



Latin American Journal of Aquatic Research

E-ISSN: 0718-560X

lajar@ucv.cl

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Chile

Córdova, Salomé; Gaete, Hernán; Aráguiz, Fernanda; Figueroa, Ricardo
Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y
bioensayos

Latin American Journal of Aquatic Research, vol. 37, núm. 2, 2009, pp. 199-209
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Valparaíso, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=175014501007>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Research Article

Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos

Salomé Córdova¹, Hernán Gaete¹, Fernanda Aráguiz¹ & Ricardo Figueroa²

¹Departamento de Biología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de Valparaíso
Av. Gran Bretaña 1111, Playa Ancha, Valparaíso, Chile

²Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción
Casilla 160-C, Concepción, Chile

RESUMEN. Se evaluó la calidad de las aguas del estero Limache en cinco estaciones de muestreo en el período de bajo caudal. En cada estación se colectaron macroinvertebrados acuáticos, se midió *in situ* pH, conductividad, oxígeno disuelto, y sólidos disueltos totales. En el laboratorio se determinó la demanda biológica de oxígeno (DBO), fósforo total y nitrógeno total. También se determinó la toxicidad del agua mediante bioensayos con la microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. Se determinaron 33 familias de macroinvertebrados, los taxa dominantes fueron Dugessidae, Oligochaeta y Chironomidae. Se encontró correlación significativa entre el índice biótico de familias (ChIBF), la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales ($r = 0,92$; $p < 0,05$). La menor diversidad de especies y tasa de crecimiento de *P. subcapitata* fue en las estaciones con mayor actividad antrópica y en la zona de descarga del efluente de una planta de tratamiento de aguas domésticas.

Palabras clave: calidad de agua, macroinvertebrados acuáticos, toxicidad, *Pseudokirchneriella subcapitata*, Chile.

Water quality assessment in the Limache stream (central Chile), using bioindicators and bioassays

ABSTRACT. The water quality in the Limache stream was evaluated at five sampling stations during the period of low water flow. At each station, aquatic macroinvertebrates were collected and the following parameters were measured *in situ*: pH, conductivity, dissolved oxygen, and total dissolved solids. The biological oxygen demand, total phosphorus, and total nitrogen were determined in the laboratory. Water toxicity was determined through toxicity bioassays with the microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. Thirty-three macroinvertebrate families were found and the dominant taxa were Dugessidae, Oligochaeta and Chironomidae. A significant correlation was found among the Family Biotic Index ChFBI, conductivity, and total dissolved solids ($r = 0.92$; $p < 0.05$). Species diversity was lowest, as was the growth rate of *P. subcapitata*, at the stations with the greatest anthropogenic activity and in the discharge zone of a domestic wastewater treatment plant.

Keywords: water quality, aquatic macroinvertebrates, toxicity, *Pseudokirchneriella subcapitata*, Chile.

Corresponding author: Hernán Gaete (hernan.gaete@uv.cl)

INTRODUCCIÓN

El creciente deterioro de los cuerpos de agua dulce, ha conducido al desarrollo de normas de calidad de aguas superficiales para la protección de las comunidades acuáticas. Estas se basan en la determinación de con-

centraciones máximas permisibles de agentes químicos individualmente. Sin embargo, estas normas, no permiten determinar el efecto que estos contaminantes pueden tener sobre los organismos acuáticos (Norris & Hawkins, 2000; Figueroa *et al.*, 2007). Por ello se ha propuesto el uso de herramientas biológicas como

bioindicadores y bioensayos de toxicidad para determinar la calidad de los cuerpos de agua superficiales (O' Farrel *et al.*, 2002; Oscoz, 2006).

El uso de bioindicadores como los macroinvertebrados acuáticos, ofrece múltiples ventajas tales como: la presencia en la mayoría de los sistemas acuáticos continentales, la naturaleza sedentaria de los organismos, la simplicidad metodológica y una alta confiabilidad. Lo que hace de estos métodos una herramienta idónea para la vigilancia rutinaria del estado ecológico en las cuencas y ríos en general (Armitage *et al.*, 1983; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Hilsenhoff, 1988; Rosenberg & Resh, 1993; Figueroa *et al.*, 2003).

Otros organismos acuáticos que pueden ser afectados por los contaminantes son los productores primarios, los cuales son claves en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, por lo que cualquier efecto negativo sobre ellos afectará los niveles tróficos primarios (Zanuzzi *et al.*, 2001). Algunas microalgas son consideradas modelos de estudio para la realización de bioensayos de toxicidad, debido a su alta sensibilidad frente a diversas sustancias químicas, sus requerimientos nutricionales son conocidos, poseen una alta tasa de crecimiento que permite conocer en pocos días la densidad y el efecto causado por el agente tóxico y su manipulación es relativamente sencilla en laboratorio (Castillo & Vila, 2000; O' Farrel *et al.*, 2002).

