 11: Valores medios (n=2) de las medidas de BMPS de los seis sitios del Sistema B, significancia y su categorización para la primera y la segunda campaña.

Para la primera campaña el índice reveló una perturbación solo en el sitio II, y a los demás sitios se los clasificó con una probable contaminación. Sin embargo, para la segunda campaña se evidenciaron cambios en las clasificaciones de los sitios, particularmente en el arroyo Pescadero se evidenció una leve recuperación del sitio II al III. Asimismo, los dos primeros sitios sobre el arroyo Gutiérrez se clasificaron con probable contaminación, y el sitio VI mostró una probable perturbación, con un pequeño aumento del valor del índice (BMPS de la segunda campaña=79) (Fig. 41).

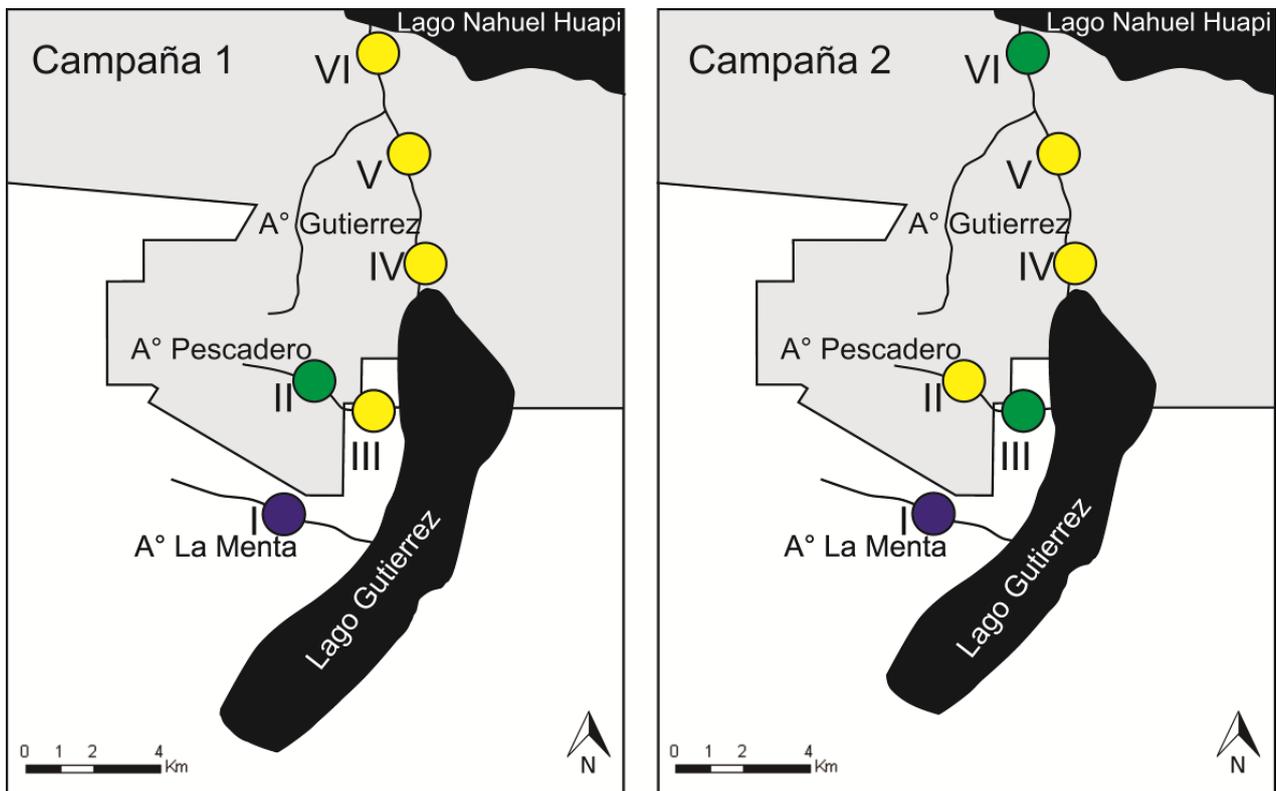


Fig. 41: Clases de calidad de agua conforme al índice BMPS en los seis sitios muestreados. El color del círculo indica el juicio de calidad obtenido (Figs. 25, Cap. 3).

4.2.5. Análisis estadísticos

a) Análisis de ANOVA

No se observaron diferencias significativas entre los valores de densidad de las réplicas ($g_l=2$; $F=0,11$; $p=0,89$), así como tampoco se observaron

diferencias entre las fechas ($gl=3$; $F=2,15$; $p=0,09$), ya que los valores de p fueron mayores a 0,05. Por otro lado, existieron diferencias estadísticamente significativas entre las densidades de individuos entre un sitio y otro, con un nivel del 95% de confianza ($p\leq 0,05$). La densidad promedio registrada en el sitio IV fue significativamente menor ($49,1 \text{ ind/m}^2$) al sitio VI ($118,5 \text{ ind/m}^2$). Se pudieron clasificar los sitios principalmente en tres grupos homogéneos: el grupo A, que contiene al sitio IV; el grupo AB, que contiene a todos los demás sitios excepto el VI, el cual se encuentra en el grupo B.

b) Análisis Multivariado

En el análisis DCA el largo de los gradientes fue cercano a 2, se utilizó el modelo de ordenamiento lineal. Se realizó un primer análisis de RDA con 24 muestras, 70 especies y las 15 variables, y el test de Monte Carlo con 499 permutaciones arrojó que todos los ejes fueron significativos ($p=0,002$). Se utilizaron las variables pH, conductividad, temperatura del agua, TDS, NO_2 , NO_3 , NH_4 , PO_4 , elevación, orden lótico, %bosque, %estepa, %guijón, %guijarro y %grava que explicaron el 74% de la variabilidad del sistema. Luego se eliminaron las variables que mostraron un $\text{VIF}\geq 20$, es decir aquellas que sufrieron covariación en la matriz de correlación. Por último se realizó una selección manual de las variables mediante el test de Monte Carlo, que arrojó seis variables significativas: concentración de fosfatos, orden lótico, elevación, %Bosque, %Estepa y %Guijón, explicando conjuntamente la mayor variación (52%) entre la distribución de los macroinvertebrados y los sitios de muestreo (tabla 12). Los eigenvalores de los ejes 1 y 2 fueron 0,20 y 0,13 respectivamente, y explicaron en conjunto un 34% del porcentaje de la varianza acumulada.

	P-value	F-ratio	Var. acumulada de las variables seleccionadas
%Bosque	0,002	4,71	0,18
%Guijón	0,002	3,86	0,30
Orden lótico	0,01	2,07	0,37
PO4	0,03	1,77	0,42
%Estepa	0,04	1,80	0,48
Elevación	0,05	1,67	0,52
Var. total			0,70

Tabla 12: Valores de p, F y la varianza de las 6 variables significativas arrojadas por el test de Monte Carlo ($p \leq 0,05$) de la selección manual posterior del análisis de redundancia (RDA) a lo largo de todo el período de estudio (Dic. 2009, Feb. 2010, Dic. 2010 y Feb. 2011).. Resaltado en color azul la varianza de las 6 variables seleccionadas y en rojo la varianza total de las 15 variables estudiadas. Var.=varianza

En el diagrama de ordenamiento del RDA (Fig. 42) se eliminaron la concentración de fosfatos, ya que no se encuentra explicada por los dos primeros ejes sino que se encuentra en los ejes 3 y 4 (0,43 y -0,57 respectivamente) y el orden lótico que se encuentra mayoritariamente en el eje 3 (-0,62) (tabla 13). El cuadrante superior izquierdo (C1) está asociado a la variable %Estepa, allí se agruparon particularmente los sitios V y VI y se distribuyeron las especies sensibles: *Antarctoperla* sp., *Limnoperla* sp., *Rhitroperla rossi*, *Claudioperla* sp., *Meridialaris laminata*, *Hudsonema flaminii*, *Penaphlebia* sp., *Neoatopsyche* sp., *Neopsylochorema unispina*, *Smicridea* sp. Dicho cuadrante se caracterizó por poseer bajo porcentaje de guijón en el sustrato y altos porcentajes de cobertura ribereña correspondiente a la estepa. Para el caso del segundo y tercer cuadrante (C2 y C3) se agruparon los sitios I, II y III asociados a valores positivos del eje 1; estos sitios demostraron poseer alta elevación y alto porcentaje de cobertura ribereña de tipo bosque. Particularmente en el cuadrante C2 se incrementaron en densidad las especies sensibles como por ejemplo *Austronemoura* sp., *Udamocercia* sp., *Metamonius anceps*, *Meridialaris chiloeensis*, *Andesiops torrens*, *A. peruvianus*, *Nousia* sp., *Sortosa* sp., *Rheochorema* sp., *Monocosmoecus* sp., *Smicridea frequens*,

Neopsylochorema sp., *Neoatopsyche* sp., *Brachysetodes* sp., *Parasericostoma ovale*, *Cailloma* sp., *Luchoelmis cekalavici*, *Hydora annectes*, Blephariceridae, Empididae, *Girardia* sp. La variable ambiental elevación está asociada al cuadrante inferior derecho (C3), también asociado al %EPT, agrupándose todos los muestreos del sitio más alto (II) que corresponde a la cabecera del arroyo Pescadero sobre el cerro Catedral. Allí se agruparon los taxones sensibles en su mayoría plecópteros, como *Pelurgoperla personata*, *Klapopteryx kuschelli*, *Notoperla* sp., *Aubertoperla illiesi*, *Austronemoura* sp. Por último, en el cuadrante inferior izquierdo (C4) se agruparon los sitios IV y V, particularmente de las campañas de febrero, que corresponden al arroyo Gutiérrez, asociados a valores negativos de los ejes 1 y 2, estos sitios se encontraron a baja elevación y altos %Estepa. En dicho cuadrante se agruparon los taxones más tolerantes, principalmente Chironominae, Orthocladinae, Muscidae y Tubificidae.

	Ejes			
	1	2	3	4
PO4	0,0992	-0.0141	0,4313	-0,5747
Elevación	0,6944	-0.3116	-0,1996	-0.1433
Orden lóxico	-0,2693	0,1282	-0,6230	-0.1805
%Bosque	0,8395	-0,2325	-0,3357	-0,1369
%Estepa	-0,6621	0,4193	0,1398	-0,3663
%Guijón	0,2998	-0,65	-0,52	-0,1963

Tabla 13: Correlaciones entre las variables y los ejes 1, 2, 3 y 4 del diagrama de RDA de los seis sitios del sistema B a lo largo de todo el período de estudio (Dic. 2009, Feb. 2010, Dic. 2010 y Feb. 2011). Resaltado en amarillo la contribución de los fosfatos a los ejes 3 y 4, y del orden lóxico en el eje 3.

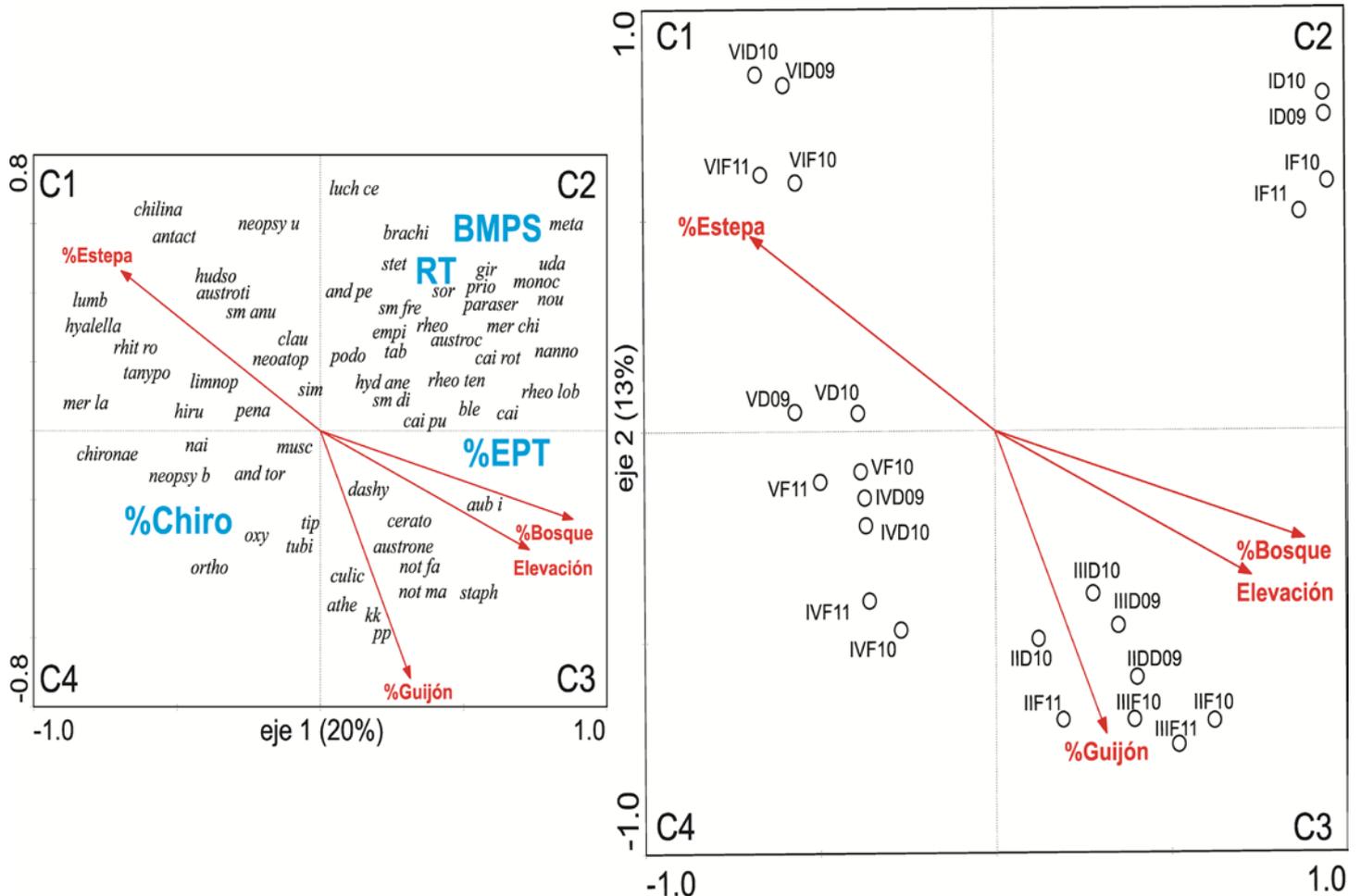


Fig. 42: Diagrama de ordenamiento (biplot) del análisis de redundancia. Los gráficos reflejan las relaciones entre las variables ambientales significativas, representadas por flechas y las especies (gráfico izquierdo) y los sitios (gráfico derecho). Los porcentajes de variación explicada por los ejes 1 y 2 luego de la selección manual posterior se exponen en el gráfico. D09, Diciembre 2009; D10, Diciembre 2010; F10, Febrero 2010 y F11, Febrero 2011.

4.2.6 Discusión.

Según lo observado, los resultados de las variables físico-químicas, la composición faunística y los índices de calidad de agua, determinaron que a lo largo de todo el sistema (considerando ambas campañas de muestreo) los sitios ubicados en el arroyo Pescadero y, especialmente los que se encuentran sobre el arroyo Gutiérrez, presentaron algún tipo de disturbio; por el contrario, el arroyo La Menta se presentó como un sitio prístino y de referencia, con aguas limpias sin contaminación.

El arroyo Gutiérrez se caracterizó por poseer un alto porcentaje de sustrato fino (guijarro y grava) y presentó altos valores de caudal, en particular los sitios IV y V. Además, ambos sitios del arroyo registraron las más bajas densidades y riqueza taxonómica en ambas campañas analizadas. Esta situación también fue observada en el territorio argentino por varios investigadores (Marchese & Ezcurra de Drago, 1992; Corigliano *et al.*, 1994, 1996; Miserendino & Pizzolón, 2003), que manifiestan que los ríos que exhiben predominio de sustrato fino y velocidad de moderada a alta, presentan riqueza específica y densidad de individuos baja. Dicha combinación de caracteres del río genera sustratos inestables, en el cual los organismos tienen escasa posibilidad de colonización. Particularmente el sitio IV se encuentra cercano a la desembocadura del Lago Gutiérrez y por lo tanto podría estar experimentando fenómenos hídricos como fluctuaciones de caudal y de temperatura, derivados de la posición aguas debajo de reservorios naturales (Di Prinzio *et al.*, 2009; Brand & Miserendino, 2012). Por el contrario, sustratos rocosos de mayor tamaño y consolidados reflejan ambientes más estables y exhiben significativamente mayores densidades que las rocas inestables (Miserendino, 2001; Velásquez & Miserendino, 2003). En el arroyo La Menta y Pescadero, se halló un predominio de sustrato grueso; ambos arroyos sostuvieron las mayores densidades de individuos y los valores más altos de riqueza taxonómica registrados para este sistema.

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos observadas en este sistema son similares en cuanto a su composición taxonómica a las reportadas por Miserendino (2001), Moya *et al.* (2009) y Valdovinos *et al.* (2010) en otras cuencas hidrográficas de la Patagonia argentina y chilena, respectivamente. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera fueron los órdenes más diversos y con mayores abundancias (Wais & Boneto, 1988; Wais, 1990; Miserendino & Pizzolón, 2004). En este sistema, los ordenes Diptera y Trichoptera fueron los que mostraron mayor riqueza de taxones (ambos con 19 entidades cada uno), lo cual es consistente con lo reportado por Miserendino & Pizzolón (2000). Dichos autores señalan que en ríos patagónicos ubicados a altas altitudes o latitudes altas, los dípteros constituyen el grupo de insectos

acuáticos con mayor riqueza específica y predominancia, seguido por el de los tricópteros.

Es frecuente no poder establecer correlaciones entre los valores de los índices de calidad biológica y los análisis físico-químicos. Las características físico-químicas tienen un carácter puntual que generalmente no refleja las posibles alteraciones existentes tiempo atrás, como sí lo hacen los macroinvertebrados (Metcalf, 1989; Karr, 1999; Alba Tercedor, 2002). Generalmente las urbanizaciones conllevan a incrementos de los niveles de fósforo y nitrógeno en las cuencas (Richardson, 1928; Hall *et al.*, 2001; Vermonden *et al.*, 2009); además, los nutrientes pueden provenir de efluentes orgánicos, de las heces de aves acuáticas y peces, de la escorrentía posterior a las tormentas y de la descomposición del material vegetal (Vermonden *et al.*, 2009). Es posible que existieran vertidos no documentados a partir de los nutrientes registrados en este estudio, y que se deba principalmente a las descargas de las aguas residuales provenientes de los asentamientos o refugios del área. En el caso del sitio I, éste se encuentra asociado a un refugio de altura (“refugio Frey”) cercano a las lagunas Toncek y Schmol, que sostiene un turismo promedio de 120 personas por día en temporada alta (correspondiente a los meses de diciembre a febrero). En el caso de los sitios VI y VII, donde el arroyo Gutiérrez atraviesa los asentamientos urbanos Villa Los Coihues, el Centro Atómico y el predio del Ejército, se encontraron altos valores de las métricas H, RT, BMPS y EPT taxa, sugiriendo una buena calidad del agua. En estos sitios es probable que la vegetación ribereña haya servido como buffer (Hall *et al.*, 2001; Miserendino *et al.*, 2008). Miserendino *et al.* (2008) y Kutschker *et al.* (2009) señalan que la sedimentación, la temperatura del agua, las fuentes de energía utilizadas por la biota del arroyo y el régimen del caudal, son afectadas por las condiciones de la ribera y por consiguiente, algunas especies no puedan completar su ciclo de vida especialmente en aquellas áreas dragadas y clareadas características de las zonas urbanas.