El estero Limache, ubicado en la región de Valparaíso, está considerado en la Estrategia Regional para la Conservación de la Biodiversidad en categoría uno (CONAMA, 2005). El uso de sus aguas es múltiple: agrícola, recreativo, urbano/rural, a pesar de ello recibe la descarga de contaminantes tanto de fuentes puntuales como difusas. Por lo anterior, es posible que la calidad de las aguas y los productores primarios estén siendo afectados, lo que se podría reflejar en cambios en la estructura de la comunidad e inhibición en el crecimiento de microalgas. Por ello en esta investigación se propone determinar la calidad biológica de las aguas del estero Limache mediante la aplicación de índices bióticos basados en macroinvertebrados y la respuesta de la microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* expuesta a esas aguas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estero Limache pertenece a la provincia de Quillota (Chile central). Conforma una hoya de régimen pluvial dentro de la cuenca del río Aconcagua, la que es definida como el límite norte del clima mediterráneo

de acuerdo a la clasificación de Koeppen. El estero tiene cabeceras en la vertiente poniente de los cerros La Campana y el Roble y del cordón de la Dormida, donde se juntan los esteros Las Palmas, Quebrada Alvarado y Cajón de la Dormida con el nombre de Estero Pelumpén. Aguas abajo el estero bisecta la ciudad de Limache donde se le extrae i) agua para riego agrícola, ii) actúa como receptáculo de la descarga del efluente de la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS), iii) es utilizado para actividades de recreación, iv) extracción de áridos y v) como para agua de bebida de animales. Luego el estero sigue hacia el oeste casi paralelo al curso del río Aconcagua y se une a éste por la ribera norte a ocho km de su desembocadura en Concón. La longitud total del estero es de 50 km y la superficie de la hoya drenada es de 573 km² (Niemeyer & Cereceda, 1984).

El muestreo se realizó en el período de más bajo caudal, en abril de 2006 a medio día, para lo cual se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo a lo largo de su eje longitudinal, teniendo en cuenta las actividades antrópicas que se realizan (agrícola y descarga de efluentes de planta tratamiento). La estación E1 fue considerada como control debido a su menor grado de alteración por actividades antrópicas. Además, se estableció una estación (T1) en su afluente principal que es el estero Lliu Lliu (Fig. 1).

Parámetros físicos y químicos

En cada estación se midió *in situ* el pH, conductividad y sólidos disueltos totales (SDT), con un equipo Multiparámetro Hanna HI 9812, en tanto que el oxígeno disuelto (OD) y la temperatura (T) con un Oxigenómetro polarográfico Hanna HI 9143. El caudal se estimó como el producto del área de la sección transversal del estero y la velocidad de la corriente. Además se colectaron tres muestras compuestas de aguas tomadas en profundidad de acuerdo a la norma NCh411/6.Of98, Calidad del agua – Muestreo (INN, 1998) Las muestras fueron transportadas refrigeradas (4°C) para los análisis de DBO₅, fósforo total y nitrógeno total, siguiendo los procedimientos de métodos estándar (APHA, 1989).

Macroinvertebrados

La captura de organismos bioindicadores se realizó con un muestreador Surber (0,09 m²) y en cada estación se consideraron cuatro réplicas de aquellos hábitats con fondo de bolones, de velocidades moderadas y baja profundidad. Las muestras se fijaron en formalina al 4%. En laboratorio se identificaron los individuos hasta el nivel de familia, utilizando un estereomicroscopio (STEMI DV4). Para la identificación de orga-

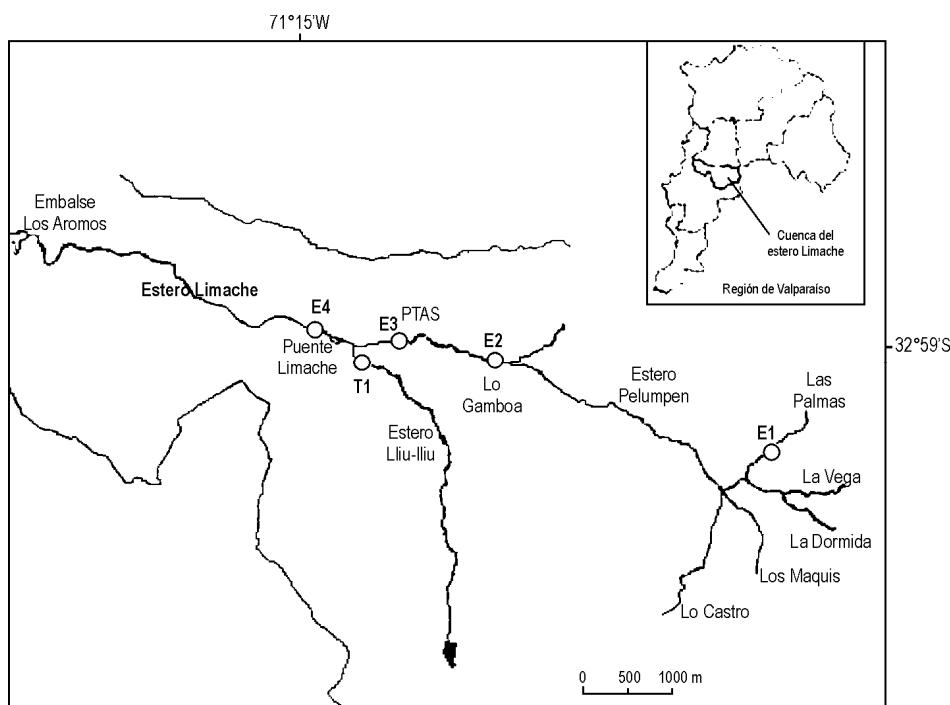


Figura 1. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo.

Figure 1. Study area and location of the sampling stations.

nismos se emplearon las claves de McCafferty (1984), Fernández & Domínguez (2001), Roldán (2003) y Figueroa (2004). En cada estación las muestras fueron integradas y expresadas en una matriz de densidad (ind m^{-2}), determinando la riqueza de especies, diversidad de Shannon, equidad y biomasa. Las estaciones fueron comparadas utilizando el índice de similitud de Bray & Curtis (1975), previa transformación de los datos de abundancia mediante $\log_{10} x+1$ y expresado en un dendrograma utilizando el método de la media ponderada en el programa computacional Biodiversity Pro.