Los índices de diversidad sirven para describir la respuesta de la comunidad a la calidad del ambiente, evalúan la riqueza, la uniformidad en la

distribución de los individuos y la abundancia (Metcalf, 1989). En este trabajo se hallaron comunidades diversas y heterogéneas en los sitios I, III y VI, particularmente en la segunda campaña de muestro. Puntualmente, el arroyo Pescadero presentó un aumento de las métricas relacionadas con la salubridad del sistema desde el sitio II al III. Cercano a la desembocadura en el lago Gutiérrez aumentaron los índices de diversidad ($H=2,16$), la riqueza taxonómica ($RT=16$), el EPT% (36%), el EPT taxa (7) y disminuyó la dominancia ($D=0,15$). Además, se pudo observar una ganancia de especies sensibles; por ejemplo, en el sitio III se colectaron especies como *Rhitroperla rossi*, *Udamocercia* sp., *Austronemoura* sp., *Meridialaris chiloeensis*, *Andesiops torrens*, *Neoatopsyche* sp., *Brachysetodes* sp. y *Rheochorema tenuispinum*, que no fueron encontradas para el sitio II sobre el Complejo Catedral. Las mencionadas especies pertenecen al grupo EPT, y le adjudican al BMPS una mayor puntuación (sitio II=51 y sitio III=67).

Por otra parte, se pudo determinar una considerable disminución en la abundancia de EPT sobre el arroyo Gutiérrez (sitio IV=67%, sitio VI=24%). Sin embargo, presentó una ganancia en términos de diversidad específica de las especies sensibles pertenecientes al grupo de los EPT, ya que los valores de EPT taxa en el sitio VI aumentaron de 4 a 8 taxones. Entre las especies sensibles que re-aparecen en el sitio VI se puede mencionar a *Antarctoperla* sp., *Rhitroperla rossi*, *Limnoperla jaffueli*, *Claudioperla* sp., *Neoatopsyche* sp., *Smicridea* sp., *Hudsonema flamini*, *Brachysetodes* sp. y *Cailloma* sp. En su mayoría fueron tricópteros, insectos que no toleran bajas cantidades de oxígeno y presencia de sustrato fuertemente sedimentado (Winterbourn, 1981), por lo que la presencia de estos individuos en la desembocadura del arroyo estaría indicando un ambiente más estable para el desarrollo de los mismos y una mejoría en la calidad del agua. Esta ganancia en número de especies podría deberse también al alejamiento del arroyo de la influencia del Lago Gutiérrez, Brand & Misrendino (2012) hallaron para el río Nant y Fall, aguas abajo del lago Rosario en la provincia de Chubut, que la descarga, la temperatura y la cantidad de materia orgánica particulada fina fueron las variables ambientales más influyentes y un considerable aumento en la riqueza de tricópteros.

En relación a los grupos funcionales, para este sistema los raspadores y los colectores-recolectores fueron los grupos dominantes, como suele suceder en otros ríos y arroyos patagónicos (Macchi & Dufilho, 2008; Velásquez & Miserendino, 2003; Miserendino *et al.*, 2008; Miserendino & Brand, 2009).

Particularmente los sitios III y IV, con dominancia de raspadores, poseen una vegetación baja de tipo arbustiva, lo que permiten la penetración de la luz y favorece la productividad primaria. Además, en el verano aumenta la transparencia de las aguas, dada la baja frecuencia de precipitaciones. Estas condiciones de estabilidad hidrológica coinciden con el período de mayor incidencia solar, lo que estimularía la producción autotrófica beneficiando a los herbívoros raspadores que se alimentan sobre las algas epilíticas (Velásquez & Miserendino, 2003a). Observaciones similares fueron reportadas por Díaz Villanueva & Albariño (1999) y Miserendino (2007) en diferentes ríos de la cordillera patagónica.

Por otro lado, el sitio V estuvo dominado por colectores-recolectores, principalmente por *Hyallela* sp. y Chironomidae, registrándose más del 60% de la abundancia total para la segunda campaña. Los recolectores explotan materia orgánica particulada fina de depósito, y Velásquez & Miserendino (2003a) observaron que para ríos de la cordillera, las zonas de deposición estuvieron dominadas principalmente por tres grupos funcionales: los colectores-recolectores, los filtradores y los predadores. En este estudio, particularmente el sitio V estuvo dominado por los recolectores, con más del 60% de la abundancia relativa para ambas campañas. El sitio V se encuentra en un sector canalizado del arroyo Gutiérrez, caracterizado por sustrato pequeño tipo grava (90%), velocidad de corriente baja, conductividad alta y alto caudal, por lo que podría desempeñarse como una zona de deposición. Sin embargo, los resultados del análisis del detrito no se condicen con la dominancia de recolectores, ya que la cantidad de materia orgánica particulada fue muy baja ($<1 \text{ g/m}^2$), lo cual podría deberse a que la profundidad del sitio (1,5 m) imposibilitaría la apropiada obtención de las muestras.

Con respecto a los filtradores, fueron dominantes en términos de abundancias, particularmente en el sitio II, específicamente en la cabecera del arroyo Pescadero. Estuvieron representados principalmente por individuos de

la familia de dípteros Simuliidae y del género *Smicridea* sp. entre los tricópteros. Este grupo consume el material sestónico (MOPF) y para el sitio II la porción de materia orgánica particulada fue particularmente alta en comparación con los demás sitios. Miserendino (2007) halló resultados similares en tributarios del río Chubut y concluye que los filtradores son abundantes en zonas de cabeceras en respuesta a la complejidad del hábitat, que posiblemente incremente la capacidad de retención de la materia orgánica en suspensión.

Las técnicas de ordenamiento han sido exitosamente utilizadas para interpretar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Miserendino, 2001). En este trabajo se pudieron describir las principales asociaciones entre las densidades de las especies con principalmente seis variables ambientales significativas, de las 22 seleccionadas para este sistema: la elevación, el orden lóxico, la concentración de fosfatos, el %Estepa, %Bosque y %Guijón, explicando conjuntamente el 52% de la variación entre la distribución de los macroinvertebrados y los sitios de muestreo. En el diagrama de ordenamiento del RDA, los sitios IV, V y VI estuvieron caracterizados principalmente por taxones tolerantes, pertenecientes a la familia Chironomidae y al phylum Annelida (Hirudinae, Tubificidae y Lumbriculidae). Además, en dichos sitios el métrico %Chironomidae aumentó y de acuerdo al BMPS mostraron bajos valores de calidad de agua. Estudios realizados para el hemisferio norte por Alba-Tercedor (1996, 2002), Barbour *et al.* 1999, Mancini & Spaggiari (2000) entre otros, y para ríos del hemisferio sur por Gualdoni & Corigliano (1991), Miserendino & Pizzolón (1999, 2001a), Rodrigues Capítulo *et al.* (2001), Guimarães *et al.* (2009), Montoya *et al.* (2011) entre otros, admiten en que la degradación que sufren los ríos se refleja en la alta correlación positiva que muestra el BMWP (y sus derivados) con la altitud y la conservación del bosque de ribera, y por otro lado la alta correlación negativa con parámetros químicos que denotan contaminación, como el amonio, nitrito y fosfatos.

En conclusión, analizando el sistema en su conjunto, teniendo en cuenta la caracterización de la composición faunística y los resultados de las métricas analizadas, se pudo determinar una pequeña recuperación aguas abajo del arroyo Pescadero (sitio III) y del Gutiérrez (sitio VI), particularmente en la segunda campaña. En ambos sitios las comunidades se manifestaron más diversas y heterogéneas, con reaparición de especies sensibles pertenecientes al grupo de los EPT. Estos resultados se contradicen con los análisis químicos realizados en ambos sitios, ya que presentan concentraciones altas de nutrientes, específicamente de fosfatos y amonio. Sin embargo, el agua de un río posee la habilidad de diluir los químicos añadiendo la dificultad para analizar una muestra de agua en toda su magnitud (Barbour *et al.*, 1999). Los macroinvertebrados tienen ciclos lo suficientemente largos como para detectar perturbaciones temporales y los suficientemente cortos como para posibilitar la observación de patrones de recolonización a causa de una perturbación, por lo que pueden reflejar claramente la calidad del agua y también la salud del ecosistema del cuerpo de agua (Barbour *et al.*, 1999). Por lo tanto, el sitio VI se presenta como un ambiente más estable para la recolonización de las especies sensibles ligado a factores físicos y no químicos, ya que el sitio está caracterizado por poseer roca de mayor tamaño, vasta cobertura de ribera y velocidad de corriente moderada. Quizás las altas concentraciones de nutrientes sólo sean un episodio aislado, con lo cual demostraría la gran capacidad del arroyo para diluirlos, sin afectar el desarrollo de la fauna macrobentónica. Otro aspecto fundamental y que debe ser considerado, es la presencia del Lago Gutiérrez como una discontinuidad física en el sistema, lo que posiblemente generó condiciones de sustrato y térmicas interrumpiendo la zonación altitudinal característica de los ríos de montaña (Stazner & Higler, 1984).

4.3. SISTEMA (C) Manso Inferior-Villegas

4.3.1. Características físico-químicas de la cuenca

El orden lótico de este sistema varía entre 1 y 3 (tabla 14). El sustrato es predominantemente rocoso. Los sitios I, III y VI exhibieron predominio de sustratos del tipo bloque (100%, 70% y 80% respectivamente) (tabla 14), los sitios II y IV predominio de guijarro (50% y 70%), y por último el sitio V, con un predominio de sedimento fino tipo grava en el lecho (90%). Todo el sistema atraviesa una zona de bosque nativo compuesto por Coihue, Cipres, Laura y Ñire; con un porcentaje de cobertura arbórea entre 70% para el sitio V y 100% para los sitios III y VI. La excepción es el sitio II, que se caracterizó por poseer un 80% de la cobertura tipo matorral alto compuesto por Ñire y Maqui (tabla 14).

Sitio	Río/Arroyo	GPS			OL	% Cobertura			% Sustrato			
		Lat	Long	Elev		Bosque	Matorral	Estepa	Bloque (>256mm)	Guijón (64-256mm)	Guijarro (16-64mm)	Grava (<16mm)
I	Río Villegas	41° 35' 20,6" S	71° 29' 28,6" W	761	1	90	10	0	100	0	0	0
II	Río Villegas	41° 34' 34,1" S	71° 30' 12,6" W	525	1	10	80	10	0	20	50	30
III	A° Steffen	41° 30' 51" S	71° 32' 12,5" W	320	1	100	0	0	70	30	0	0
IV	Río Manso Inferior	41° 35' 47,5" S	71° 34' 49,9" W	474	2	80	20	0	0	20	70	10
V	Río Manso Inferior	41° 35' 20,4" S	71° 45' 18,8" W	436	2	70	30	0	0	0	10	90
VI	Río Manso Inferior	41° 34' 3,8" S	71° 46' 22,5" W	449	3	100	0	0	80	20	0	0

Tabla 14: Características ambientales de los seis sitios del Sistema C.

En las tablas 15 y 16 se encuentran los valores promedio de las distintas variables físico-químicas tomadas en el campo en la primera y segunda campaña respectivamente.

	I	II	III	IV	V	VI
pH	7,98	7,91	7,29	7,71	8,03	7,51
T (°C)	13	12	13	14	13	10
DO mg/l	10,2	12,2	10,82	9,9	11,76	12,2
DO%	103	109	97	96	105	73
COND (µs/cm)	40,5	56	39,5	18	42,5	25,5
TDS (ppm)	27	28	19,5	18,5	21,5	12,5

Tabla 15: Parámetros físico-químicos de los seis sitios del Sistema C de la primera campaña (Dic09-Feb10). Valores medios (n=2) de pH, temperatura del agua (T°), oxígeno disuelto (OD), porcentaje de saturación del OD (DO%), conductividad eléctrica (Cond) y sólidos disueltos totales (TDS).

	I	II	III	IV	V	VI
pH	8,10	8,17	8,24	7,80	7,66	7,32
T (°C)	13	14	15	16	15	14
PA (Atm)	0,93	0,94	0,94	0,94	0,95	0,95
DO mg/l	4,44	6,62	9,3	5,145	2,03	-
DO%	71	75	99	74	27	-
COND (µs/cm)	56,5	57,5	42	44,5	46	46
TDS (ppm)	28	28,5	21	22	23,5	35,5
VEL (m/s)	1,30	1,08	1,74	1,64	0,78	0,75

Tabla 16: Parámetros físico-químicos de los seis sitios del Sistema C de la segunda campaña (Dic10-Feb11). Valores medios (n=2) de pH, T°, OD, OD%, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales (TDS) y velocidad del agua (n=3).

El pH no presentó grandes variaciones, se mantuvo dentro de la neutralidad y los levemente alcalinos.

Se registraron temperaturas comparativamente más altas que los otros sistemas estudiados. Para la primera campaña, el rango varió entre 10°C (para el sitio VI) y 14°C (para el IV) y para la segunda, estos valores fueron mayores oscilando entre 13°C (para el sitio I) y 16°C (para el IV).

El oxígeno disuelto mostró valores más altos en la primera campaña que en la segunda, condición que se pudo observar también con la variable temperatura del agua. Un caso particular fue el resultado que arrojó el porcentaje de saturación del oxígeno (%OD), para la primera campaña los valores en todos los sitios fueron cercanos al 100%, incluso en los sitios I, II y V se superó el valor, sin embargo, el sitio VI alcanzó tan sólo un 73%. En la segunda campaña, los porcentajes fueron menores, alcanzando

aproximadamente el 70% en todos los sitios, salvo para el sitio III donde se midió un 99% y el sitio V que registró un 27%. En el sitio VI, el %OD de dicha campaña no pudo ser medido.

Con respecto a la conductividad, en la primera campaña se obtuvo un registro bajo para el sitio VI con 25,5 $\mu\text{s/cm}$ y muy bajo para el sitio IV con 18 $\mu\text{s/cm}$, los demás sitios se mantuvieron dentro de un rango 40-56 $\mu\text{s/cm}$ (tabla 15). Sin embargo para la segunda campaña, no se obtuvieron diferencias relevantes entre los sitios, ya que los valores de conductividad variaron dentro de un rango de 42-57 $\mu\text{s/cm}$ (tabla 16).

La velocidad en todo el sistema fue alta comparado con los valores normales de arroyos de montaña. En promedio la velocidad de corriente para el río Villegas (sitios I y II) fue del orden de 1,2 m/s. La mayor velocidad se halló en el sitio III del orden de 1,7 m/s. Para el río Manso Inferior se obtuvieron valores que rondaron en promedio de 1,06 m/s (tabla 16).

Nutrientes y pigmentos fotosintéticos.

A continuación, en las figuras 43 y 44 se pueden observar los valores promedio de las concentraciones medidas de pigmentos fotosintéticos y nutrientes durante la primera campaña (Fig. 43) y la segunda campaña (Fig. 44).

Las concentraciones de nutrientes y pigmentos fotosintéticos no fueron relevantes para este sistema en particular. El sitio VI mostró los valores más altos de pigmentos durante la primera campaña, 7,21 $\mu\text{g/L}$ de clorofila y 6,01 $\mu\text{g/L}$ de feofitina. Sin embargo en la segunda campaña, para el mismo sitio, nunca superó los 0,1 $\mu\text{g/L}$. De las fracciones solubles, los valores de las concentraciones de fósforo y amonio fueron las más importantes, ya que los demás nutrientes no alcanzaron valores sustanciales. Para ambas campañas las concentraciones de fósforo fueron altas solo para el sitio V (24 y 35 $\mu\text{gP/L}$) y con respecto a las concentraciones de amonio, el sitio III obtuvo valores altos (35 y 45 $\mu\text{gN/L}$); sin embargo en la segunda campaña el sitio VI reflejó la mayor concentración de amonio, con 58 $\mu\text{gN/L}$.

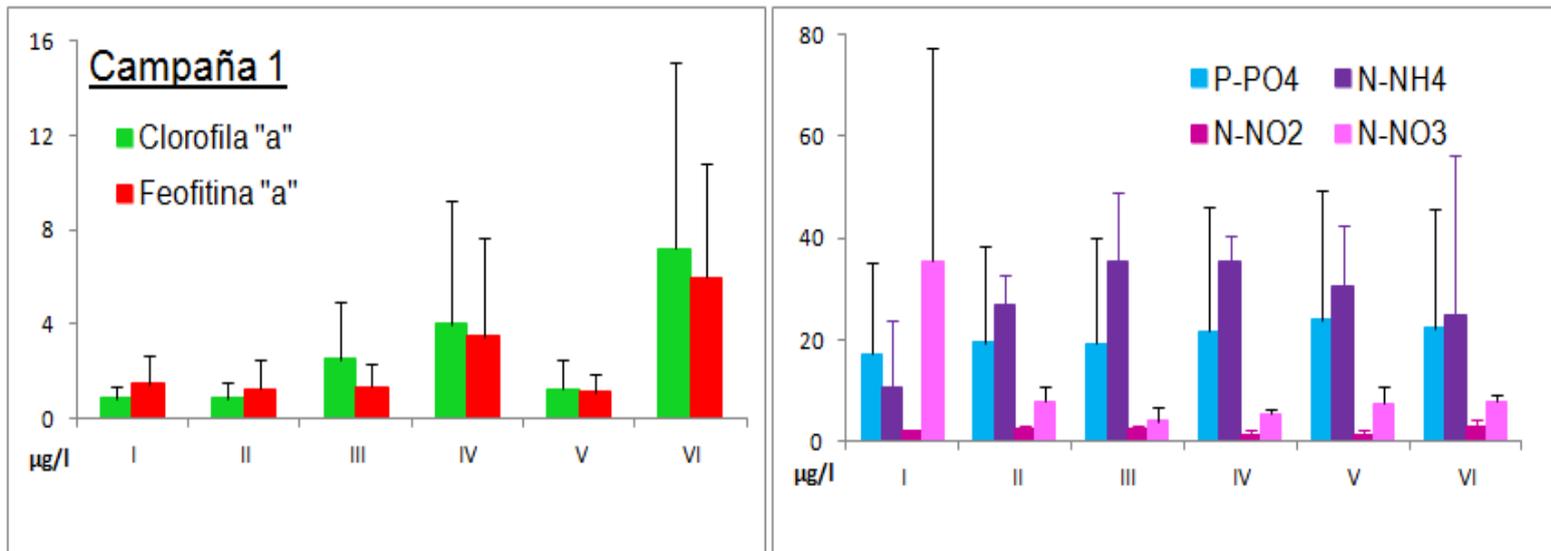


Fig. 43: Concentraciones promedio \pm SD, de clorofila-a y feofitina-a ($\mu\text{g/L}$) (izquierda) y de fosfatos (P-PO4), amonio (N-NH4), nitritos (N-NO2) y nitratos (N-NO3) (derecha), de la primera campaña ($n=2$) en los seis sitios muestreados en el sistema Villegas-Manso (Pcia. de Río Negro).