La calidad de las aguas se determinó mediante el índice biótico de familias (IBF: Hilsenhoff, 1988) sugerido por Hauer & Lamberty (1996), modificado por Figueroa (2004); considerado como un índice sensible para las zonas de Chile con clima mediterráneo (ChIBF). Este índice trabaja con puntajes de tolerancia asignados para cada familia multiplicado por el correspondiente número de individuos. Estos valores se suman y se dividen por el número total de individuos hallados en la muestra.

$$\text{ChIBF} = \frac{1}{N} \sum n_i \cdot t_i$$

donde, N = número total de individuos en la muestra (estación); n_i = número de individuos en una familia; t_i = puntaje de tolerancia de cada familia. También se comparó esta metodología con los índices ChBMWP y SIGNAL 2, que no consideran la abundancia o que se estima de manera semicuantitativa, cuya metodología es descrita en Figueroa (2004) y Chessman (2003).

Bioensayos

Los bioensayos con la microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* (*Selenastrum capricornutum*), se realizaron de acuerdo a la norma chilena NCh2706 (INN, 2002). Las muestras de agua del estero Limache y una solución control de agua destilada, fueron enriquecidas con una misma concentración de nutrientes de Fe-EDTA, para evitar falsos negativos debido a la deficiencia de estos. Posteriormente, se inocularon con un mismo volumen de *P. subcapitata* de un medio de cultivo que se encontraba en fase exponencial de crecimiento. La concentración inicial fue de 100.000 cél mL^{-1} , en volumen de 50 mL y cuatro réplicas por muestra, las que fueron mantenidas bajo luz blanca fría continua con una intensidad lumínica de $90 \pm 10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, a una temperatura de $23 \pm 2^\circ\text{C}$ y con agitación manual dos veces al día.

La densidad celular (N) se determinó cada 24 h por conteo directo en microscopio utilizando cámara de Neubauer de línea brillante durante 96 h y se determinó la tasa de crecimiento k en número de divisiones celulares por día (div. día^{-1}) a partir de:

$$k = \frac{3,322 (\log N_n - \log N_0)}{t_n}$$

donde, N_n es la densidad celular al final del bioensayo, N_0 es la densidad celular inicial y t_n es el tiempo transcurrido entre el inicio y final del bioensayo (en días). También se determinó el porcentaje de inhibición de la tasa de crecimiento (I_k) como:

$$I_k = \frac{(k_c - k_i) \times 100}{k_c}$$

donde k_c es la tasa de crecimiento para la concentración k , y k_i corresponde a la tasa de crecimiento promedio para el control.

Para correlacionar las variables físicas, químicas y biológicas se realizaron análisis de correlación de Pearson. La comparación de la diferencia entre medias se realizó mediante la prueba t de Student utilizando el programa Systat 11.

RESULTADOS

Los datos obtenidos mostraron un importante incremento en las concentraciones de algunos parámetros físicos y químicos para las estaciones E2 y E3, con respecto a la estación control E1 (Tabla 1). La temperatura fluctuó entre 13° y 27,5°C; la DBO_5 entre 1,9 y 4,0 mg L^{-1} ; el fósforo entre 0,2 y 2,4 mg L^{-1} y la conductividad eléctrica entre 240 y 630 $\mu\text{s cm}^{-1}$.

Se colectó un total de 33 familias de macroinvertebrados (Tabla 2), de las cuales el 70% correspondió a estados de insectos inmaduros. Las familias se distribuyeron en 15 órdenes, de éstos, los más diversos fueron Dípteros con seis familias (18,2%) y Tricópteros con cuatro familias (12,1%). La abundancia estimada total fue de 42511 individuos en 5 m^2 correspondientes al total de estaciones de muestreo. Los taxa más frecuentes y abundantes fueron Dugessidae (27%), Oligochaeta (19%) y Chironomidae (18%); estos dos últimos presentes en todas las estaciones de muestreo (Fig. 2).

Los intervalos de los parámetros comunitarios fueron: riqueza (13-23), diversidad (0,53-0,88) y equidad (0,47-0,69) (Tabla 3). En la estación E1 se encontró la mayor riqueza faunística y diversidad (H'). La estación E2 presentó la menor diversidad y equidad (J). La

estación E3 presentó la menor abundancia y biomasa; sin embargo, la riqueza específica aumentó el índice de diversidad para E3. En contraste, en las estaciones E4 y T1 se observó una tendencia inversa, con valores similares de diversidad entre ellas.

Los índices bióticos de calidad ChIBF, ChBMWP y SIGNAL2 (Tabla 3), mostraron que las estaciones E2 y E3 presentaron los niveles más bajos de calidad de agua. La estación E1 presentó una clase de calidad I-II (muy buena a buena), en tanto que las estaciones E4 y T1 presentaron una calidad regular a mala.

La clasificación de las estaciones de muestreo mediante el análisis de cluster (Fig. 3), permitió reconocer tres grupos de estaciones, a una línea arbitraria de corte de 80% de similitud. Las familias dominantes responsables de estas agrupaciones fueron: Grupo 1 (E1) = Leptophlebiidae, Perlidae y Chironomidae; Grupo 2 (E2-E3) = Oligoquetos, Dugessidae e Hirudíneas; y Grupo 3 (E4-T1) = Dugessidae, Chironomidae, Physidae, Hydropsychidae e Hydroptilidae. La similitud existente entre la conglomeración de todas las estaciones de muestreo fue de 20%.

En cuanto a los bioensayos se observó una inhibición de la tasa de crecimiento de *P. subcapitata* en las estaciones E2 y E3, siendo de un 30 y 29% respectivamente en relación al control. Se destaca la estación E1 que presentó similar crecimiento que el control (Fig. 4).

En la integración de variables en la matriz de Pearson (Tabla 4), se obtuvieron correlaciones significativas y positivas entre el índice biótico con la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales ($r = 0,92$; $p < 0,05$). También se encontró una fuerte relación entre la tasa de crecimiento de la microalga y el índice de biodiversidad de macroinvertebrados. Además, estas mismas variables se correlacionaron inversamente con el fósforo total. Por otro lado, se observó una correlación significativa e inversa entre la DBO_5 y el índice de diversidad de macroinvertebrados.

DISCUSIÓN

Las variaciones de los parámetros físicos y químicos podrían estar relacionadas con la actividad agrícola y los aportes de la planta de tratamiento, especialmente la conductividad y el fósforo. Martínez-Bastida *et al.* (2006) en el río Oja (España), observaron resultados similares relacionados con la aplicación de fertilizantes y una mayor presencia de ortofosfatos procedentes de una planta de tratamiento de aguas servidas. Con respecto a la estación T1, la concentración de nitrógeno total (0,6 mg L^{-1}) podría ser aportada por desechos

Tabla 1. Parámetros físicos y químicos en las estaciones de muestreo en el área de estudio.**Table 1.** Physical and chemical parameters in the sampling stations in the study area.

Parámetro	Estación				
	E1	E2	E3	E4	T1
Temperatura (°C)	13,0	20,6	27,5	23,7	17,7
pH	7,3	6,4	6,8	7,8	8,2
Conductividad ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	240	570	630	610	570
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	8,2	8,9	8,4	13	10,6
SDT (mg L ⁻¹)	120	280	310	300	280
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	1,9	4,0	2,0	1,9	1,9
Nitrógeno total (mg L ⁻¹)	0,2	0,1	0,2	0,1	0,6
Fósforo total (mg L ⁻¹)	0,2	2,4	1,7	0,5	0,0
Caudal (m ³ s ⁻¹)	0,01	0,58	0,31	0,76	0,4

líquidos provenientes de un pequeño establo con animales adyacente al estero. No obstante lo anterior, en general los parámetros estuvieron en los rangos característicos para aguas de la región, como son el estero Catemu, el río Putaendo y segmentos del río Aconcagua, los que han sido caracterizados por la Dirección General de Aguas y que presentan un uso de suelo similar (DGA, 2004).

La comparación con la normativa chilena, indica que para las cinco estaciones las variables pH, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales se encuentran dentro de la clase excepcional de la norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales (CONAMA, 2004). En cuanto a la conductividad en las estaciones E3 y E4; la DBO₅ en las estaciones E2 y E3, se encuentran en los rangos que establece la clase 1, la cual corresponde a muy buena calidad e indica aguas aptas para la protección y conservación de las comunidades acuáticas. Los valores de los parámetros de oxígeno disuelto, pH, conductividad, sólidos disueltos totales y temperatura estuvieron dentro de los rangos establecidos para cumplir la norma chilena Nch 1333 (requisitos de calidad del agua para diferentes usos). Cabe destacar que la estación E1 presenta los valores más bajos de temperatura, conductividad y sólidos disueltos totales, casi la mitad de lo que se mide en las otras estaciones, por lo que se considera correcta la elección *a priori* como estación de referencia. Los valores de fósforo total y nitrógeno total no se pudieron contrastar con la normativa chilena, ya que no están considerados. Los criterios internacionales sobre la calidad de aguas para la protección de la vida acuática (EIFAC-FAO, EPA-USA), no

hacen mención específica a concentraciones para tales nutrientes, tomando en consideración otras formas como ortofosfatos, amonio y nitrito (Parra *et al.*, 2004). Con respecto a estos nutrientes, las concentraciones registradas en las estaciones E2 y E3 de fósforo total son notablemente elevadas en comparación con los valores obtenidos en el río Damas (Figueroa *et al.*, 2003); en cambio, el nitrógeno total presentó valores similares o inferiores a dicho estudio. Figueroa (2004), señala que en los períodos de bajo caudal en los sistemas fluviales, se expresaría mejor la variación y el deterioro de la calidad de las aguas. No obstante a lo anterior, es importante considerar que las mediciones de los parámetros en este estudio fueron efectuadas sólo en el período de bajo caudal, por lo que podrían variar en otros períodos del año.

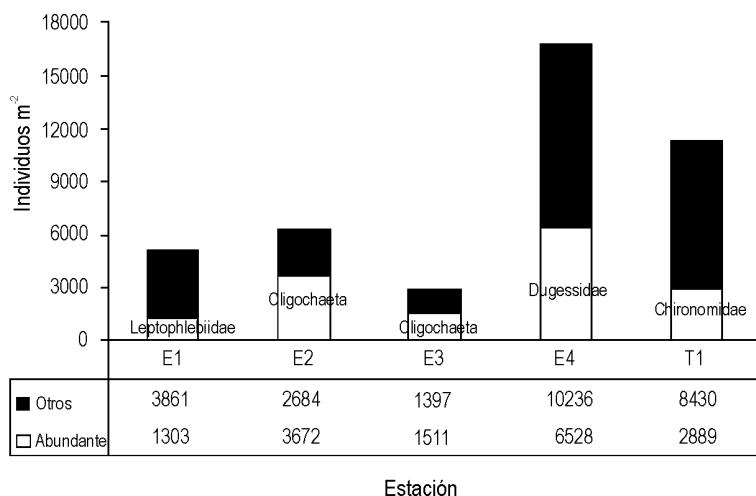
La captura de macroinvertebrados estuvo dominada por organismos tolerantes a una alta contaminación de origen orgánico: Dugessidae y Oligochaeta (McCafferty, 1983). Los quironómidos habitan diferentes tipos de hábitat, particularmente en aquellos con escasa concentración de oxígeno disuelto y mayor cantidad de partículas en suspensión, condiciones que se incrementan en corrientes de agua que tienen áreas ribereñas desprotegidas (Callisto *et al.*, 1999). Cabe destacar que la cantidad de quironómidos disminuyó considerablemente en la estación E2, siendo sustituidos por los oligoquetos. Caenidae, Hydroptylidae, Hydropsychidae y Physidae también son abundantes en el curso principal del estero, característicos en aguas corrientes, pero soportan una alta carga orgánica (Figueroa, 2004). El mayor número de familias (23) se obtuvo en la estación E1 (cabecera), donde fueron