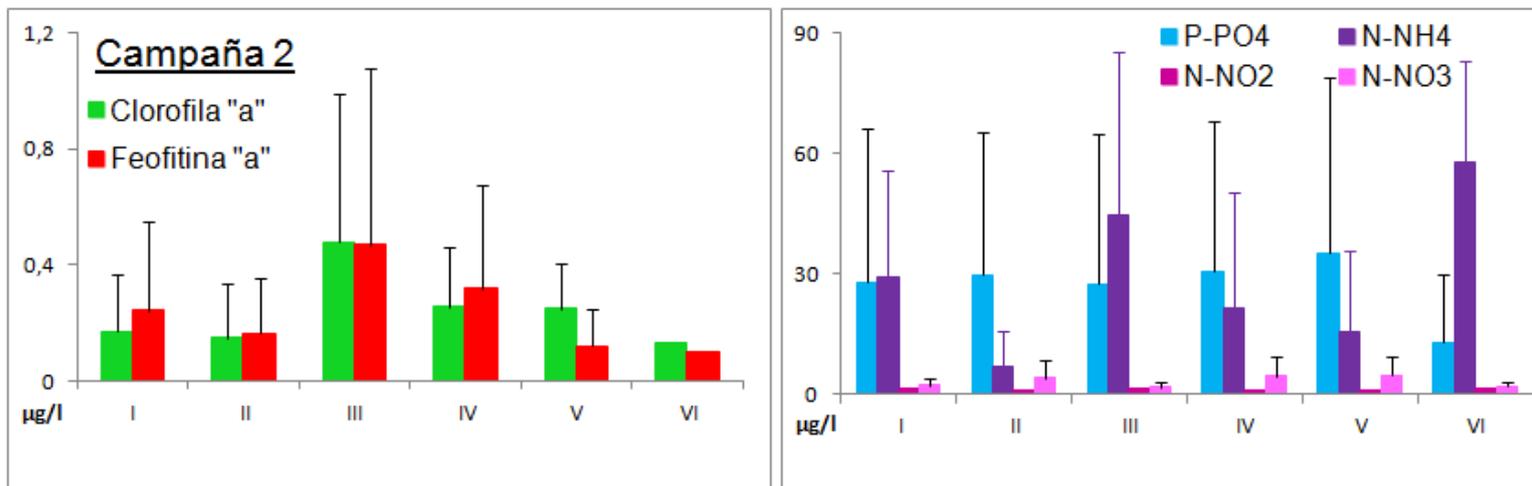


Fig. 44: Concentraciones promedio \pm SD, clorofila-a y feofitina-a ($\mu\text{g/L}$) (izquierda), y de fosfatos (P-PO4), amonio (N-NH4), nitritos (N-NO2) y nitratos (N-NO3) (derecha), a lo largo de los seis sitios muestreados de la segunda campaña ($n=2$) en el sistema Villegas-Manso (Pcia. de Río Negro).

Detrito.

No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre la biomasa de las distintas fracciones de detrito, discriminadas entre diciembre del 2010 y febrero del 2011 ($p\text{-leñosa}=0,6$; $p\text{-hojarasca}=0,15$; $p\text{-MOPG}=0,19$ y p -

MOPF=0,38). De las cuatro fracciones discriminadas, la porción hojarasca fue la más abundante, con 81,63 g/m², seguida por la materia orgánica particulada gruesa (MOPG), con 58,31 g/m² (Fig. 45). Los valores de biomasa de la fracción hojarasca oscilaron entre 0,25 g/m² en el sitio II y 48 g/m² en el sitio VI (Fig. 45). Con respecto a MOPG, los valores oscilaron entre 1,14 g/m² en el sitio IV y 28,17 g/m² en el sitio VI. El sitio VI exhibió los valores más altos de todas las fracciones.

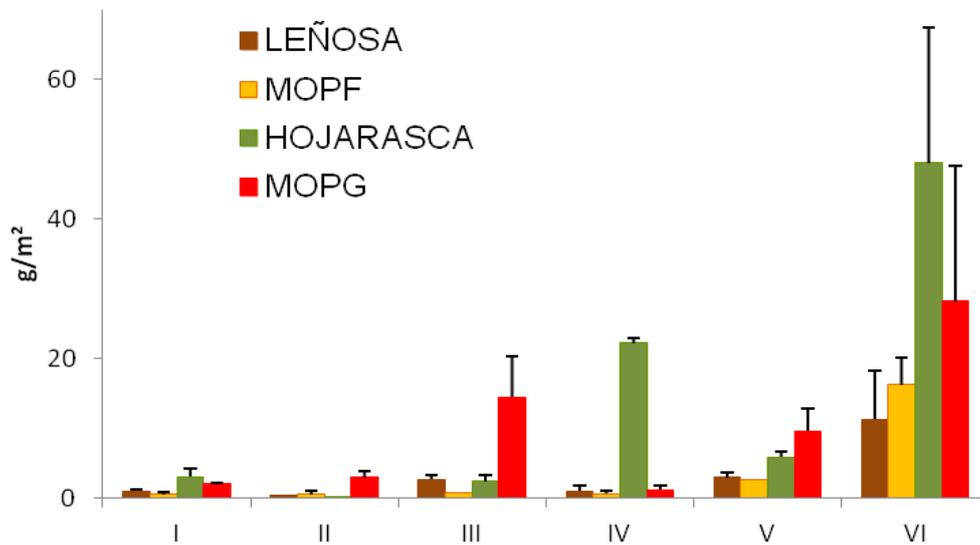


Fig. 45: Promedio del peso seco \pm SD, de las cuatro porciones de detrito (g/m²) (n=2): hojarasca, leñosa, materia orgánica gruesa (MOPG) y fina (MOPF) a lo largo de los seis sitios muestreados durante la segunda campaña de muestreo.

4.3.2. Composición, riqueza faunística y abundancia de macroinvertebrados.

A continuación se reúne la información obtenida de las cuatro campañas de campo de las comunidades biológicas del sistema C, que incluye tanto a los muestreos cualitativos como a los cuantitativos.

La tabla v (Cap. 7: Anexo) muestra la riqueza faunística general encontrada en toda el área de estudio. En este sistema, durante todo el período de estudio se encontró una mayor diversidad de grupos respecto a los otros dos sistemas estudiados. Trichoptera y Plecoptera fueron los órdenes más

diversos, con 20 y 14 géneros respectivamente. En este sistema de ríos, aparecieron representantes de familias que no fueron encontradas en los otros sistemas estudiados, tales como Diamphipnoidae y Perlidae (pertenecientes al orden Plecoptera), Ameletopsidae y Coloburiscidae (orden Ephemeroptera), y Glososomatidae (orden Trichoptera).

Dentro del Orden Plecoptera, *Rhitroperla rossi* fue la especie que se encontró a lo largo de todo el sistema desde la cabeceras hasta la desembocadura, además de ser la más abundante (172 ind/m² para la primera campaña y 165 ind/m² para la segunda) (tabla vi, Anexo). *Kempnyela* sp. se presentó a lo largo de todo el sistema y en ambas campañas. Con respecto al Orden Ephemeroptera, *Meridialaris laminata* y *M. chiloeensis* fueron los leptoflebidos más abundantes y bien representados a lo largo de todo el sistema, particularmente *M. laminata* superó los 1000 individuos en la primera campaña. *Andesios torrens* se encontró a lo largo de todo el sistema, con una abundancia de 128 ind/m² para la primera campaña y 209 ind/m² para la segunda (tabla vi, Anexo). Por otro lado *A. peruvianus* exhibió mayor densidad en las últimas estaciones (IV, V y VI), con un total de 185 ind/m² en la primera campaña y 70 ind/m² en la segunda. *Chiloporter eatoni* se encontró a partir de la estación III hasta la VI, con muy baja densidad en ambas campañas. De *Rhigotopus* sp. se hallaron 4 ejemplares únicamente en la estación III y en solamente en la campaña de febrero del 2010. El Orden Trichoptera estuvo representado por 9 familias, de las cuales Hydrobiosidae fue la más diversa, conformada por 8 especies. Sin embargo las especies más abundantes pertenecieron a la familia Hydropsychidae, *Smicridea dithyra* (400 ind/m² contabilizados en la primera campaña y 93 ind/m² en la segunda) y *S. annulicornis* (100 ind/m² y 343 ind/m² respectivamente) encontrándose ambas especies a lo largo de todo el sistema, desde cabeceras hasta la desembocadura (tabla vi, Anexo). Dentro del Orden Diptera, la familia Chironomidae se halló a lo largo de todo el sistema y fueron los insectos con mayor abundancia, ocupando más del 50% de la abundancia total durante ambas campañas, salvo en la estación III (Fig. 46) en donde dominó la familia Simuliidae, cuyos representantes fueron muy abundantes ocupando casi el 100% de la abundancia total de Diptera. De este orden se contabilizaron un total de 4765 ind/m² en la primera campaña y 6054 ind/m² en la segunda. La

familia Athericidae estuvo representada a lo largo de todo el sistema, pero con mayor presencia en los sitios I, II correspondientes al río Villegas y el IV del río Manso Inferior (Fig. 46).

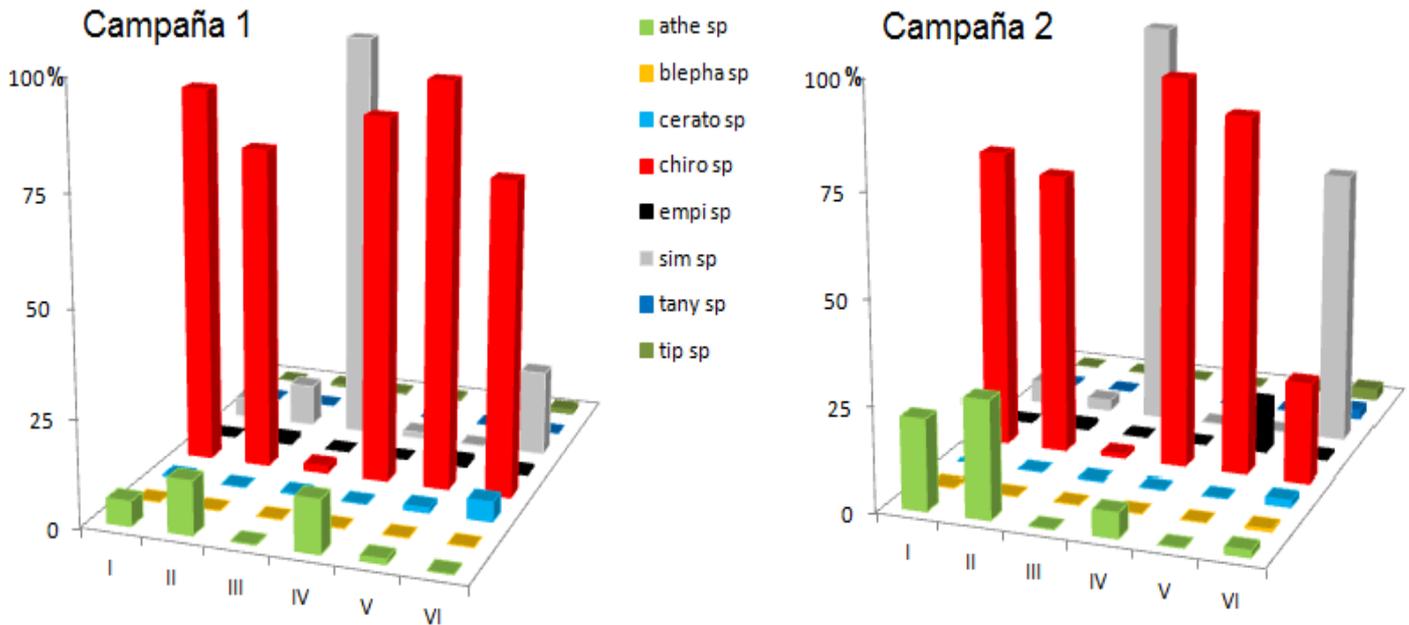


Fig. 46: Abundancia relativa de Athericidae (athe sp), Blephariceridae (blepha sp), Ceratopogonidae (cerato sp), Chironomidae (chiro sp), Empididae (empi sp), Simuliidae (sim sp), Tanyderidae (tany sp) y Tipulidae (tip sp); a lo largo de los seis sitios muestreados, en el sistema Villegas-Manso (Pcia. de Río Negro), en la primera campaña (n=2) (gráfico de la izquierda) y en la segunda (n=2) (gráfico de la derecha).

Con respecto a la densidad total de individuos, en términos generales, se registraron valores similares en ambas campañas, contabilizándose alrededor de los 10000 ind/m² en total. Particularmente el arroyo Steffen (sitio III) fue el que sostuvo la mayor densidad de individuos, que superó el 50% de la abundancia total en el sitio III (Fig. 47).

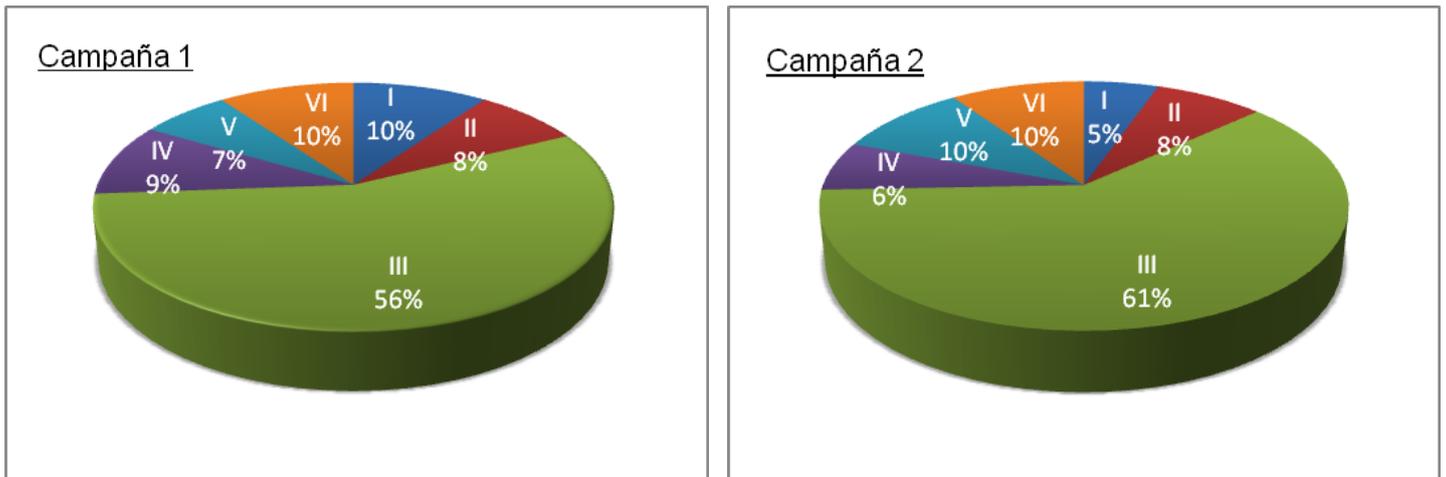


Fig. 47: Densidad de macroinvertebrados a lo largo de los seis sitios muestreados en el sistema Villegas-Manso, el gráfico de la izquierda corresponde a la primera campaña y el de la derecha a la segunda campaña.

4.3.3. Medidas tróficas

Para la primera campaña se observó una codominancia de dos grupos funcionales alimenticios, los raspadores y los colectores-recolectores, que presentaron porcentajes de abundancias relativas de 34% cada uno (Fig. 48). Los raspadores predominaron en los sitios II y IV, mientras que en los sitios I, V y VI los colectores-recolectores fueron los más abundantes. El sitio III sostuvo un alto porcentaje de filtradores mostrando un 86% de la abundancia total. Por otro lado, en la segunda campaña, se obtuvo mayor porcentaje de raspadores en relación a los demás grupos, alcanzando un 42% del total de la abundancia. En todos los sitios muestreados, se obtuvo un mayor porcentaje de raspadores por sobre los demás grupos funcionales, excepto el sitio III donde predominaron los filtradores (75% de la abundancia total) (Fig. 49).

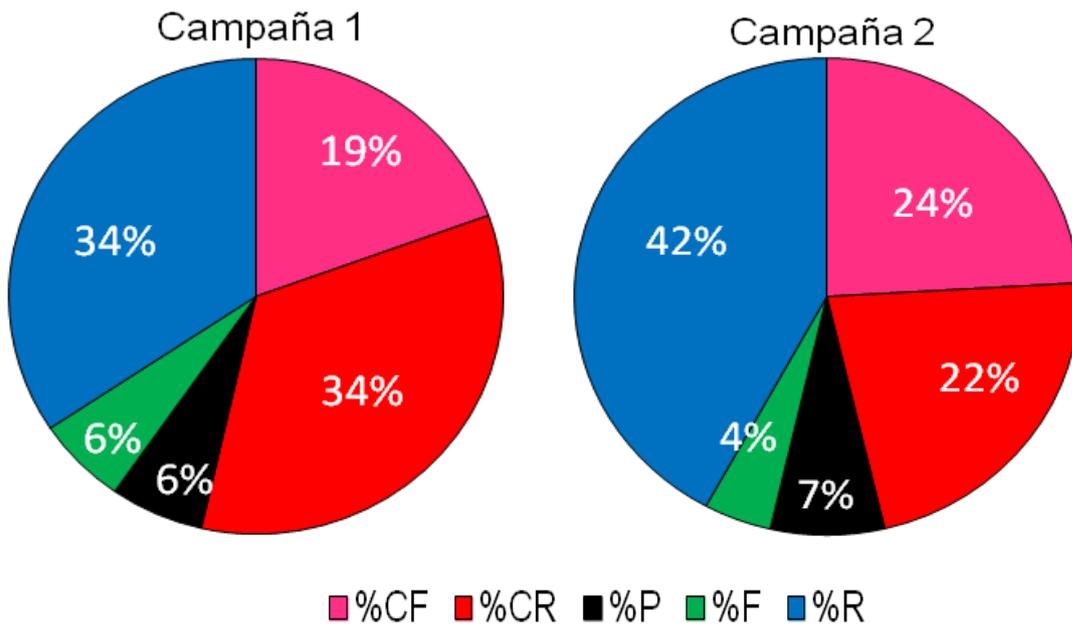


Fig. 48: Abundancia relativa (%) de los cinco grupos funcionales a lo largo de todo el sistema de estudio del sistema Villegas-Manso (n=4); filtradores, CF; colectores-recolectores, CR; predadores, P; fragmentadores, F y raspadores, R.

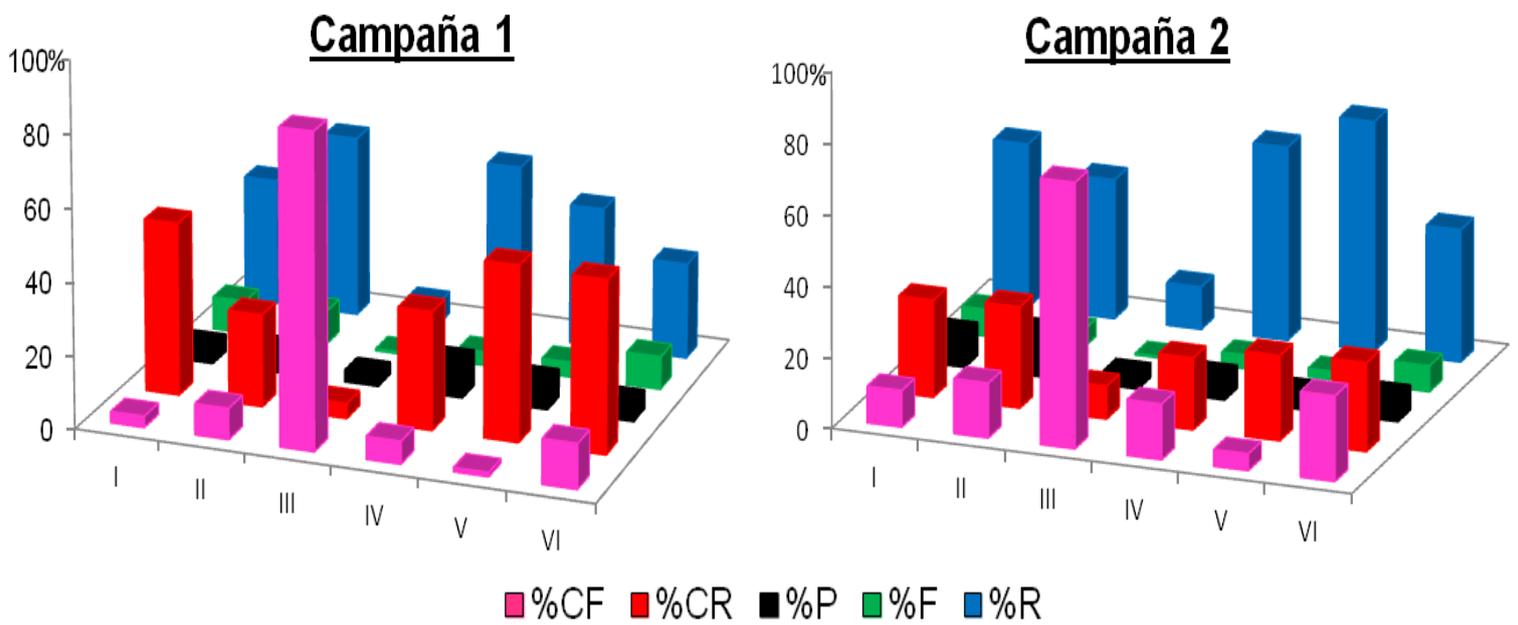


Fig. 49: Abundancias relativas (%) de los cinco grupos funcionales a lo largo de los seis sitios muestreados del sistema Villegas-Manso (n=4) filtradores, CF; colectores-recolectores, CR; predadores, P; fragmentadores, F y raspadores, R.

4.3.4. Aplicación de índices bióticos

A) *Índices de diversidad*

Los valores más bajos de RT se encontraron en el sitio II, que mostró 13 taxones en ambas campañas de muestreo. Por otro lado, el sitio VI presentó los valores más altos de RT, un promedio de 21 en la primera campaña y un promedio de 32 en la segunda (tabla 17).

	Primera Campaña						Segunda Campaña					
	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI
DTI	963	763	5431	922	641	972	557	818	6356	665	994	1004
RT	15	13	19	18	16	21	16	13	15	16	16	32
H	1,67	1,77	0,92	1,98	1,52	2,05	2,01	2,00	1,19	1,90	1,69	2,45
D	0,28	0,29	0,64	0,22	0,38	0,21	0,19	0,18	0,55	0,23	0,34	0,15
%EPT	48	65	34	56	53	57	69	64	24	75	75	59
EPT taxa	7	6	8	11	7,5	11	9,5	7,5	8	10	10,5	17,5
%Dip	50	34	63	35	42	41	28	35	74	12	14	33
%Chiro	45	23	3	27	39	32	20	23	10	12	12	9
BMPS	73,5	61	78,5	97,5	70	80	76,5	65	50	71,5	59	132,5
ASPT	7,05	6,88	5,84	7,21	5,47	6,14	7,29	7,21	5,58	7,16	6,22	6,44

Tabla 17: Tabla de métricas de los seis sitios del sistema C. Valores medios (n=2) de las medidas de densidad total de individuos (DTI), riqueza taxonómica (RT), diversidad de Shannon (H), dominancia de Simpson (D), EPT taxa, Biological Monitoring Patagonian Stream (BMPS) y ASPT; valores medios de los porcentajes de las abundancias relativas de EPT (%EPT), Diptera (%Dip) y Chironomidae (%Chiro) de la primera y la segunda campaña de muestreos.

En cuanto al índice de Shannon, el sitio III obtuvo el valor más bajo de todo el estudio, 0,92 bits fue el valor promedio obtenido en la primera campaña. La diversidad en este sitio aumentó a 1,19 bits en la segunda campaña, sin embargo siguió siendo el valor más bajo del sistema. Este sitio obtuvo los valores más altos del índice de Simpson en ambas campañas, se obtuvo un valor de 0,64 en la primera campaña y 0,55 en la segunda. Estos resultados caracterizaron a las comunidades del sitio III como poco diversas y uniformes. La mayor diversidad conjuntamente con una baja dominancia se obtuvo en el sitio VI (H=2,05, D=0,21 en la primera campaña y H=2,46, D=0,15 en la

segunda), es decir que este sitio obtuvo comunidades relativamente diversas y poco uniformes durante los períodos muestreados.

B) Índices bióticos

El %EPT superó el 50% en todas las estaciones de muestreo en ambas campañas, salvo en la estación III que mostró los porcentajes más bajos, registrando en la primera campaña 34% y en la segunda tan sólo 24% de la abundancia relativa. Sin embargo, para el mismo sitio se encontraron 8 taxa distintos de EPT en ambas campañas. Dicho valor de EPT_{taxa} no fue el más bajo en el sistema, por ejemplo en el sitio II en la primera campaña se hallaron 6 taxones (tabla 17).

Con respecto al orden Díptera, la abundancia de la familia Chironomidae no superó el 50% en todo el sistema a lo largo del estudio. El porcentaje más alto se obtuvo en los sitios I y II del río Villegas en ambas campañas (45% y 23% respectivamente). Sin embargo, el aporte de los quironómidos al orden fue alto a lo largo de todo el sistema, excepto en el sitio III, donde tan solo el 3% del total de dípteros (63%) correspondió a los quironómidos en la primera campaña y el 10% sobre un total de 74% en la segunda. Como ya se ha mencionado anteriormente el sitio III mostró una gran dominancia de la familia Simuliidae, por esta razón el aporte de los quironómidos al orden fue muy bajo en dicha estación.

Con respecto al BMPS, los valores obtenidos no reflejaron un importante deterioro de la calidad del agua en este sistema de ríos. En términos generales, los valores promedio del índice en la primera campaña a lo largo de todo el sistema de ríos se encontraron por encima de 61 (tabla 18), esta puntuación clasifica a los sitios en clase II lo que significa que existe una probable perturbación del sistema. Para la segunda campaña los valores de BMPS fueron altos manteniéndose por encima de la clase II, en particular el sitio VI se clasificó como aguas limpias sin contaminación alguna (Fig. 51). A continuación se mencionan las familias de macroinvertebrados sensibles que conformaron el sitio VI y que le adjudicaron la categoría II al sitio: Diamphipnoidae, Gripopterygidae, Notonemouridae, Perlidae, Leptophlebiidae, Baetidae,

Calamoceratidae, Hydrobiodidae, Hydropsychidae, Limnephilidae, Philopotamidae, Sericostomatidae, Austropetalidae, Elmidae y Blephariceridae.

Primer Campaña				Segunda Campaña			
Sitio	Valor	Significancia	Color	Sitio	Valor	Significancia	Color
I	74	Probable perturbación		I	77	Probable perturbación	
II	61			II	65		
III	78,5			III	50	Probable contaminación	
IV	98			IV	72	Probable perturbación	
V	70			V	59		
VI	80			VI	133	No contaminado	

Tabla 18: Valores medios (n=2) de las medidas de BMPS de los seis sitios del Sistema C, significancia y su categorización para la primera campaña y la segunda

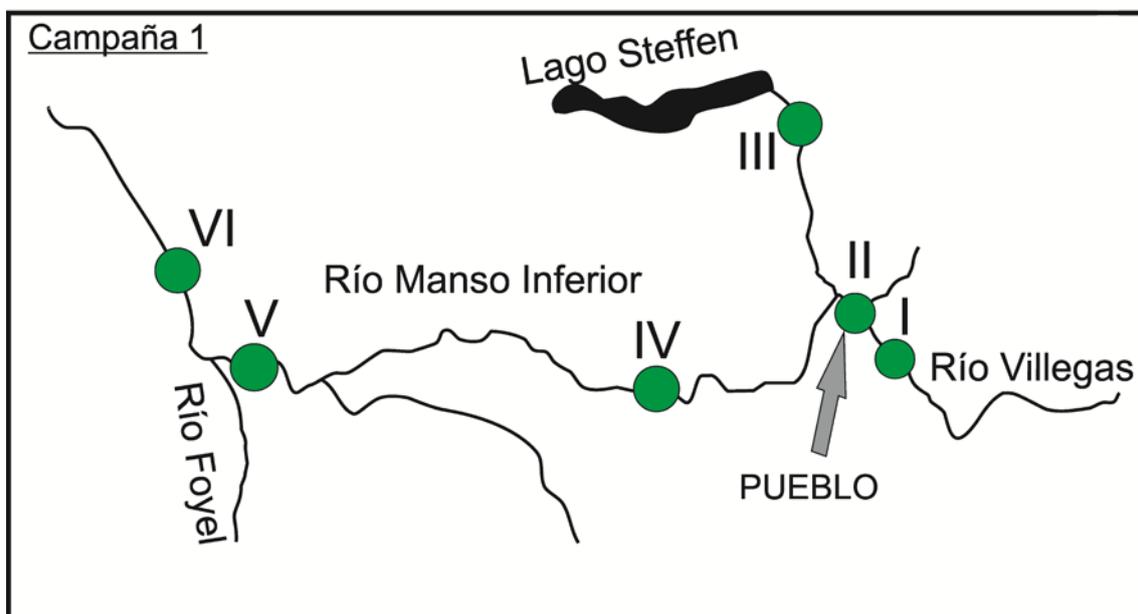


Fig. 50: Clases de calidad de agua conforme al índice BMPS en los siete sitios muestreados de la primera campaña de muestreo. El color del círculo indica el juicio de calidad obtenido.

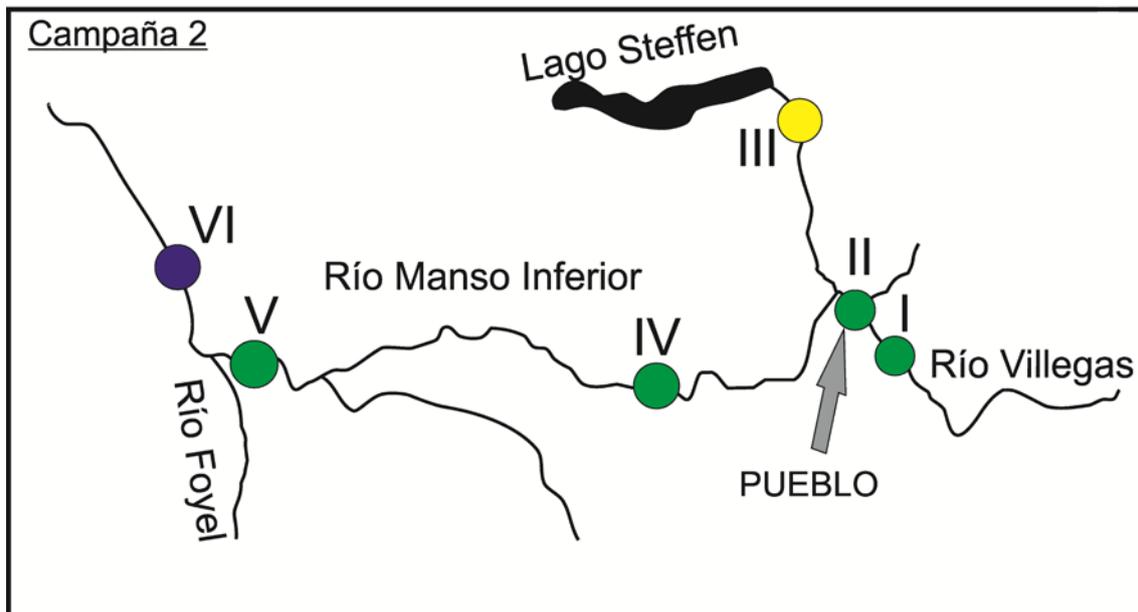


Fig. 51: Clases de calidad de agua conforme al índice BMPS en los siete sitios muestreados de la segunda campaña de muestreo. El color del círculo indica el juicio de calidad obtenido.

4.3.5. Análisis estadísticos

a) ANOVA

No se observaron diferencias significativas entre las réplicas ($gl=2$; $F=0,34$; $p=0,71$), así como tampoco entre las fechas ($gl=3$; $F=1,57$; $p=0,19$) ya que los valores de p fueron mayores a 0,05. Por otro lado, existieron diferencias estadísticamente significativas entre las densidades de individuos entre un sitio y otro, con un nivel del 95% de confianza $p \leq 0,05$ ($F=4,87$; $p=0,0002$). La densidad promedio registrada en el sitio VI fue significativamente menor ($62,5 \text{ ind/m}^2$) a la encontrada en el sitio III ($634,2 \text{ ind/m}^2$). Los sitios se pudieron clasificar principalmente en dos grupos homogéneos mediante la prueba de Múltiples Rangos (LSD) para ind/m^2 por sitio: el grupo A, abarcando todos los sitios estudiados, excepto el III que conforma al grupo B.

b) Análisis Multivariado

Se utilizó un ordenamiento lineal debido a que en el análisis de DCA los gradientes fueron cercanos a 2. Se realizó un primer análisis de redundancia

(RDA) con las 24 muestras, 77 especies y 18 variables, el test de Monte Carlo fue significativo para todos los ejes ($p=0,002$) explicando el 63% de la variación en la distribución de las especies. Para un segundo RDA se eliminaron del análisis aquellas variables que sufrieron covariación en la matriz de correlación, dejando tan solo diez variables significativas: conductividad, elevación, temperatura, orden lótico, concentración de nitritos, nitratos, amonio y fosfatos; porcentaje de cobertura ribereña de tipo bosque y porcentaje de bloque en el lecho. Se realizó una selección posterior manual que arrojó 4 variables significativas: elevación, orden lótico, %Bloque y concentración de fosfatos. Las variables seleccionadas expresaron en conjunto un 35% de la variación total (52%) en la distribución de los macroinvertebrados a lo largo del sistema (tabla 19). La variable concentración de fosfatos se mantuvo en el diagrama a modo descriptivo ya que se encuentra explicada mayoritariamente por los ejes 2 y 3 (tabla 20). Los eigenvalores de los ejes 1 y 2 fueron 0,15 y 0,12 y explicaron conjuntamente un 27% del porcentaje de la varianza acumulada.

	P-value	F-ratio	Var.
Elevación	0,002	2,67	0,11
Orden lótico (O.L.)	0,002	2,60	0,21
%Bloque	0,002	2,28	0,29
Fosfatos (PO4)	0,03	1,71	0,35
Var. total			0,52

Tabla 19: Valores de p, F y la varianza de las 4 variables significativas arrojadas por el test de Monte Carlo ($p \leq 0,05$) de la selección manual posterior del análisis de redundancia (RDA), a lo largo de todo el período de estudio (Dic. 2009, Feb. 2010, Dic. 2010 y Feb. 2011). Resaltado en color azul la varianza total de las 4 variables significativas y en rojo la varianza total de las 10 variables seleccionadas. Varianza, Var.

	Ejes			
	1	2	3	4
PO4	0,0148	-0.4274	0,6455	-0,2790
Elevación	-0,7629	-0,0209	0,1794	0,4512
O.L.	0,3801	-0,7115	-0,2684	0,2605
%Bloque	0,45	0,4144	0,2781	0,5386

Tabla 20: Correlaciones entre las variables y los ejes 1, 2, 3 y 4 del diagrama de RDA de los seis sitios del sistema C, a lo largo de todo el período de estudio (Dic. 2009, Feb. 2010, Dic. 2010 y Feb. 2011). Resaltado en amarillo la contribución de la concentración de fosfatos al eje 3.

En el diagrama de ordenamiento del análisis de redundancia (RDA) (Fig. 53), en el cuadrante superior izquierdo (C1) la distribución de las especies y de los sitios fue determinada por alta elevación y orden lótico bajo, allí se agruparon los muestreos correspondientes a los sitios I y II de ambas campañas de muestreo; allí se incrementaron en densidad especies sensibles tales como *Klapopteryx kuscheli*, *Udamocercia* sp., *Pictectoperla* sp., *Meridialaris chiloeensis*, *Cailloma pumida*, *Rheochorema tenuispinum*, *Nannochorista* sp. y entre los dípteros la familia Athericidae. Por otro lado, el cuadrante superior derecho (C2) contiene al sitio III de todas las campañas, relacionado con el aumento en el porcentaje de bloque en el lecho del río. Este sitio se caracterizó por poseer una comunidad altamente dominada por los simúlidos en los cuatro muestreos y es por ello que este sitio se agrupó con el índice de Dominancia de Simpson (D). Asimismo, se distribuyeron otros taxones tales como: *Aubertoperla illiesi*, *Austronemoura* sp., *Limnoperla* sp., *Rhigotopus* sp., *Meridialaris diguilina*, *Smicridea* sp., *Neopsylochorema* sp., *Neatopsyche* sp., *Cyanalagma* sp., *Neogomphus* sp., Elmidae, *Aegla* sp., Tipulidae y *Chillina* sp.

Hacia el cuadrante inferior derecho (C3) se distribuyeron las especies que son consideradas sensibles y que incrementan el valor del BMPS y también en consecuencia el %EPT, indicando una mejor calidad de agua. Asimismo, en dicho cuadrante se incrementaron las variables ambientales concentración de fosfatos y orden lótico. Aquí se agruparon principalmente los sitios V y VI, y se distribuyeron la mayoría de las especies, se pueden mencionar a *Pelurgoperla personata*, *Rhitroperla rossi*, *Diamphipnoa* sp., *Notoperla fasciata*, *Andesiops peruvianus*, *Chiloporter eatoni*, *Penaphlebia* sp., *Nousia* sp., *Sortosa* sp. *Parasericostoma* sp., *Austrocosmoecus hirsutus*, *Mastigoptila longicornis*, *Neopsylochorema tenuispinum*, *Myotrichia murina*, *Rheochorema lobulliferum*, *Smicridea frequens*, *Luchoelmis cekalavici*, *Hydora annectes*; entre los Diptera se encuentran los Blephariceridae, Ceratopogonidae, Tipulidae y Tanyderidae, y otros taxones como Odonata y *Hyalella* sp.