Tabla 2. Familias de macroinvertebrados ($> 250 \mu\text{m}$) registrados en el estero Limache.**Table 2.** Families of macroinvertebrates ($> 250 \mu\text{m}$) registered in the Limache stream.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género o Especie
Arthropoda	Insecta	Tricoptera	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.
			Hydroptilidae	<i>Metrichia</i> sp.
			Leptoceridae	Indeterminado
			Glossosomatidae	<i>Mastigoptyla brevicornuta</i>
		Plecoptera	Perlidae	Indeterminado
		Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i> sp.
		Odonata	Gomphidae	Indeterminado
		Diptera	Coenagrionidae	Indeterminado
			Chironomidae	Indeterminado
			Ephydriidae	Indeterminado
			Psychodidae	Indeterminado
			Athericidae	Indeterminado
			Simuliidae	Indeterminado
			Ceratopogonidae	Indeterminado
		Efemerópteros	Leptophlebiidae	Indeterminado
			Baetidae	<i>Andesiops</i> sp.
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.
			Elmidae	Indeterminado
			Dytiscidae	Indeterminado
Chelicerata	Coleoptera	Hemípteros	Hydraenidae	Indeterminado
			Gerridae	<i>Aquarius</i>
			Aphididae	Indeterminado
			Vellidae	<i>Microvelia</i> sp.
			Familia	Hidracarina
		Crustacea	Indeterminado	Indeterminado
			Aeglidae	<i>Aegla</i> sp.
			Hyalellidae	<i>Hyalella curvispina</i>
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	<i>Gundlachia gayana</i>
			Amnicolidae	<i>Littoridina cumingi</i>
			Physidae	<i>Physa chilensis</i>
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugessidae	Indeterminado
Annelida	Hirudinea	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	Indeterminado
			Tubificidae	<i>Tubifex</i> sp.
			Naididae	<i>Nais</i> sp.

abundantes exclusivamente los plecópteros Perlidae y efemerópteros Leptophlebiidae; ambas familias son consideradas sensibles al estrés ambiental y su presencia significa buenas condiciones (Merrit & Cummins, 1978). También es importante mencionar la presencia de algas en esta estación, ya que constituyen un gran aporte de biomasa bentónica en la productividad de un ecosistema acuático (Campos, 1985). En la estación

E3, destaca el desarrollo de turbelarios, hirudíneas, quironómidos y oligoquetos, y en menor proporción efemerópteros y tricópteros, poblaciones dominantes comunes de encontrar en aguas que comienzan a mostrar síntomas de contaminación (Roldán, 2003). El hecho que los oligoquetos sean el grupo taxonómico dominante en las estaciones E2 y E3, por sobre de efemerópteros e incluso dípteros, podría atribuirse a

**Figura 2.** Abundancia y familia-orden más representativa por estación.**Figure 2.** Abundance and the most representative familie-order for station.**Tabla 3.** Índices comunitarios, de diversidad, índices bióticos y clases de calidad asociadas, para cada estación de muestreo. ¹I: muy buena; II: buena; III: regular; IV: malo; V: muy malo. ²I: buena; II: aceptable; III: dudosa; IV: critica; V: muy critica.**Table 3.** Community index, diversity index, biotic index and types of quality for each sampling site.¹I: very good; II: good; III: regular; IV: bad; V: very bad. ²I: good; II: acceptable; III: doubtful; IV: critical; V: very critical.

Índice	Estación				
	E1	E2	E3	E4	T1
Shannon (H')	0,88	0,53	0,71	0,80	0,85
Pielou Equidad (J)	0,64	0,47	0,57	0,67	0,69
Riqueza específica	23	13	17	15	17
Abundancia (N 10 ³ m ⁻²)	5,08	6,23	2,86	16,65	11,24
Biomasa (g húmedo m ⁻²)	23,41	3,76	2,94	33,36	31,22
ChIBF ¹	3,55 (I)	6,58 (IV)	6,94 (IV)	5,68 (III)	5,75 (III)
ChBWMP ²	122 (I)	40 (III)	58 (III)	53 (III)	63 (II)
SIGNAL 2 ²	5,14 (II)	2,76 (V)	3,00 (V)	3,37 (IV)	3,52 (IV)

contaminantes y nutrientes derivados de la actividad agrícola y de vertidos de efluentes residuales en el sistema fluvial, tal como se observó en el estudio de Martínez-Bastida *et al.* (2006).