La variable ambiental elevación se encuentra asociada al cuadrante inferior izquierdo (C4). Allí se agruparon el sitio IV de ambas campañas y el

sitio V pertenecientes a las campañas de diciembre y se incrementaron en densidad las especies pertenecientes a la familia Chironomidae.

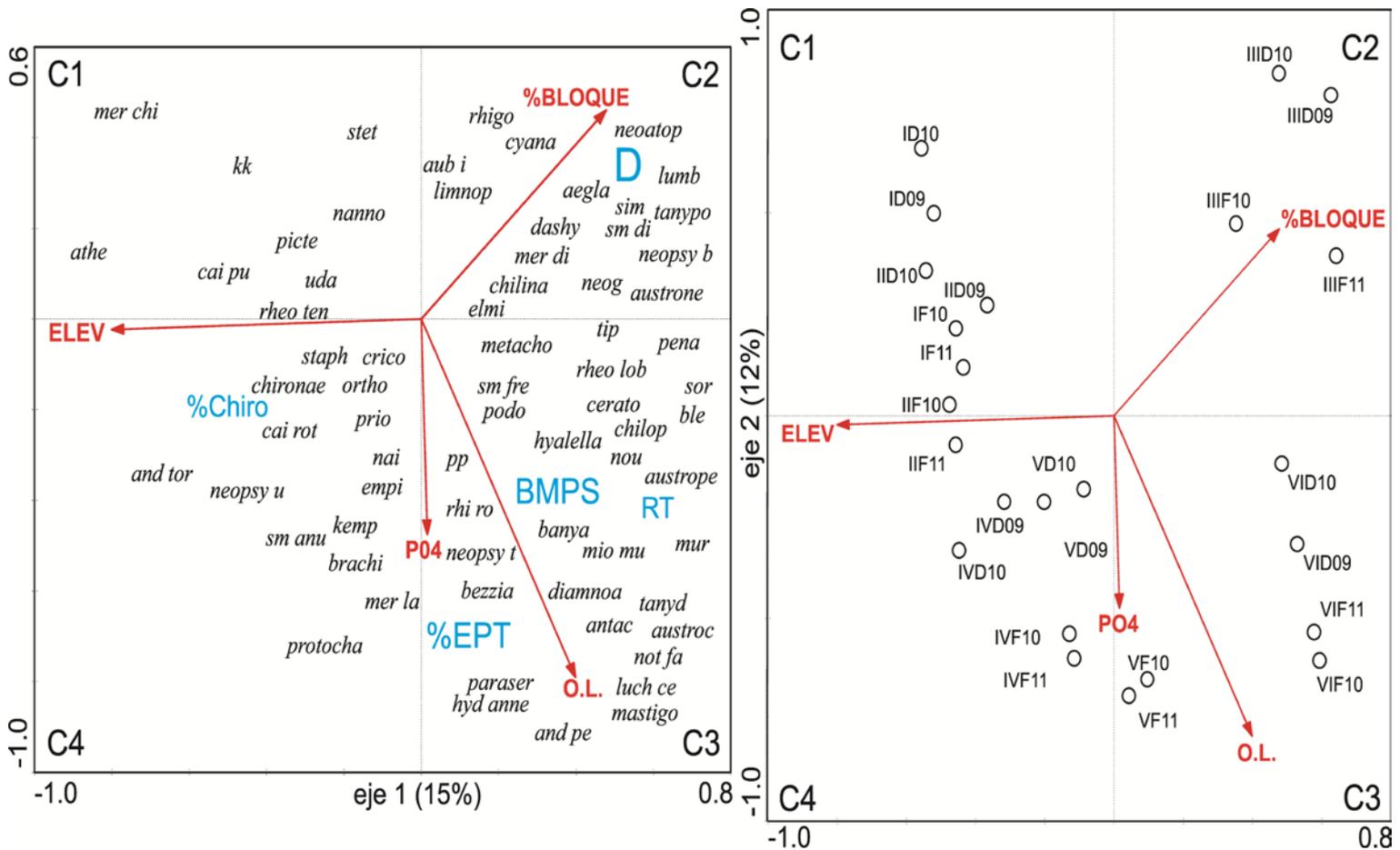


Fig. 53: Diagrama de ordenamiento (biplot) del análisis de redundancia (RDA) para seis sitios estudiados del sistema Villegas-Manso durante las dos campañas realizadas. Los gráficos reflejan las relaciones entre las variables ambientales significativas, representadas por flechas y las especies (gráfico izquierdo) y los sitios (gráfico derecho). Los porcentajes de variación explicada por los ejes 1 y 2 luego de la selección manual posterior se exponen en el gráfico. D09, Diciembre 2009; D10, Diciembre 2010; F10, Febrero 2010 y F11, Febrero 2011.

4.3.6. Discusión.

Los resultados obtenidos para este sistema reflejaron una buena calidad a lo largo de toda la cuenca. Los bajos valores del índice BMPS en el sitio III, situado sobre el arroyo Steffen, encontrados especialmente en la segunda campaña, reflejaron un “moderado” deterioro de la calidad del agua de todo el sistema, indicando una probable perturbación/contaminación. Este sitio se

caracterizó por poseer la mayor dominancia y la menor diversidad de individuos, como así también bajos valores de abundancia de EPT y otras métricas que denotaron una menor salubridad solamente en este sitio.

Estos resultados en las distribuciones de los macroinvertebrados fueron acompañados por los resultados de los análisis químicos del agua, donde en el sitio III, se encontraron incrementos en las concentraciones de amonio y fósforo. Este sitio se encuentra en una zona de recreación turística; por lo tanto, y teniendo en cuenta que los muestreos se realizaron en momentos de alta actividad, los datos recolectados de la zona estarían reflejando una alguna perturbación para el sitio.

En este trabajo, la comunidad de dípteros fue la dominante, representando un 70% del total de la fauna bentónica, mientras que los efemerópteros conformaron un 20%, el restante 10% se distribuyó equitativamente entre los plecópteros, tricópteros y coleópteros, tan solo el 1% se conformó por los odonatos. En general, es común que en los ríos del sur patagónico (Miserendino & Pizzolón, 2000, 2003; Figueroa *et al.*, 2003) y en otros sistemas lóticos argentinos (Vallania *et al.*, 1996; Domínguez & Fernández, 1998; Corigliano *et al.*, 1996) como así también en algunos sistemas montañosos europeos (Buffagni *et al.*, 2001; Pastuchová, 2006; Canobbio *et al.* 2009), se encuentre una dominancia y riqueza taxonómica de los órdenes Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera. En tramos de llanura de los arroyos cordobeses (Principe & Corigliano, 2006), como en la zona de Tandil de la provincia biogeográfica pampeana (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2002) se cuenta con la presencia de los órdenes Odonata, Heteroptera y Coleoptera, que estuvieron presentes en este sistema de ríos, además de ejemplares de Megaloptera, demostrando una mayor diversidad con respecto a los otros dos sistemas analizados.

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos observadas son similares en cuanto a su composición taxonómica a las reportadas en otras cuencas hidrográficas de la Patagonia reportadas por Wais & Boneto (1988), Wais (1990), Miserendino (1999, 2000, 2001), Miserendino & Pizzolón (2001, 2004) y Moya *et al.* (2009). Siendo los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera,

Trichoptera y Diptera los más diversos y con mayores abundancias. Gripopterygidae, Leptophlebiidae e Hydropsychidae fueron las familias más abundantes y frecuentes pertenecientes al grupo de los macroinvertebrados bentónicos sensible (EPT), siendo las especies más abundantes *Rhitroperla rossi*, *Meridialaris laminata* y *M. chiloeensis*, *Smicridea annulicornis* y *S. dithyra*, mientras que los géneros *Penaphlebia*, *Chiloporter* y *Rhigotopus* se hallaron en baja densidad y con distribución restringida. Esta situación es consistente con lo hallado por Miserendino (2001) en arroyos y ríos de los andes patagónicos. En el sistema Esquel-Percy, Miserendino (1999) encuentra también una distribución restringida de estos últimos taxones y lo atribuye a la existencia de un gradiente altitudinal y a particulares condiciones químicas del agua. En este estudio, también se observa un gradiente de elevación que podría estar relacionado con la distribución limitada de dichos taxones en los sitios III y VI.

Con respecto al análisis de los grupos funcionales y el detrito, se pudo observar una dominancia esperable de los raspadores y colectores a lo largo de todo el sistema, consistente con lo hallado en ríos patagónicos por Velásquez & Miserendino, 2003; Macchi *et al.*, 2008; Miserendino, 2007; Miserendino *et al.*, 2008; Miserendino & Brand, 2009. El modelo de río continuo (Vanotte *et al.*, 1980) propone que la dinámica y funcionamiento de los ríos está determinada principalmente por las características de la ribera y de la vegetación que lo circunda, características que afectan la temperatura del agua y la cantidad de detrito que se incorpora al sistema. Particularmente, el sitio III se caracterizó por poseer una dominancia de los filtradores, ocupando más del 70% de la abundancia total, principalmente por la alta densidad de simúlidos encontrada durante los tres años consecutivos. Esta dominancia responde a las características del ambiente, que se caracterizó por una alta cantidad de materia orgánica particulada fina. Estos resultados son consistentes con lo hallado por Velásquez & Miserendino (2003a, 2003b) para ríos pertenecientes al noroeste de la provincia de Chubut. La alta velocidad de corriente registrada para el sitio favorece la suspensión y transporte de la MOPF disponible para los simúlidos, además estos insectos se encuentran bien adaptados a las corrientes ya que poseen ventosas que les permiten adherirse al sustrato, evitando de esta manera la deriva. Resultados similares fueron hallados por

Miserendino (2007) sobre el río Chubut, los filtradores fueron dominantes en los meses de diciembre, respondiendo a condiciones inestables, con primaveras tardías que se caracterizan por tener temperaturas aún cálidas, pero donde el río aún posee una gran descarga producida por el deshielo y las precipitaciones, lo cual provoca inestabilidad en el lecho y dificultad para la colonización de otros grupos funcionales. Este incremento en los filtradores sugiere además, una relación directa con el aporte del material sestónico o de comunidades planctónicas derivadas desde el epilimnion del lago Steffen; resultados similares hallaron Brand & Miserendino (2012) para el río Nant y Fall, aguas abajo del lago Rosario en la provincia de Chubut.

Con las técnicas de ordenamiento se describieron las principales asociaciones entre las densidades de los distintos taxones y las métricas consideradas para evaluar la calidad del agua, con las variables ambientales. De las 18 variables analizadas, el RDA arrojó cuatro variables significativas: la elevación, el orden lótico, %Bloque y la concentración de fosfatos; que en conjunto expresaron un 35% de la variación total (52%) en la distribución de los macroinvertebrados a lo largo del sistema. El sitio III particularmente, demostró poseer baja elevación y presentar una comunidad altamente dominada por los simúlidos. Por otro lado, los sitios IV, V y VI se agruparon con las métricas %EPT, RT y BMPS, métricas que indican una buena calidad del agua. Allí se agruparon las especies sensibles que se incrementaron en densidad en los mencionados sitios, como por ejemplo *Pelurgoperla personata*, *Diamphipnoa* sp., *Notoperla* sp., *Mastigoptila longicornis*, *Rhigotopus* sp., *Andesiops peruvianus*, *Chiloporter eatoni*, *Penaphlebia* sp., *Neopsylochorema* sp., *Myotrichia murina*, *Rheochorema lobulliferum*, *Smicridea frequens*, *S. dithyira*, Elmidae, Odonata, Blephariceridae y Empididae. De esta manera señalan la buena calidad del agua de todo el sistema Villegas-Manso Inferior, diferenciando al sitio III como el sitio que posee algún tipo de perturbación. Otros estudios realizados por Guimaraes *et al.* (2009) y Figueroa *et al.* (2007), demuestran la notable sensibilidad que poseen el índice BMWP, la riqueza específica y el porcentaje de EPT a las variaciones en la calidad del agua. Particularmente para el sitio III, los bajos valores del índice BMPS podrían ser en respuesta a los pulsos de sedimentación, ya que en ambientes turbulentos

con procesos de sedimentación en las cuencas, usualmente el BMPS baja porque muchas de las especies son sensibles al efecto abrasivo que tiene la arena en suspensión en aguas turbulentas, además este efecto también disminuye la palatabilidad del perifiton (Miserendino *et al.*, 2008; Brand & Miserendino, 2012).

Mediante las métricas analizadas y los índices bióticos considerados, todos los sitios de este sistema, excepto el III, presentaron comunidades de macroinvertebrados muy diversas, con heterogeneidad en la distribución de los taxones, con densidades promedio intermedia, sin superar los 1000 ind/m², con moderadamente alta cantidad de los grupos sensibles pertenecientes a los ordenes Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera, con baja abundancia de Chironomidae, una excelente conservación del bosque ribereño, con una muy buena conservación de las especies nativas, una natural carga de materia orgánica, un porcentaje de saturación de oxígeno alto, con bajas concentraciones de nutrientes, un pH básico y una conductividad intermedia, son todas características que denotarían la buena salubridad del sistema.

CAPÍTULO 5: CONSIDERACIONES FINALES

5. Consideraciones finales

La intención de este estudio fue analizar la calidad del agua de los tres sistemas de ríos y arroyos, así como de estimar el grado de impacto antrópico en los mismos. A continuación se detallan los puntos más relevantes de este estudio y se adiciona un resumen utilizando un análisis multivariado para explicar gráficamente la relación de los tres sistemas con las métricas e índices de calidad de agua:

- Los tres sistemas de ríos se caracterizaron por ser ríos típicos de alta montaña, con aguas frías de origen glaciar, bien oxigenadas, pH neutro, sustrato rocoso, caracterizados por poseer rápidos, correderas y pozones.
- Las concentraciones de nutrientes encontrados (principalmente nitratos, amonio y fósforo) reflejaron el deterioro de la calidad del agua en los sitios previamente considerados como problemáticos, particularmente en el sitio VII del sistema A.
- Los macroinvertebrados predominantes para los tres sistemas lóticos están relacionados al tipo de hábitat, constituido por un sustrato firme compuesto por bloque, guijón o guijarro, con flujo de agua mayormente turbulento lo que genera estabilidad para el desarrollo de la fauna bentónica. Predominaron los ordenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera, siendo los dos últimos, tricópteros y dípteros, los grupos más dominantes en términos de riqueza y abundancia.
- Los tres sistemas presentaron una marcada dominancia del grupo funcional alimenticio colector-recolector. Hecho consistente con lo hallado en otros estudios realizados para Patagonia. Sin embargo los raspadores

contribuyeron en densidad en buena parte de los sitios, reflejando probablemente la participación de los autótrofos (perifiton).

- De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de la taxocenosis de insectos se puede determinar que los sitios de cabeceras de los tres sistemas lóticos gozan de buena calidad biológica y generalmente en las desembocaduras la calidad de la misma se ve disminuida. La distribución de los ordenes Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera en la parte alta de los sistemas, indicaron que estos taxones no toleran las condiciones que ofrece la parte media y baja donde generalmente se encuentran los asentamientos urbanos. En las zonas más bajas se hace importante la presencia de los grupos de insectos más tolerantes a los vertidos de efluentes domésticos (por ejemplo, Annelida y Chironomidae) como sucede en los sitios VI y VII del sistema A, en los sitios IV y V del sistema B y en el sitio III del sistema C.
- Mediante un último análisis multivariado, considerando los tres sistemas lóticos en conjunto, se pudo determinar que la aplicación del índice BMPS junto con el análisis de las métricas, RT, EPT taxa y abundancia relativa de Ephemeroptera (%Eph) fueron las variables más significativas para realizar una evaluación de la calidad del agua. Dichas variables fueron significativas en las dos campañas, revelando el valor predictivo de las mismas año tras año (Fig. 49).

Estos resultados reflejan la relevancia de los estudios cuantitativos, ya que de las 15 variables ingresadas en el análisis (RT, BMPS, %EPT, %Chiro, %Ple, %Eph, %Tri, %Dip, %Ane, H, D, densidad total de individuos, y EPT taxa) tan sólo 4 variables fueron significativas ($p=0,002$). Por lo tanto se remarca la importancia en los biomonitoreos en la utilización del índice BMPS, RT y EPTtaxa. El bajo coste de la utilización de estos métodos, la rapidez de su aplicación y la fiabilidad que poseen, hace que estas métricas sean adecuadas para la vigilancia rutinaria de las cuencas fluviales.

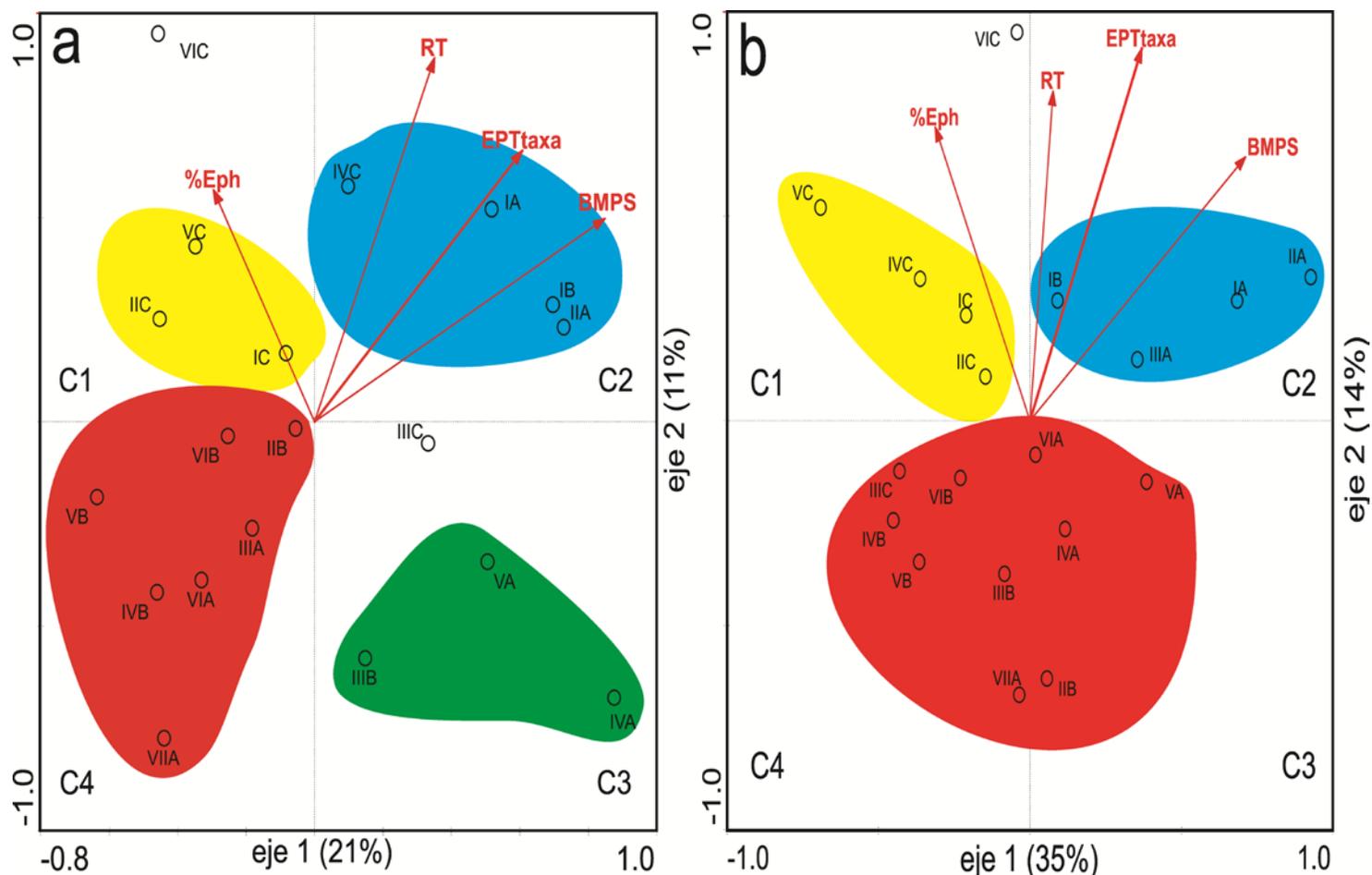


Fig. 54: Diagrama de ordenamiento (biplot) del análisis de redundancia. Los gráficos reflejan las relaciones entre las métricas de calidad de agua significativas, representadas por flechas, y los sitios de la primera campaña (a) y de la segunda (b). Los porcentajes de variación explicada por los ejes 1 y 2 luego de la selección manual posterior se exponen en el gráfico. Los colores representan los juicios de calidad del BMPS: azul, aguas no contaminadas; verde, probable perturbación; amarillo, probable contaminación y rojo, aguas contaminadas.

En la primera campaña, las métricas explicaron el 44% del 82% de la varianza total en la distribución de los sitios en el ordenamiento. Los sitios IA, IIA, IB y IVC fueron los sitios con mejor calidad caracterizados por un alto BMPS, RT y EPTtaxa, denotando la pureza de las zonas altas de los

sistemas estudiados. Mientras que los sitios IIIA, VIA, VIIA, IIB, IVB, VB y VIB se correlacionaron con bajos valores de las mismas reflejando la baja calidad del agua. El sistema C se correlacionó con los ejes positivos de las métricas, y en particular a altos valores de abundancia de Ephemeroptera. Los sitios IIIB, IVA y VA se agruparon aparte, denotando una zona intermedia, con bajos valores de RT y abundancia de Ephemeroptera, pero valores medios de BMPS (Fig. 54a).

En la segunda campaña las métricas explicaron el 56% del 81% de la varianza total de la distribución de los sitios. Los sitios con buena calidad de agua se mantuvieron. El sistema C se mantuvo asociado a buena calidad y con alta abundancia de Ephemeroptera. Por último, los sitios con mala calidad se mantuvieron, con la adición del sitio IIIC que como se mencionó anteriormente, dicho sitio posee una alta actividad turística y además está ubicado posterior a un reservorio natural (Fig. 54b).

- Por todo lo expuesto anteriormente, se acepta la Hipótesis planteada, considerando que el índice BMPS es suficiente y adecuado para la determinación del estado de los cursos de agua en Patagonia Norte. Asimismo, se rechaza la segunda hipótesis, ya que en la figura 54 se puede observar que tanto el sistema Challhuaco-Ñireco como el Catedral-Gutiérrez fueron los sistemas fluviales más perturbados para las dos campañas analizadas.
- Se puede sugerir la utilización de mapas de calidad para realizar biomonitoreos, ya que se logra comunicar y hacer viables en una forma clara los resultados con un costo mínimo de los recursos. Con los mencionados mapas y los puntos conflictivos determinados por los índices biológicos, se realizan posteriormente, los análisis físico-químicos que correspondan para conocer exactamente las fuentes de contaminación, cuándo y qué producto es el contaminante que los macroinvertebrados a través de los métricos permitieron visibilizar y luego implementar medidas de mitigación

apropiadas. Posteriores bioevaluaciones servirán para evaluar la efectividad de las medidas de control tomadas y para documentar la recuperación ambiental.

- Una apropiada estrategia de conservación de la biota acuática de ríos y arroyos localizados en áreas sometidas a disturbio, sería la conservación y mantenimiento franjas de vegetación ribereña inalterada (“zonas buffer”) para enriquecer la integridad ecológica de los mismos. Estas franjas mantendrían el vínculo natural entre el ecosistema terrestre y el acuático permitiendo el ciclo natural de ingreso de detrito vegetal, beneficiando así, a las comunidades de invertebrados y peces.

CAPÍTULO 6: BIBLIOGRAFÍA

6. BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor, J.** 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería. 2: 203-213.
- Alba-Tercedor, J.; Jáimez-Cuéllar, P.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Mellado, A.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Robles, S.; Sáinz-Cantero, C. E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M. L.; Toro, M.; Vidal-Abarca, M. R.; Vivas, S. & Zamora-Muñoz, C.** 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.
- Albariño, R.** 1997. Spatial distribution of Plecoptera from an Andean-Patagonic lotic environment in Argentina. *Rev. Brasil. Biol.* 57: 629-636.
- Albariño, R. & Valverde, A. del C.** 1998. Hábito alimentario del estado larval de *Parasericostoma cristatum* (Trichoptera: Sericostomatidae). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 57: 131-135.
- Albariño, R. & Balseiro, E.** 1998. Larval size and leaf conditioning in the Break down of *Notophagus pumilio* leaves by *klapopteryx kuscheli* (Insect, Plecoptera) in Andean Stream. *Interational Review of Hydrobiology.* 83: 393-404.
- Albariño, R. & Balseiro, E.** 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conserv.* 12: 181-192.
- Albariño, R. & Díaz Villanueva, V.** 2003. Feeding plasticity and growth of two Plecopterans larvae in a low order Andean stream. Research update on Ephemeroptera and Plecoptera. University of Perugia, Italy.

- Albariño, R. & Díaz Villanueva, V.** 2006. Feeding Ecology of two Plecopterans in Low Order Andean-Patagonian Streams. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91(2): 122-135.
- Allan, D. J.** 1995. Stream ecology. Structure and function of running waters. London: Chapman & Hall.
- American Public Health Association.** (APHA). 1992. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. American Water Works Association, Honnover.
- Angrisano, E.B.** 2000. Description of the Preimaginal Stages of *Stenochorema crassicostum* Schmid (Trichoptera: Hydrobiosidae). *Aquatic Insects.* 23(4): 289-295.
- Angrisano, E.B.** 2001. Las larvas de *Rheochorema* e *Iguazu* (Trichoptera: Hydrobiosidae). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 60 (1-4): 195-202.
- Añón Suarez, D. A. & Albariño, R. J.** 2001. Life cycle and anual production of *Caenis* sp. (Ephemeroptera, Caenidae) in Lake Escondido (Bariloche, Argentina). Trends in Research. In E. Dominguez (ed.), Ephemeroptera and Plecoptera.
- Archangelsky, M & Manzo, V.** 2006. The larva of *Hydora annectens* Spangler and Brown (Coleoptera: Elmidae, Larainae) and key to New World Larainae larvae. *Zootaxa*, 1204: 41-52.
- Archangelsky, M & Manzo, V.** 2007. Descripción de las larvas maduras de los géneros *Stethelmis* Hinton y *Luchoelmis* Spangler & Staines (Insecta: Coleoptera, Elmidae). *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.* 9(1): 79-87.
- Armitage, P. D.; Moss, D.; Wright, J. F. & Furse, M. T.** 1983. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17: 333-347.

- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D. & Stribling, J. B.** 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA. Environmental Protection Agency: Office of Water: Washington, D. C. 2nd ed. 841-B-99-002.
- Brand, C. & Miserendino, M.L.** 2010. Characterizing Trichoptera trophic structure in rivers under contrasting land use in Patagonia, Argentina. *Zoosymposia*, 0000.
- Brand, C. & Miserendino, M.L.** 2011. Life history strategies and production of caddisflies in a perennial headwater stream in Patagonia. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-011-0768-3.
- Brand C. & Miserendino M.L.** 2012. Life cycle phenology, secondary production, and trophic guilds of caddisfly species in a lake-outlet stream of Patagonia. *Limnologica*. 42: 108– 117.
- Buffagni, A.; Kemp, J.I.; Erba, S.; Belfiore, C.; Hering, D. & Moog, O.** 2001. A Europe wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM Project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy). Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater, *J. Limnol.* 60: 39-48.
- Buria, L. M., Albariño, R. J.; Díaz Villanueva, V.; Modenutti, B. & Balseiro, E.** 2007. Impact of exotic rainbow trout on the benthic macroinvertebrate community from Andean- Patagonian headwater streams. *Fundamental and Applied Limnology Archiv Für Hydrobiologie*. 168: 145-154.
- Buria, L. M.; Albariño, R. J.; Modenutti, B. & Balseiro, E. G.** 2009. Variación temporal en la dieta de la trucha exótica arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en un arroyo forestado de los Andes patagónicos. *Revista Chilena de Historia Natural*. 82: 3-15.

- Cabrera, A.L.** 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Acme, Buenos Aires. Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo 2, fasc. 1. 85 pp.
- Canobbio, S.; Mezzanotte, V.; Sanfilippo, U. & Benvenuto, F.** 2009. Effect of multiple stressor on water quality and macroinvertebrate assemblages in an effluent-dominated stream. *Water air soil pollut.* 198: 359-371.
- Castela, J., Ferreira, V. & Graça, M.** 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 153, 440-449.
- Chandler, J. R.** 1970. A biological approach to water quality management. *Wat. Poll. Control.* 69: 415-422.
- Chapman D.** 1992. Water quality assessment. Ed. D. Chapman, 585 pp. Chapman & Hall, London.
- Corigliano M. C.; Fabricius, A. L. M.; Luque, M. E. & Gari, N.** 1994. Patrones de distribución de variables físicoquímicas y biológicas en el Río Chocancharava (Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Rev. UNRC.* 14 (2): 177-194.
- Corigliano, M. C., Gualdoni, C. M; Oberto, A. M. & Raffaini, G. B.** 1996. Macroinvertebrados acuáticos de Córdoba. Biodiversidad de la Provincia de Córdoba. *Fauna.* 1: 119-165.
- Correa, M. N.** 1998. Flora Patagónica, Parte I. Colección Científica del INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- Cummins, K. W.** 1978. Ecology and Distribution of Aquatic Insects, p. 29-31. *In* R. W. Merritt & K. W. Cummins (eds.). An introduction to the aquatic insects in North America. Kendall-Hunt. Dubuque, Iowa.
- Cummins, K.W.; Merrit, R.W. & Andrade, P.C.N.** 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and

rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 40(1): 71-90.

De Pauw, N. & Vanhooren, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hidrobiología*. 100: 153-168.

Díaz Villanueva, V. & Albariño, R. 1999. Feeding hábitat of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean Stream, Arg. *Hydrobiologia*. 412: 43-52.

Díaz Villanueva, V.; Albariño, R. & Modenutti, B. 2004. Grazing impact of two aquatic invertebrates on periphyton from an Andean-Patagonian stream. *Arch. Hydrobiol.* 159 (4): 455-471.

Dimitri, M.J. 1998. El nuevo libro del árbol: especies forestales de la Argentina occidental. 3° ed. Tomo I. ed. El Ateneo.

Di Prinzio C. Y., Casaux R.J. & Miserendino, M.L. 2009. Effects of land use on fish assemblages in Patagonian low order streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 45: 267–277

Dominguez, E. & Pescador, M. L. 1983. A new species of *Penaphlebia* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) from Argentina. *Ent. News*. 94(1) 21-24.

Dominguez, E., Hubbard, M. D. & Pescador, M. L. 1994. Los Ephemeroptera de Argentina. *Fauna de agua dulce de la República Argentina*. 33(1), 142 pp.

Domínguez, E. & Fernández, H. R. 1998 calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie conservación de la naturaleza. Tomo II. Fundación Miguel Lillo Tucumán. Universidad Nacional de Tucumán.

Dominguez, E. & Fernandez, H. R. 2009. Macroinvertebrados bentónicos. Sistemática y biología. 1ª ed. Tucumán. Fundación Miguel Lillo, 656 p.

Drago, E. C. E. 1974. Estructura térmica del lago Mascaradi (Provincia de Río Negro, Argentina). *Physis*. 33: 207–216.

Dzendoletas, M. A.; Cavallaro S.; Crivelli, E. & Pereyra, F. 2006. Mapa de vegetación del ejido municipal de San Carlos de Bariloche y alrededores. Río Negro. Patagonia. Argentina. *Ecología*. 20: 65-88.

Fernández, H. R.; Dominguez, E. & Vece, M. B. 2000. Estudio de base en un río subtropical: el tramo medio del río Lules, Provincia de Tucumán, Argentina. Acta del XVIII Congreso Nacional del Agua, Instituto de Recursos Hídricos, Universidad Nacional de Santiago del Estero.

Fernández, H. R.; Romero, F.; Vece, M. B.; Manzo, V.; Nieto, C. & Orce, M. 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán-Argentina). *Limnetica*. 21(1-2): 1-13.

Figuroa, R.; Valdovinos, C.; Araya, E. & Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 275-285.

Figuroa, R.; Palma, A.; Ruiz, V. & Niell, X. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*. 80: 225-242.

García, P. E & Añón Suárez, D. A. 2007. Community structure and phenology of chironomids (Insecta: Chironomidae) in a Patagonian Andean stream. *Limnologica*. 37: 109-117

Giorgi, A. & Malacalza, L. 2002. Effects of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a Pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment*. 75: 107-119.

- Gordon, N. D.; McMahon, T. A. & Finlayson, B. L.** 1994. Stream hydrology, an introduction for ecologists. Wiley & Sons, New York. USA.
- Gualdoni, C.M. & Corigliano, M.C.** 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Rev. Universidad Nacional de Río Cuarto*. 11 (1): 43-49.
- Gualdoni, C.M.; Duarte, C. A. & Medeot, E. A.** 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, vol. 21, no. 2.
- Guimaráes, R. M.; Facure, K. G.; Pavanin, L. A. & Jacobucci, G. B.** 2009. Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnol. Bras.* 2: 217-226.
- Hall, M. J.; Closs, P. & Riley, R. H.** 2001. Relationships between land use and stream invertebrate community structure in South Island, New Zealand, coastal stream catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 35: 591-603.
- Hellawell, J. M.** 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, England. 546 pp.
- Hilsenhof, W. L.** 1988. Rapid fiels assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7:65-68.
- Hollmann, M. E. T. & Misrendino, M. L.** 2006. Habitat preference and life history of the mayflies *Metamonius anceps* Eaton (Nesameletidae) and *Meridialaris chiloeensis* Demoulin (Leptophlebiidae) in a Patagonian mountain stream. *Ann. Limnol.* 42(4): 133-240.
- Hollmann, M. E. T. & Misrendino, M. L.** 2008. Life history and emergence patterns of stoneflies species in mountain streams of the Futaleufú basin, Patagonia, Argentina. *Ann. Limnol.* 44(2): 135-144.

- Hynes, K.E.** 1998. Benthic Macroinvertebrate Diversity and Biotic Indices for Monitoring of 5 Urban and Urbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada. Project D-2, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. xiv, 114p.
- Illies, J. & Botoseanau, L.** 1963. Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Mitt. int. Ver. fur Theor. Angewan. Limnol.* 12: 1–57.
- Johannsen, O. A.** 1970. Entomological Reprint Specialists; Facsimile of 1934-37 ed edition. 425p.
- Karr, J. R. & Chu, E. W.** 1999. Restoring Life in Running Waters. Island Press, Washington D. C. 206 p.
- Kolwitz, R. & Marson, M.** 1908. Okologie der pflanzlichen saprobien. *Ver.Dtsch. Bot. Ges.* 26a: 505-519. (Traducido al inglés 1967. Ecology of plants saprobia. Pp. 47-52 in L.E. Kemp, W.M. Ingram y K.M. Mackenthum (eds.): *Biology of Water Pollution*. FEDERAL water Pollution Control Administration, Washington, D.C
- Kutschker, A.; Brand, C. & Miserendino, M. L.** 2009. Un índice de calidad de ribera para ambientes lóticos de cordillera patagónica sometidos a diferentes usos de la tierra. *Ecología Austral.* 19:19-34.
- Lopretto, E. C. & Tell, G.** 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Ediciones Sur, 1401 pp.
- Lorenzen, C. I.** 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments, spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F.** 1988. Statistical ecology: a primer of methods and computing. Wiley Press, New York, New York. 337 pp.

- Macchi, P. A. & Dufilho, C.** 2008. Variación en la composición y organización funcional de macroinvertebrados bentónicos en una cuenca Patagónica. Libro de resúmenes: IV Congreso Argentino de Limnología, p. 78. Bariloche. Río Negro.
- Magurran, A. E.** 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 180 p.
- Malmqvist, B. & Mäki, M.** 1994. Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: environmental relationships. *Ecography*. 17: 9–16.
- Malmqvist, B.** 2000. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*. 47: 679-694.
- Mancini, L. & Spaggiari, R.** 2000. Gli indici biotici nei paesi dell'Unione Europea Elementi comuni e differenze tra quattro indici biologici: IBE, BBI, BMWP', RIVPACS. In: Comparison among European biotic indexes. *Biol. Amb.* 14: 77-80.
- Marchese M & Ezcurra de Drago, I.** 1992. Benthos of the lotic environments in the middle Paraná River systems: transverse zonation. *Hydrobiologia*. 237: 1-13.
- Massaferro, J.** (Eds). 2012 Guía para el reconocimiento de insectos acuáticos del PNNH. Fundación FLORENS. 178 pp
- McLellan, I. D.** 2001. A revision of South American Austroperlidae (Plecoptera). *Aquatic Insects*. 23(3): 233-251.
- McLellan, I. D. & Zwick, P.** 2007. New species of and keys to South American Gripopterygidae (Plecoptera). *Illiesia*. 3(4): 20-42.

- Merritt, R. W. & Cummins, K. W.** 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. *Kendall-Hunt Publ. Co.* 862 pp.
- Metcalf, J. L.** 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60: 101-139.
- Miserendino, M. L.** 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lótico andino-patagónico. *Ecología Austral*. 5: 133-142.
- Miserendino, M. L.** 1996. Primera descripción de la ninfa de *Rhigotopus* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae), con datos sobre su biología. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 55 (1-4): 21-24.
- Miserendino, M. L. & Pizzolón, L. A.** 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11, 137-148.
- Miserendino, M. L.** 1999. Distribución especial de Trichoptera en un sistema fluvial en Patagonia. *Ec. Austral*. 9: 28-34.
- Miserendino, M. L.** 2000a. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*. 444: 147-158.
- Miserendino, M. L.** 2000b. Distribución y variación estacional de plecópteros en un sistema fluvial de cordillera patagónica. *Rev Soc. Entomológica. Arg.* 59: 149-160.
- Miserendino, M. L.** 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *Ann limnol.* 43 (3): 133-145.