En general, los parámetros comunitarios en cauces con características de ritrones, fondos de bolones y similar estructura ribereña, deberían presentar un comportamiento relativamente homogéneo (Whiles *et al.*, 2000; Figueroa *et al.*, 2003). Sin embargo, en este estudio los índices comunitarios presentaron variaciones entre las estaciones, reflejando características

diferentes entre las estaciones de muestreo. Los resultados de la aplicación de los índices bióticos, permiten observar la misma tendencia general, definiendo zonas con buena calidad de aguas y otras más alteradas desde el punto de vista biológico, similar a lo observado por Figueroa *et al.* (2007). Sin embargo, el índice ChBWMP no discriminó claramente las estaciones de muestreo con mayor intervención antrópica, esto es: uso agrícola, extracción de áridos, caminos que cruzan el estero y especialmente la descarga del efluente de la planta de tratamiento, asignándole una calidad de agua

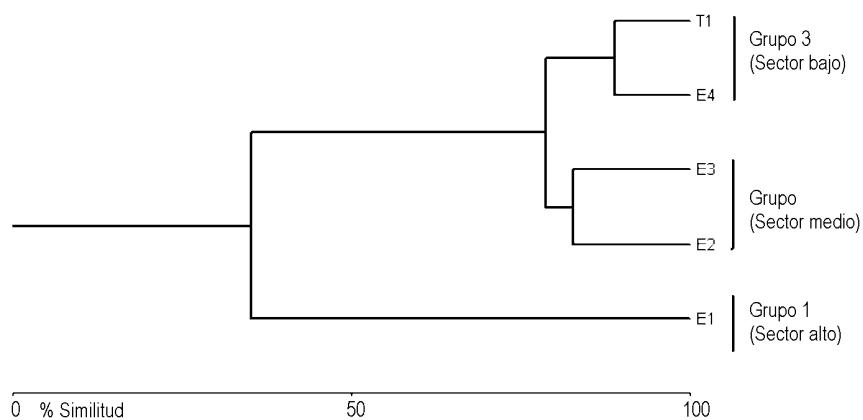


Figura 3. Dendrograma UPGMA del índice de similitud Bray & Curtis que agrupa las estaciones de muestreo de acuerdo a la composición de familias y abundancia poblacional de macroinvertebrados.

Figure 3. Cluster UPGMA of index similarity Bray & Curtis sampling sites according to families composition and population abundance macroinvertebrates.

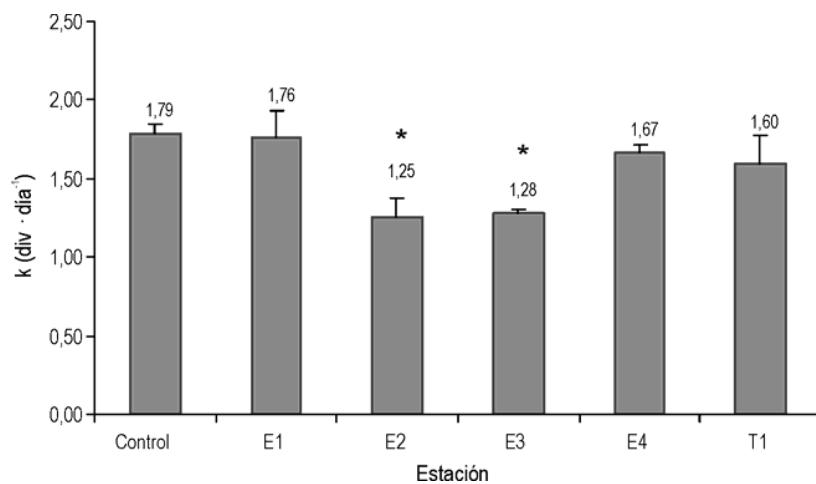


Figura 4. Tasa de crecimiento k de *P. subcapitata* a las 96 h en el grupo control y experimental. *Diferencia significativa ($p < 0,05$).

Figure 4. Growth rate k of *P. subcapitata* by 96 h in the control and experimental group. *Significant difference ($p < 0,05$).

regular o dudosa a todo el tramo del curso principal. Según Taylor (1997), esta técnica puede detectar sólo impactos a gran escala y es menos sensible que el método cuantitativo. Por el contrario, los índices ChIBF y SIGNAL 2, sí permitieron observar las estaciones de muestreo en relación a la presión antrópica que reciben, puesto que estos métodos ponderan la tolerancia, abundancia y diversidad de familias.

En el cluster, el ensamble heterogéneo de familias para el grupo uno (E1), expresado en el alto valor del índice de Shannon H' y de equidad J, estaría relacio-

nado con la vegetación ribereña y parámetros físicos y químicos de buena calidad. Cumming & Klug (1979) mencionan que la estructura y composición comunitaria del macrozoobentos se encuentra estrechamente relacionada con las zonas ribereñas del río. El ingreso de energía desde las riberas determina los cambios en el balance entre la heterotrofia y autotrofia en el continuo longitudinal del río, lo cual generaría una mayor diversidad de grupos con relación a las fuentes de energía disponibles para la estación E1, que es un cauce más angosto como “galería”. El grupo dos (E2-

Tabla 4. Correlación de Pearson entre las variables. *Correlación significativa ($p < 0,05$).**Table 4.** Pearson Correlation between variables. *Significant correlation ($p < 0.05$).