- Miserendino, M. L.** 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid patagonian river. *Biodiversity & Conservation*. DOI: 10.1007/s 10531-008-9565-3. 8 (7): 1921–1943.
- Miserendino, M. L. & Pizzolón, L. A.** 2000. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. *Archiv fur hydrobiology*. 150: 55-83.
- Miserendino, M. L. & Pizzolon, L. A.** 2001a. The performance of two regional biotic índices for running wáter quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnol. Bras.* 13 (1): 11-27.
- Miserendino, M. L. & Pizzolon, L. A.** 2001b. Abundance and altitudinal distribution of Ephemeroptera in lotic Andean-Patagonic system (Argentina). En: Trends in research in Ephemeroptera and Plecoptera. Ed. E. Dominguez. 135-142.
- Miserendino, M. L. & Pizzolon, L. A.** 2003. Distribution of macroinvertebrates assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 37: 525-539.
- Miserendino, M. L. & Pizzolon, L. A.** 2004. Interactive effects of basin features and land-use change on macroinvertebrates communities of headwater streams in the Patagonian Andes. *River Res. Applic.* 20: 967-983.
- Miserendino, M. L.; Brand, C. & Di Prinzio, C.** 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air and Soil pollution*. 194: 91-110.
- Miserendino, M. L. & Masi, C.** 2009. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.

- Modenutti, B. E.; Balseiro, E.; Diéguez, M. C.; Queimaliños, C. & Albariño, R.** 1998. Heterogeneity of fresh-water Patagonian ecosystems. *Ecología Austral*. 8: 155-165.
- Modenutti, B.; Albariño, R.; Bastidas Navarro, M.; Díaz Villanueva, V.; Souza, M.S.; Trochine, C.; Laspoumaderes, C.; Cuassolo, F.; Mariluán, G.; Buria, L. & Balseiro, E.** 2010. Structure and dynamic of food webs in Andean North Patagonian freshwater system: organic matter, light and nutrient relationships. *Ecología Austral*. 20: 95-114.
- Monjeau, A.; Nazar Anchorena, S.; Montoni, V.; Marquez, J.; Alcalde, D.; D'lorio, A.; Galván, H.; Denholm, C.; Di Vincenzo, A. & Gonzalez, F.** 2005. Perfil de Área Protegida Argentina: Parque Nacional Nahuel Huapi. ParksWatch, 67p.
- Montoya, Y. M.; Acosta, Y. & Zuluaga, E.** 2011. Evolución de la calidad del agua en el río Negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices ICA, el BMWP/COL y el ASPT. *Caldasia*. 33(1):193-210.
- Moya, C.; Valdovinos, C.; Moraga, A.; Moreno, F.; Debels, P. & Oyanedel, A.** 2009. Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial patagónico. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 82: 425-442.
- Munné, A.; Solá, C. & Prat, N.** 1998. QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*. 175: 20-37.
- Munné, A.; Prat, N.; Solá, C.; Bonnada, N. & Rieradevall, M.** 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv Mar Freshw Ecosyst*. 13: 147-163.

- Otero, A. M.** 2000. Manejo ambiental de actividades turísticas en el corredor de los grandes lagos argentino-chilenos. Aportes y transferencias, vol. 1: 75-92.
- Paggi, A.** 1999. Los Chironominae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuícolas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 58: 202-207.
- Paruelo, J. M.; Jobbágy, E. G. & Sala, O. E.** 1998a. Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral*. 8: 145-153.
- Paruelo, J. M.; Beltrán, A.; Jobbágy, E.; Sala, O. E & Golluscio, R. A.** 1998b. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*. 8: 85-101.
- Pastuchová, Z.** 2006. Macroinvertebrate assemblages in conditions of low-discharge streams of the Cerová vrchovina highland in Slovakia. *Limnologica*. 36: 241-250.
- Pavé, P. & Marchese, M.** 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*. 15:183-197.
- Pereyra, F. & Helms, F.** 2005. Estudio geocientífico aplicado al ordenamiento territorial. San Carlos de Bariloche. Convenio SEGEMAR-BGR-Municipalidad de Bariloche. SEGEMAR, Anales 42.
- Pereyra, F.** 2007. Geomorfología urbana de San Carlos de Bariloche y su influencia en los peligros naturales, Río Negro. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 62 (2): 309-320.
- Persoone, G. & De Paw, N.** 1979. Systems on Biological Indicators of Water Quality Assessment. En: O. Ravera (ed.), *Biological Aspects of Freshwater Pollution*. 39-75.

- Pescador, M. L. & Peters, W. L.** 1987. Revision of the genera *Meridialaris* and *Massartellopsis* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from South American. *Transactions of the American Entomological Society*. 112: 147-189.
- Pessacq, P. & Miserendino, M. L.** 2008. Ephemeroptera and Plecoptera biodiversity in central Patagonia, Chubut province, Argentina. *Zootaxa*. 1817: 27-38.
- Pessacq, P.** 2009. Estado del conocimiento del orden Plecoptera en la Patagonia. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 68 (1-2): 169-175.
- Plafkin, J. L.; Barbour, K. D.; Potter, S. K. & Hughes, R. M.** 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in stream and rivers, Benthic macroinvertebrates and Fish. EPA/444/4-89/0001. Office of water regulations and standar, United Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Prat, N.; Ríos, B.; Acosta, R. & Rieradevall, M.** 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de aguas. En: *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Eds. Domínguez E. & Fernández, H. R. Fundación Miguel Lillo 26p.
- Principe, R. E. & Corigliano, M. C.** 2006. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages in a lowland river: temporal and spatial variations and size structure. *Hydrobiologia* 553: 303-317.
- Richardson, R. E.** 1928. The bottom fauna of the middle Illinois River; its distribution, abundance, valuation and index value in the study of stream pollution. *Bull. Illinois State Nat. Hist. Survey*. 17: 387-475.
- Rodriguez Capítulo, A.** 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Arg.* 58: 208-217.

- Rodrigues Capítulo, A.; Tangorra, M. & Ocón, C.** 2001. Use of benthic macroinvertebrate to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 35: 109-119.
- Rodrigues Capítulo, A.; Paggi, A. C. & Ocón, C.** 2002. Zoobenthic communities in relation to slope, substrate heterogeneity and urban disturbances in Pampean hill streams (Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1267-1273.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V.** 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall. New York-London.
- Rounick, J. S. & Winterbourn, M. J.** 1982: Benthic faunas of forested streams and suggestions for their management. *New Zealand Journal of Ecology* 5: 140-150.
- Scheibler, E. E.** 2008. Biodiversidad de insectos acuáticos en zonas áridas del centro-oeste andino (Mendoza, Argentina). Cuadernos de Biodiversidad, no 25.
- Sganga, J. V. & Fontanarrosa, M. S.** 2006. Contribution of the knowledge of the preimaginal stages of the genus *Smicridea* McLachlan in South America (Trichoptera: Hydropsychidae: Smicrideinae). *Zootaxa* 1258: 1-15.
- Shannon, D. E.** 1963. A mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbane. 177 pp.
- StatPoint Technologies.** 2009. STATGRAPHICS Centurion XVI Versión 16.1.02.
- Statzner, B. & Higler, B.** 1985. Questions and comments on the River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1038-1044.
- Statzner, B.; Higler, B.** 1986: Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16: 127–139.

- Temporetti, P. F.** 2006. Efecto a largo plazo de los incendios forstales en la calidad del agua en dos arroyos en la sub-región Andino-Patagónica, Argentina. *Ecología Austral*. 16:157-166.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P.** 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67: 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P.** 1999. CANOCO for Windows (versio 4.02) A FORTRAN program for canonical community ordination. Wageningen, The Netherlands: Centre for Biometry Wageningen.
- Tuffery, G. & Verneaux, J.** 1968. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Études Techniques et de Reserches Technologiques pour l'Agriculture , les Forêts et l'Équipement Rural, Section Pêche et Pisciculture, 23p.
- Valdovinos, C., Kiessling, A.; Mardones, M.; Moya, C.; Oyanedel, A.; Salvo, J.; Olmos, V. & Parra, O.** 2010. Distribución de macroinvertebrados (Plecoptera y Aeglidae) en ecosistemas fluviales de la Patagonia chilena: ¿muestran señales biológicas de la evolución geomorfológica postglacial?. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 83: 267-288.
- Valverde, A. C. & Albariño, R. J.** 1999. Descripción de los estados inmaduros de *Myotrichia murina* y *Parasericostoma cristatum* (Trichoptera: Sericostomatidae). *Rev Soc. Entomol. Argent.* 58(3-4): 11-16.
- Vallania, E. A; Garelis, P. A.; Trípole, E. S. & Gil, M. A.** 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). *Rev. UNRC.* 16(2): 129-136.
- Vallania, A. & Corigliano, M. C.** 2007. The effects of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub

basin of the grande river (San Luis, Argentina). *Environ. Monit. Asses.* 124: 201-209.

Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

Velásquez, S. M. & Miserendino, M. L. 2003a. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecología Austral.* 13: 67-82.

Velásquez, S. M. & Miserendino, M. L. 2003b. Habitat type and macroinvertebrate assemblage in low order Patagonian streams. *Arch. Hydrobiol.* 158 (4): 461-483.

Vermonden, K.; Leuven, R. S. E. W. & van der Velde, G. 2009. Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation.* 142: 1105-1115.

Verneaux, J.; Galmiche, P.; Janier, F. & Monnot, A. 1982. Une nouvelle method pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualite générale (BIG). Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté Besancon, Biologie animale 4 éme série. 3(2): 11-21.

Villanueva Díaz, V & Albariño, R. J. 1999. Feeding habit of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia.* 412: 43-52.

Wais, I. R. 1987. Macrozoobenthos of Negro River Basin, Argentine Patagonia. Study on Neotrop. *Fauna & Environment.* 22: 73-91.

Wais, I. R. & Bonetto, A. 1988. Analysis of the allochthonous organic matter and associated macroinvertebrates in some streams of Patagonia (Argentina). *Verh. int. Limnol.* 23: 1455-1459.

- Wais, I. R.** 1990. A checklist of the benthic macroinvertebrates of the Negro River Basin, Patagonia, Argentina, including an approach to their functional feeding groups. *Acta Limnol. Brasil.*, 3: 829-845.
- Ward, J. V.** 1986. Altitudinal zonation in a Rocky Mountain stream. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 74: 133–199.
- Ward, J. V.** 1989. The four- dimensional nature of lotic ecosystems. *J-N An. Benthol. Soc.* 8(1): 2-8.
- Wendt-Potthoff, K. & Koschorreck, M.** 2002. Functional groups and activities of bacteria in a highly acidic volcanic mountain stream and lake in Patagonia, Argentina. *Microb. Ecol.* 43 (1): 92-106.
- Woodiwiss, F. S.** 1964. The biological system of stream classification used by the Trent river board. *Chem. Industry.* 14: 443-447.
- Winterbourn, M. J.** 1981. The use of aquatic invertebrates in studies of stream water quality. *Water y Soil Publication.* 22: 5-16.
- Winterbourn, M. J.** 1995: Rivers and streams of New Zealand. En: Cushing, C. E., Cummins, K. W.; Minshall, G. W. *ed.* *Ecosystems of the world: river and stream ecosystems.* New York, Elsevier. Pp. 695–716.

CAPÍTULO 7: ANEXOS

7. Anexos

Tabla i: Lista de las especies encontradas en el Sistema A. Los Grupos Funcionales (FFG) se indican entre paréntesis: fragmentadores (f), colectores-recolectores (c-r), filtradores (fil), raspadores (ras) y predadores (p). Entre corchetes se indican las abreviaciones utilizadas para los análisis estadísticos.

ORDEN	FAM	TAXA	
PLECOPTERA	AUSTROPERLIDAE	<i>Klapopteryx kuschelli</i> (f) [kk]	
	GRIPOPTRYGIDAE	<i>Alfonsoperla</i> sp (c-r) [alfon]	
		<i>Andiperlodes</i> sp (ras) [andip]	
		<i>Antactoperla</i> sp (f) [antac]	
		<i>Aubertoperla illiesi</i> (ras) [aub i]	
		<i>Claudioperla</i> sp (?) [clau]	
		<i>Limnoperla jaffueli</i> (ras) [limnop]	
		<i>Notoperla archiplatae</i> (ras) [not arch]	
		<i>Notoperla fasciata</i> (ras) [not fa]	
		<i>Notoperla magnaspina</i> (ras) [not mag]	
		<i>Pelurgoperla personata</i> (c-r) [pp]	
		<i>Rhitroperla rossi</i> (f) [rhit ro]	
		<i>Senzilloides panguipulli</i> (f) [sen pan]	
		NOTONEMOURIDAE	<i>Austronemoura</i> sp (ras) [austron]
	<i>Udamocercia</i> sp (ras) [uda]		
	EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	<i>Andesiops peruvianus</i> (c-r) [and pe]
			<i>Andesiops torrens</i> (c-r) [and tor]
		LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Meridialaris diguilina</i> (ras) [mer di]
			<i>Meridialaris laminata</i> (ras) [mer lam]
			<i>Meridialaris chiloensis</i> (ras) [mer chi]
<i>Nousia</i> sp (ras) [nou]			
NESAMELETIDAE		<i>Metamonius anceps</i> (ras) [met]	
TRICHOPTERA		HYDROBIOSIDAE	<i>Cailloma pumida</i> (p) [cai pu]
			<i>Cailloma rotunda</i> (p) [cai rot]
			<i>Neotopsyche</i> sp (p) [neotop]
	<i>Neopsylochorema</i> sp (p) [neopsy]		
	<i>Neopsylochorema tricarinatum</i> (p) [neopsy t]		
	<i>Rheochorema</i> sp (p) [rheo]		
	HYDROPSYCHIDAE	<i>Rheochorema tenuispinum</i> (p) [rheo ten]	
		<i>Smicridea annulicornis</i> (fil) [sm anu]	
		<i>Smicridea dithyira</i> (fil) [sm di]	
		<i>Smicridea</i> sp. (fil) [sm]	
	LEPTOCERIDAE	<i>Brachisetodes</i> sp (f) [brachi]	
	LIMNEPHILIDAE	<i>Austrocosmoecus hirsutus</i> (f) [austron]	
		<i>Monocosmoecus</i> sp (f) [mono]	
	PHILOPOTAMIDAE	<i>Sortosa</i> sp (f) [sor]	
	SERICOSTOMATIDAE	<i>Myotrichia murina</i> (f) [mio mu]	
		<i>Parasericostoma cristatum</i> (f) [para]	

ORDEN	FAM	TAXA	
COLEOPTERA	CURCULIONIDAE (ras)		
	DITYCIDAE (p)		
	ELMIDAE	<i>Hydora annectes</i> (ras) [hyd]	
		<i>Luchoelmis cekalavici</i> (ras) [luch]	
		<i>Stethelmis</i> sp (ras) [stet]	
	SCIRTIDAE	<i>Prionocyphor?</i> (c-r) [prio]	
	STAPHILINIDAE (p) [staphi]		
	DIPTERA	ATHERICIDAE	<i>Dasyoma</i> sp (p) [athe]
		BLEPHARICERIDAE	<i>Edwarsina</i> sp (p) [ble]
		CERATOPOGONIDAE	<i>Atrichopogon</i> sp (p) [atri]
<i>Bezzia</i> sp (p) [bezzia]			
<i>Cerato</i> sp (p) [cerato]			
<i>Culicoides</i> sp (p) [culic]			
<i>Dashylea</i> sp (p) [dashy]			
CHIRONOMIDAE		<i>Chironomidae</i> sp (c-r) [chiro]	
		<i>Chironominae</i> sp (c-r) [chironae]	
		<i>Orthoclaadiinae</i> sp (c-r) [ortho]	
		<i>Cricotopus</i> sp (c-r) [crico]	
		<i>Podonominae</i> (ras) [podo]	
		<i>Tanypodinae</i> (p) [tanypo]	
CULICIDAE (p) [culi]			
DIXIDAE (fil) [dix]			
DOLICHOPODIDAE (p) [doli]			
EMPIDIDAE (p) [empi]			
MUSCIDAE (p) [mus]			
SIMULIDAE (fil) [sim]			
TABANIDAE (p)	<i>tab</i> sp [tab1]		
	<i>tab</i> sp2 [tab2]		
TIPULIDAE (p)	<i>tip</i> sp [tip1]		
	<i>tip</i> sp2 [tip2]		
MECOPTERA	NANNOCHORISTIDAE	<i>Nannochorista</i> sp (p) [nano]	
LEPIDOPTERA	CRAMBIDAE	<i>Synclita?</i> (ras) [syn]	
CRUSTACEA	AEGLIDAE	<i>Aegla</i> sp (p) [aegla]	
TURBELLARIA	DUGESSIDAE	<i>Girardia</i> sp (p) [gir]	
ANNELIDA	LUMBRICULIDAE (c-r) [lumb]		
	NAIDIDAE (c-r) [nai]		
	HIRUDINEA	<i>Glossiphonidae</i> sp (p) [hiru]	

Tabla ii: Densidades medias (ind/m²) de los distintos taxones pertenecientes a Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera, a lo largo de todo el sistema en la primera campaña (n=2) y en la segunda (n=2).

Familia	Taxa	campaña 1		campaña 2	
AUSTROPERLIDAE	<i>Klapopteryx kuschelli</i>	241	241	187	187
	<i>Alfonsoperla</i> sp	4		0	
	<i>Andiperlodes</i> sp	17		0	
	<i>Antactoperla</i> sp	15		13	
	<i>Aubertoperla illiesi</i>	487		580	
	<i>Limnoperla</i> sp	6		106	
	<i>Notoperla</i> sp	2		0	
	<i>Notoperla archiplatae</i>	35		181	
	<i>Notoperla fasciata</i>	76		124	
	<i>Notoperla magnaspina</i>	0		2	
	<i>Pelurgoperla personata</i>	0		15	
	<i>Rhitroperla rossi</i>	450		824	
GRIPOPTRYGIDAE	<i>Senzilloides pangipulli</i>	4	1094	9	1854
	<i>Austronemoura</i> sp	94		246	
NOTONEMOURIDAE	<i>Udamocercia</i> sp	7	102	31	278
	<i>Andesiops peruvianus</i>	165		94	
BAETIDAE	<i>Andesiops torrens</i>	69	233	696	791
	<i>Meridialaris diguillina</i>	0		17	
	<i>Meridialaris laminata</i>	107		87	
	<i>Meridialaris chiloeensis</i>	968		1402	
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Nousia</i> sp	94	1170	80	1585
NESAMELETIDAE	<i>Metamonius anceps</i>	39	39	287	287
	<i>Cailloma</i> sp	0		26	
	<i>Cailloma pumida</i>	0		11	
	<i>Cailloma rotunda</i>	2		0	
	<i>Neoatopsyche</i> sp	0		4	
	<i>Neopsylochorema</i> sp	2		0	
	<i>Neopsylochorema tricarinatum</i>	9		6	
	<i>Rheochorema</i> sp	2		13	
HYDROBIOSIDAE	<i>Rheochorema tenuispinum</i>	6	20	15	74
	<i>Smicridea</i> sp	4		0	
	<i>Smicridea annulicornis</i>	0		6	
HYDROPSYCHIDAE	<i>Smicridea dithyra</i>	70	74	102	107
LEPTOCERIDAE	<i>Brachisetodes</i> sp	17		37	
	<i>Austrocosmoecus</i> sp	4		0	
	<i>Austrocosmoecus hirsutus</i>	0		15	
LIMNEPHILIDAE	<i>Monocosmoecus</i> sp	13	17	2	17
PHILOPOTAMIDAE	<i>Sortosa</i> sp	6		2	
	<i>Myotrichia murina</i>	2		2	
SERICOSTOMATIDAE	<i>Parasericostoma</i> sp	2	4	7	9
ATHERICIDAE		394	394	494	494
BLEPHARICERIDAE		33	33	80	80
CERATOPOGONIDAE		9	89	2	64
CHIRONOMIDAE		4678	4806	4915	5917
DIXIDAE		4	4	2	2
EMPIDIDAE		96	96	91	91
SIMULIDAE		1024	1024	1052	1052
TABANIDAE		2	2	2	2
TIPULIDAE		298	312	107	107

Capítulo 7: Anexos

Tabla iii: Lista de las especies encontradas en el Sistema B. Los Grupos Funcionales (FFG) se indican entre paréntesis: fragmentadores (f), colectores-recolectores (c-r), filtradores (fil), raspadores (ras) y predadores (p).

Entre corchetes se indican las abreviaciones.

ORDEN	FAM	TAXA	ORDEN	FAM	TAXA	
PLECOPTERA	AUSTROPERLIDAE	<i>Klapopteryx kuschelli</i> (f) [kk]	ODONATA	AESHNIDAE	<i>Rhionaeshna</i> sp (p) [rhio]	
	GRIPOPTERYGIDAE	<i>Antactoperla</i> sp (f) [antact]	COLEOPTERA	ELMIDAE	Elmidae sp (ras) [elm]	
		<i>Aubertoperla illiesi</i> (ras) [aub i]			<i>Hydora annectes</i> (ras) [hydora]	
		<i>Claudioperla</i> sp [clau]			<i>Luchoelmis cecalavici</i> (ras) [lucho]	
		<i>Limnoperla jaffueli</i> (ras) [limnop]			<i>Stethelmis</i> sp (ras) [ste]	
		<i>Notoperla archiplatae</i> (ras) [not arch]				
		<i>Notoperla fasciata</i> (ras) [not fa]		HYDROPHILOIDAE (p) [H]		
		<i>Notoperla magnaspina</i> (ras) [not ma]		SCIRTIDAE [S]	<i>Prionocyphon?</i> (c-r) [prio]	
		<i>Pelurgoperla personata</i> (c-r) [pp]		STAPHILINIDAE (p) [Sta]		
		<i>Rhritoperla rossi</i> (f) [rhit ro]	DIPTERA	ATHERICIDAE	<i>Dasyoma</i> sp (p) [athe]	
		<i>Austronemoura</i> sp (ras) [austrone]		BLEPHARICERIDAE	<i>Edwarsina</i> sp (p) [ble]	
		<i>Udamocercia</i> sp (ras) [uda]		CERATOPOGONIDAE [Cerato]	<i>Atrichopogon</i> sp (p)	
	EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	<i>Andesiops peruvianus</i> (c-r) [and pe]			<i>Bezzia</i> sp (p)
			<i>Andesiops torrens</i> (c-r) [and to]			Ceratopogonidae? (p)
		CAENIDAE	<i>Caenis</i> sp [cae]			<i>Culicoides</i> sp (p)
					<i>Dashyelea</i> sp (p)	
LEPTOPHLEBIIDAE		<i>Meridialaris chiloeensis</i> (ras) [mer chi]		CHIRONOMIDAE	Chironominae sp (c-r) [chironae]	
		<i>Meridialaris laminata</i> (ras) [mer la]			Orthocladiinae sp (c-r) [ortho]	
		<i>Nousia</i> sp (ras) [nou]			<i>Cricotopus</i> sp (c-r) [ortho]	
		<i>Penaphlebia</i> sp (ras) [pena]			Podonominae (ras) [podo]	
		<i>Rhigotopus andinensis</i> (ras) [rhigo]			Tanypodinae (p) [tany]	
NESAMELETIDAE		<i>Metamonius anceps</i> (ras) [meta]		DOLICHOPODIDAE (p) [doli]		
TRICHOPTERA	ECNOMIDAE	<i>Austrotinodes</i> sp (p) [autroti]		EMPIDIDAE (p) [empi]		
	HYDROBIOSIDAE	<i>Cailloma pumida</i> (p) [cai pu]		MUSCIDAE (p) [mus]		
		<i>Cailloma rotunda</i> (p) [cai ro]			SIMULIDAE (fil) [sim]	
		<i>Clavichorema</i> sp [clavi]			TABANIDAE [tab]	tab sp (p)
		<i>Neotopsyche brevispina</i> (p) [neoato bre]				tab sp2 (p)
		<i>Neotopsyche unispina</i> (p) [neoato uni]				TIPULIDAE [tip]
		<i>Rheochorema lobuliferum</i> (p) [rheo lo]		MECOPTERA	NANNOCHORISTIDAE	<i>Nannochorista</i> sp [nano]
		<i>Rheochorema tenuispinum</i> (p) [rheo ten]		LEPIDOPTERA	GRAMBIDAE	<i>Synclita?</i> (ras) [syn]
	HYDROPSYCHIDAE	<i>Smicridea annulicornis</i> (fil) [sm anu]		CRUSTACEA	AEGLIDAE	<i>Aegla</i> sp (p) [aegla]
		<i>Smicridea dithyra</i> (fil) [sm di]			HYALELLIDAE	<i>Hyalella</i> sp (ras) [hyalella]
		<i>Smicridea frequens</i> (fil) [sm fre]		TURBELLARIA	DUGESSIDAE	<i>Girardia</i> sp (p) [gir]
	HYDROPTILIDAE	<i>Oxyethira</i> sp [oxy]		MOLLUSCA	BIVALVO	
	LEPTOCERIDAE	<i>Brachisetodes</i> sp (f) [brachi]			CHILINIDAE	<i>Chilina</i> sp (ras) [chilina]
		<i>Hudsonema flaminii</i> (fil) [hudso]		ANNELIDA	ANNELIDA? (c-r) [ane]	
	LIMNEPHILIDAE	<i>Austrocosmoecus hirsutus</i> (f) [austroc]			LUMBRICULIDAE (c-r) [lumb]	
<i>Monocosmoecus</i> sp (f) [mono]				NAIDIDAE (c-r) [nai]		
PHILOPOTAMIDAE	<i>Sortosa</i> sp (f) [sor]			TUBIFICIDAE (c-r) [tub]		
SERICOSTOMATIDAE	<i>Myotrichia murina</i> (f) [mm]			HIRUDINEA	<i>Glossiphonidae</i> sp (p) [hiru]	
	<i>Parasericostoma cristatum</i> (f) [para]					

Tabla iv: Densidades medias (ind/m²) de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera a lo largo de todo el sistema en la primera campaña y en la segunda.

		Campaña 1		Campaña 2	
AUSTROPERLIDAE	<i>Klapopteryx kuschelli</i>	39	39	22	22
	<i>Antactoperla sp</i>	9	406	6	452
	<i>Aubertoperla illiesi</i>	161		107	
	<i>Claudioperla sp</i>	0		43	
	<i>Limnoperla sp</i>	130		117	
	<i>Notoperla fasciata</i>	7		15	
	<i>Notoperla magnaspina</i>	70		0	
	<i>Pelurgoperla personata</i>	13		6	
GRIPOPTERYGIDAE	<i>Rhitroperla rossi</i>	15	406	159	452
NOTONEMOURIDAE	<i>Austronemoura sp</i>	9	80	41	185
	<i>Udamocercia sp</i>	70		144	
BAETIDAE	<i>Andesiops peruvianus</i>	119	128	96	100
	<i>Andesiops torrens</i>	9		4	
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Meridialaris laminata</i>	100	150	176	287
	<i>Meridialaris chiloeensis</i>	35		57	
	<i>Nousia sp</i>	13		54	
	<i>Penaphlebia sp</i>	2		0	
NESAMELETIDAE	<i>Metamonius anceps</i>	80	80	152	152
ECNOMIDAE	<i>Austrotinodes sp</i>	0	0	2	2
HYDROBIOSIDAE	<i>Cailloma sp</i>	0	33	2	56
	<i>Cailloma pumida</i>	0		20	
	<i>Cailloma rotunda</i>	7		22	
	<i>Neatopsyche brevispina</i>	11		0	
	<i>Neatopsyche unispina</i>	11		0	
	<i>Rheochorema lobuliferum</i>	0		2	
	<i>Rheochorema tenuispinum</i>	4		2	
HYDROPSYCHIDAE	<i>Smicridea annulicornis</i>	2	6	13	17
	<i>Smicridea dithyra</i>	4		0	
	<i>Smicridea frequens</i>	0		4	
HYDROPTILIDAE	<i>Oxyethira sp</i>	4	4	0	0
LEPTOCERIDAE	<i>Brachysetodes sp</i>	6	6	24	33
	<i>Hudsonema flaminii</i>	0		9	
LIMNEPHILIDAE	<i>Austrocosmoecus sp</i>	20	20	0	4
	<i>Monocosmoecus sp</i>	0		4	
PHILOPOTAMIDAE	<i>Sortosa sp</i>	0	0	2	2
SERICOSTOMATIDAE	<i>Parasericostoma cristatum</i>	0	0	2	2
ATHERICIDAE		76	76	100	100
BLEPHARICERIDAE		0	0	6	6
CERATOPOGONIDAE		39	39	13	13
CHIRONOMIDAE		2918	2918	630	630
EMPIDIDAE		9	9	11	11
MUSCIDAE		2	2	0	0
SIMULIDAE		200	200	1104	1104
TABANIDAE		2	4	24	24
TIPULIDAE		13	13	19	19

Capítulo 7: Anexos

Tabla v: Lista de las especies encontradas en el Sistema C. Los Grupos Funcionales (FFG) se indican entre paréntesis: fragmentadores (f), colectores-recolectores (c-r), filtradores (fil), raspadores (ras) y predadores (p).

Entre corchetes se indican las abreviaciones de los taxones.

ORDEN	FAM	TAXA	
PLECOPTERA	AUSTROPERLIDAE	<i>Klapopteryx kuschelli</i> (f) [kk]	
	DIAMPHIPNOIDAE	<i>Diamphipnoa</i> sp (c-r) [diam]	
		<i>Diamphipnopsis sahali</i> (c-r) [ds]	
	GRIPOPTRYGIDAE	<i>Antractoperla</i> sp (f) [antac]	
		<i>Aubertoperla illiesi</i> (ras) [aub i]	
		<i>Claudioperla</i> sp (ras) [clau]	
		<i>Limnoperla jaffueli</i> (ras) [limno]	
		<i>Notoperla fasciata</i> (ras) [not fa]	
		<i>Pelurgoperla personata</i> (c-r) [pp]	
		<i>Rhitroperla rossi</i> (f) [rhi ro]	
	NOTONEMOURIDAE	<i>Austronemoura</i> sp (ras) [austro]	
		<i>Udamocercia</i> sp (ras) [uda]	
	PERLIDAE	<i>Kempnyia</i> sp (p) [kem]	
		<i>Pictectoperla</i> sp (p) [pic]	
	EPEHEMEROPTERA	AMELETOPSISIDAE	<i>Chiloporter eatoni</i> (p) [chil]
		BAETIDAE	<i>Andesiops peruvianus</i> (c-r) [and pe]
			<i>Andesiops torrens</i> (c-r) [and tor]
COLOBURISCIDAE		<i>Murphyella</i> sp (fil) [mur]	
LEPTOPHLEBIIDAE		<i>Meridialaris diguilina</i> (ras) [mer di]	
		<i>Meridialaris laminata</i> (ras) [mer la]	
		<i>Meridialaris chiloensis</i> (ras) [mer chi]	
		<i>Nousia</i> sp (ras) [nou]	
		<i>Penaphlebia</i> sp (ras) [pena]	
		<i>Rhigotopus</i> sp (c-r) [rhigo]	
TRICHOPTERA	CALAMOCERATIDAE	<i>Banyallarga</i> sp (f) [bany]	
	GLOSOSOMATIDAE	<i>Mastigoptila longicornis</i> (ras) [m lon]	
	HYDROBIOSIDAE	<i>Cailloma pumida</i> (p) [cai pu]	
		<i>Cailloma rotunda</i> (p) [cai ro]	
		<i>Metachorema</i> sp (p) [meta]	
		<i>Neatopsyche brevispina</i> (p) [neo bre]	
		<i>Neatopsyche unispina</i> (p) [neo uni]	
		<i>Neopsylochorema tricarinarum</i> (p) [n t]	
	<i>Rheochorema lobuliferum</i> (p) [rheo l]		
	HYDROPSYCHIDAE	<i>Smicridea annulicornis</i> (fil) [sm anu]	
		<i>Smicridea dithyra</i> (fil) [sm di]	
		<i>Smicridea frequens</i> (fil) [sm fre]	
	HYDROPTILIDAE	<i>Oxyethira</i> sp (ras) [oxy]	
	LEPTOCERIDAE	<i>Brachisetodes</i> sp (f) [brachi]	
		<i>Hudsonema flaminii</i> (f) [hudso]	
LIMNEPHILIDAE	<i>Austrocosmoecus hirsutus</i> (f) [austroc]		
PHILOPOTAMIDAE	<i>Sortosa</i> sp (f) [sor]		
SERICOSTOMATIDAE	<i>Myotrichia murina</i> (f) [mio mur]		
	<i>Parasericostoma cristatum</i> (f) [para]		

ORDEN	FAM	TAXA
ODONATA	AUSTROPETALIDAE	(p) [austrop]
	COENAGRIONIDAE	<i>Cyanallagma</i> sp (p) [cyana]
	GOMPHIDAE	<i>Neogomphus</i> sp (p) [neog]
COLEOPTERA	CANTARIDAE	(p) [canta]
	DITYCIDAE	<i>Lacophilus</i> sp (p) [dit]
		Elmidae sp1 (ras) [elm1]
	ELMIDAE	Elmidae sp2 (ras) [elm2]
		<i>Hydora annectes</i> (ras) [hydora]
	<i>Luchoelmis cecalavici</i> (ras) [lucho]	
	<i>Stethelmis</i> sp (ras) [stet]	
	SCIRTIDAE	<i>Prionocyphon?</i> (c-r) [prio]
	STAPHILINIDAE	(p) [staphi]
	DIPTERA	ATHERICIDAE
BLEPHARICERIDAE		<i>Edwardsina</i> sp (p) [ble]
		<i>cerato</i> sp1 (p) [cerato]
CERATOPOGONIDAE		<i>Bezzia</i> sp (p) [cerato]
		<i>Dashyelea</i> sp (p) [cerato]
		Chironominae (c-r) [chironae]
CHIRONOMIDAE		Orthoclaadiinae (c-r) [ortho]
		<i>Cricotopus</i> sp (c-r) [crico]
		Podonominae (c-r) [podo]
		Tanypodinae (c-r) [tanypo]
	EMPIDIDAE	(p) [empi]
SIMULIDAE	(fil) [sim]	
TANYDERIDAE	Tanyderidae sp (f) [tany]	
TIPULIDAE	tip sp1 (p) [tip1]	
	tip sp2 (p) [tip2]	
MECOPTERA	NANNOCHORISTIDAE	<i>Nannochorista</i> sp (p) [nano]
MEGALOPTERA	CORYDALIDAE	<i>Protochauliodes</i> sp (p) [megalo]
LEPIDOPTERA	CRAMBIDAE	<i>Synclita?</i> (ras) [lepidol]
CRUSTACEA	AEGLIDAE	<i>Aegla</i> sp (p) [aegla]
	HYALELLIDAE	<i>Hyalella</i> sp (c-r) [hyalella]
CLADOCERA	CLADOCERA	
TURBELLARIA	DUGESSIDAE	<i>Girardia</i> sp (p) [gir]
MOLLUSCA	CHILINIDAE	<i>Chilina</i> sp (ras) [chilina]
ANNELIDA	LUMBRICULIDAE	(c-r) [lumb]
	NAIDIDAE	(c-r) [nai]
	HIRUDINEA	<i>Glossiphonidae</i> sp (p) [hiru]

Tabla vi: Densidades totales (ind/m²) de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera a lo largo de todo el sistema en la primera campaña y en la segunda.

FAMILIA	TAXA	Campaña 1		Campaña 2	
AUSTROPERLIDAE	<i>Klapopteryx kuschelli</i>	144	144	50	50
DIAMPHIPNOIDAE	<i>Diamphipnoa sp</i>	4	4	0	56
	<i>Diamphipnopsis sahali</i>	0		56	
GRIPOPTERYGIDAE	<i>Antarctoperla sp</i>	6	219	7	268
	<i>Aubertoperla illiesi</i>	0		13	
	<i>Limnoperla sp</i>	35		24	
	<i>Notoperla fasciata</i>	4		0	
	<i>Pelurgoperla personata</i>	2		59	
	<i>Rhitroperla rossi</i>	172		165	
	<i>Austronemoura sp</i>	28		20	
NOTONEMOURIDAE	<i>Udamocercia sp</i>	0	28	2	22
	<i>Kempnyia sp</i>	26	26	39	41
PERLIDAE	<i>Pictetoperla</i>	0		2	
AMELETOPSIDAE	<i>Chiloporter eatoni</i>	24	24	9	9
BAETIDAE	<i>Andesiops peruvianus</i>	185	313	70	280
	<i>Andesiops torrens</i>	128		209	
COLOBURISCIDAE	<i>Murphyella sp</i>	0	0	6	6
LEPTOPHLEBIIDAE	<i>Meridialaris diguillina</i>	0	1398	454	1685
	<i>Meridialaris laminata</i>	1022		650	
	<i>Meridialaris chiloeensis</i>	346		469	
	<i>Nousia sp</i>	9		81	
	<i>Penaphlebia sp</i>	19		31	
	<i>Rhigotopus sp</i>	2		0	
CALAMOCERATIDAE	<i>Banyallarga sp</i>	0	0	4	4
GLOSSOSOMATIDAE	<i>Mastigoptila longicornis</i>	6	6	44	44
HYDROBIOSIDAE	<i>Cailloma pumida</i>	4	44	0	59
	<i>Cailloma rotunda</i>	7		2	
	<i>Metachorema sp</i>	0		7	
	<i>Neotopsyche brevispina</i>	26		7	
	<i>Neotopsyche unispina</i>	0		2	
	<i>Neopsylochorema tricarinatum</i>	6		22	
	<i>Rheochorema sp</i>	0		2	
	<i>Rheochorema lobuliferum</i>	0		4	
	<i>Rheochorema tenuispinum</i>	2		0	
HYDROPSYCHIDAE	<i>Smicridea annulicornis</i>	100	500	343	444
	<i>Smicridea dithyra</i>	400		93	
	<i>Smicridea frequens</i>	0		4	
LEPTOCERIDAE	<i>Brachisetodes sp</i>	4	4	0	0
LIMNEPHILIDAE	<i>Austrocosmoecus hirsutus</i>	0	0	2	2
PHILOPOTAMIDAE	<i>Sortosa sp</i>	0	0	4	4
SERICOSTOMATIDAE	<i>Myotrichia murina</i>	0	2	19	20
	<i>Parasericostoma cristatum</i>	2		2	