Variables	H'	k 96 horas	Nitrógeno total (mg L ⁻¹)	Fósforo total (mg L ⁻¹)	T (°C)	SDT (mg L ⁻¹)	Conductividad (μs cm ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	Caudal (m ³ s ⁻¹)
ChIBF	-0,71	-0,86	-0,06	0,71	0,84	0,92*	0,92*	0,37	0,59
H' Log base 10		0,88*	0,46	-0,95*	-0,44	-0,48	-0,48	-0,89*	-0,45
k 96 h			0,23	-0,93*	-0,63	-0,60	-0,60	-0,63	-0,25
Nitrógeno total (mg L ⁻¹)				-0,56	-0,31	0,44	0,04	-0,38	-0,24
Fósforo total (mg L ⁻¹)					0,55	0,44	0,44	0,76	0,29
T ^a (°C)						0,85	0,85	0,01	0,55
SDT (mg L ⁻¹)							1,00*	0,16	0,77
Conductividad (μs cm ⁻¹)								0,16	0,77
DBO ₅ (mg L ⁻¹)									0,33

E3) corresponde a la zona media del estero que recibe la presión del uso del suelo adyacente, correspondientes a terrenos agrícolas y de vertidos domésticos rurales. Esta zona se caracterizó por la presencia de oligoquetos e hirudíneas, los cuales presentan tolerancia a la contaminación (Abel, 1989; Figueroa *et al.*, 2003). El grupo tres (E4-T1) es una zona que se encuentra con restricción y protección de los cursos naturales de agua según lo establecido en el plan regulador comunal. La estación E4 tiene un efecto combinado del impacto proveniente de la estación E3 y T1, por lo tanto E4, presenta condiciones biológicas relativamente malas reflejada en una mayor dominancia y abundancia de Dugessidae, quironómidos y de organismos como Physidae, hidropsicídos e hidroptilídos. El conglomerado que asocia a estos dos grupos, podría ser explicado por el entorno de plantas acuáticas y cauces más anchos desprotegidos por la degradación de sus riberas tal como lo observó Bonada *et al.* (2000).

En cuanto a los bioensayos se observó una inhibición de la tasa de crecimiento de *P. subcapitata* en las estaciones E2 y E3, siendo de un 30 y 29% respectivamente en relación al control (Fig. 5). Se destaca la estación E1 que presentó similar crecimiento que el control (Fig. 4). Estos resultados sugieren la presencia de elementos inhibitorios en el sector medio, que podrían estar asociados a plaguicidas provenientes de la actividad agrícola que se desarrolla en dicho sector y que inhibiría el efecto estimulador de los nutrientes, especialmente del fósforo. Sin embargo, no se observó toxicidad crónica, ya que aguas abajo se recupera el crecimiento de la microalga, lo cual puede estar asociado al aporte del estero Lliu-Lliu diluyendo estos agentes inhibitorios aguas arriba. El crecimiento de la microalga en la estación E1 fue similar al control,

reflejando una buena calidad de sus aguas, lo que correspondería a la zona de estudio menos afectada por la actividad humana.

Según los parámetros bióticos aplicados, la variación de la calidad del agua del estero Limache, en respuesta a la actividad agrícola y la descarga del efluente (PTAS) tiende de “mala” a “regular”. Esta tendencia se expresa en correlaciones significativas y positivas entre el índice biótico con la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales ($r = 0,92$; $p < 0,05$). Estos resultados podrían estar relacionados con lo observado por Azrina *et al.* (2005), quienes señalan que los índices de riqueza y de diversidad en macroinvertebrados son influenciados generalmente por los sólidos suspendidos totales y la conductividad del agua. Si bien en este estudio, no se evidencia tal correspondencia, el ChIBF muestra una buena correlación con la diversidad (H'). Para este caso, se observó una correlación significativa entre el índice de Shannon (H') y la respuesta de la microalga en los bioensayos de toxicidad. Por otra parte se observó, una correlación significativa e inversa entre la diversidad de especies y la materia orgánica (fósforo total y DBO₅), lo que se refleja en la disminución de taxa menos tolerantes a la contaminación. Esto muestra que ambos métodos son complementarios y que al ser afectados los productores primarios también son afectados los consumidores. Marques & Barbosa (2001) también obtuvieron resultados concordantes entre indicadores de mala calidad de agua y estaciones que mostraban condiciones eutróficas, alta conductividad y alto contenido de nutrientes. Según Pavé & Marchese (2005), en los ríos Saucécito y las Tunas, el DBO₅ sería el parámetro ambiental que más influye sobre la estructura bentónica de los ambientes de desechos cloacales e industriales, siendo los taxa dominantes los

oligoquetos y quironómidos, organismos similares a los encontrados en este estudio. Sin embargo, las concentraciones de DBO_5 halladas en el estero Limache son mucho menores, incluso menores a $7,0 \text{ mg L}^{-1}$ valor máximo para aguas naturales dado por Hellawell (1986).

CONCLUSIONES

Los parámetros físicos y químicos medidos señalan una buena condición de calidad de las aguas en todas las estaciones, así lo indica la comparación con la normativa ambiental chilena.

En el área de estudio se colectó un total de 33 familias de macroinvertebrados, entre los cuales los taxa más dominantes fueron los Dugessidae, Oligochaeta y Chironomidae. También es importante destacar la presencia exclusiva de las familias Perlidae, Leptophlebiidae y Aeglidiae en la estación control E1. Los índices de Shannon y Equidad presentaron valores bajos en el tramo medio del estero.

La calidad biológica de las aguas según el índice biótico de familias (ChIBF), varió de "mala" a "regular", en respuesta a la actividad agrícola y a la descarga del efluente de la planta de tratamiento (PTAS), observándose una leve tendencia a mejorar las condiciones ambientales, aguas abajo de la descarga. Este índice se correlaciona positiva y significativa con la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales ($r = 0,92$; $p < 0,05$).

El bioensayo no indicó toxicidad crónica, pero sí una inhibición de la tasa de crecimiento de *P. subcapitata* en las estaciones E2 (Lo Gamboa) y E3 (PTAS). Esta inhibición podría estar relacionada con las concentraciones de fósforo total en el estero, pero el alcance de este estudio no permitió discernir el efecto de la actividad antrópica sobre la fitodisponibilidad del fósforo para la microalga.

AGRADECIMIENTOS

A la Dirección de Investigación de la Universidad de Valparaíso. Proyecto CID 01/2003 CIGREN: Centro de Investigación y Gestión de Recursos Naturales.

REFERENCIAS

- Abel, P. 1989. Water pollution biology. Ellis Horwood, Chichester, 387 pp.
- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Hellawell 1978. Limnética, 4: 51-56.

- American Public Health Association (APHA).1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, 1134 pp.
- Armitage, P.D., D. Moss, D. Wright & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites, Water Res., 17: 333-347.
- Azrina, M.Z., C.K. Yap, A.R. Ismail, A. Ismail & S.G. Tan. 2005. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. Ecotoxicol. Environ. Saf., 26: 139-146.
- Bonada, N., M. Rieradevall & N. Prat. 2000. Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). Limnética, 18: 81-90.
- Bray, J. & J. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecol. Monogr., 27: 325-349.
- Callisto, M., M. Moreno & F. Barbosa. 1999. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra Do Cipó southeast Brazil. Biol. Brazil, 61(2): 259-266.
- Campos, H. 1985. Productividad íctica de ríos y lagos araucanos. <http://www.fao.org/docrep/008/ad772s/AD772503.htm>. Revised: 29 January 2009.
- Castillo, G.C. & I.C. Vila. 2000. Ecotoxicity assessment of metals and wastewater using multitrophic assays. Environ. Toxicol., 15: 370-375.
- Chessman, B. 2003. Signal 2. A scoring system for macroinvertebrates in australian rivers. User manual. Department of the Environment Heritage, GPO Box 787, Camberra. <http://www.environment.gov.au/water/rivers/nrhp/signal/pubs/signal.pdf>. Revised: 24 August 2006.
- Ministerio de Obras Públicas (MOP).1978. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos (potable, bebida de animales, riego, recreación y estética, y vida acuática), Norma Chilena Oficial NCh 1333 Of 78. Decreto N°867/78: 20 pp.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 2004. Guía para el desarrollo de normas para la protección de las aguas continentales superficiales. CONAMA, Gobierno de Chile, Santiago, 23 pp.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 2005. 56 sitios de estrategia de conservación de la biodiversidad V Región. <http://www.conama.cl/portal/1301/article-32018.html>. Revised: 8 September 2008.
- Cumming, K. & J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annu. Rev. Ecol. Syst., 10: 147-172.

- Dirección General de Aguas (DGA). 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Aconcagua, DGA, Valparaíso, 160 pp.
- Fernández, H. & E. Domínguez. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos, Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales, Instituto M. Lillo, 237 pp.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya & O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del Sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 76: 275-285.
- Figueroa, R. 2004. Calidad ambiental de la cuenca hidrográfica del río Chillán, VIII Región, Chile, Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad de Málaga, 260 pp.
- Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz & X. Niell. 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. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 80: 225-242.
- Hauer, F. & G. Lamberti. 1996. *Methods in stream ecology*. Academic Press, New York, 674 pp.
- Hewitt, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. In: K. Melanby (ed.). *Pollution monitoring series*. Elsevier, Amsterdam, 546 pp.
- Hilsenhoff, W. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 65-68.
- Instituto Nacional de Normalización. (INN). 1998. Norma Chilena Oficial NCh 411/6, Of1998. Calidad del agua, muestreo, Parte 6: guía para el muestreo de ríos y cursos de agua, 15 pp.
- Instituto Nacional de Normalización. (INN). 2002. Norma Chilena Oficial NCh 2706, Of2002, Calidad de agua, bioensayo de inhibición de crecimiento de algas en agua dulce con *Selenastrum capricornutum* (*Raphidocelis subcapitata*), 28 pp.
- Marques, M. & F. Barbosa. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hidrobiología*, 457: 69-76.
- Martínez-Bastida, J.J., M. Araujo & M. Valladolid. 2006. Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 25(3): 733-744.
- McCafferty, W.P. 1981. *Aquatic Entomology*. Science Books International, Boston, Massachusetts, 448 pp.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins. 1978. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 320 pp.
- Metcalfe, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environ. Pollut.*, 60: 101-139.
- O'Farrel, I., R. Lombardo, P. de Tezanos & C. Loez. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján river (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environ. Pollut.*, 120: 207-218.
- Oscoz, J., F. Campos & M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25(3): 683-692.
- Parra, O., C. Valdovinos, E. Habit & R. Figueroa. 2004. Programa de monitoreo de la calidad del agua del sistema río Biobío. Informe Técnico. Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, http://www.eula.cl/normaweb/PMBB_extenso.pdf. Revisado: 8 September 2008.
- Pavé, P.J. & M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecol. Austral*, 15: 183-197.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, 170 pp.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. 1993. *Freshwater bio-monitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 pp.
- Taylor, B.R. 1997. Rapid assessment procedures: radical reinvention or just sloppy science? *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 3(6): 1005-1016.
- Whiles, M.R., B.L. Brock, A.C. Franzen & S.C. Dinsmore. 2000. Stream invertebrate communities, water quality, and land-use patterns in an agricultural drainage basin of northeastern Nebraska, USA. *Environ. Manage.*, 26: 563-576.
- Zanuzzi, A., M. Pierotto & C. Prosperi. 2001. Ensayos de toxicidad en agua con especies de microalgas nativas de Córdoba, Argentina, <http://www.estrucplan.com.ar/Articulos/verarticulo.asp?IDArticulo=647>. Revisado: 8 September 2008.

Received: 4 September 2008; Accepted: 31 March 2009