

UCH-FC  
B. Ambiental  
A 117  
C. 1



FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA  
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS  
EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO CHOAPA,  
REGIÓN DE COQUIMBO

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile  
en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al  
Título de Biólogo Ambiental



Karina Andrea Aguilera Casanueva

Director de Seminario de Título: M.Sc. Ximena Molina Paredes  
Co-Director de Seminario de Título: M.Sc. Irma Vila Pinto

Diciembre, 2008  
Santiago - Chile



## INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TITULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la Srta.:

**KARINA ANDREA AGUILERA CASANUEVA**

**“EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA UTILIZANDO  
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA  
DEL RÍO CHOAPA, REGIÓN DE COQUIMBO”**

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo Ambiental

*M.Sc. Ximena Molina*  
**Director Seminario de Título**

*M.Sc. Irma Vila*  
**Co-Directora**

---

---

### Comisión de Evaluación

*Dr. Italo Serey*  
**Presidente Comisión**

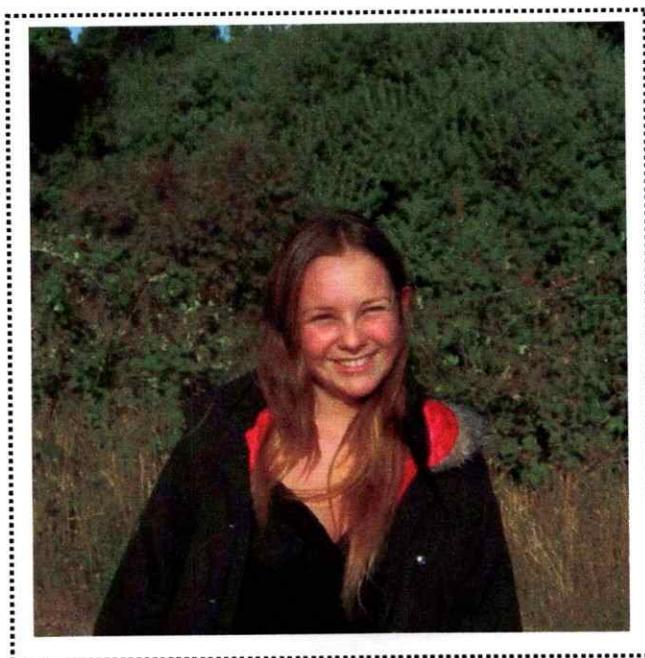
*M.Sc. Rodrigo Pardo*  
**Corrector**

---

---



Santiago de Chile, Diciembre de 2008



Nací en el Norte, al igual que el Tata Tito.

Nací en Antofagasta, el año 1984. Luego, viví un par de años en Concepción, hasta que mi familia se instaló 10 años en la ciudad de Puerto Montt.

Llegué a Santiago el año 2000 y el año 2003 concreté mi sueño de estudiar Biología Ambiental en la Universidad de Chile.

Mi interés por la Biología comenzó en las muchas horas que pasé frente al lago Llanquihue, caminando por entre la vegetación húmeda del sur, respirando La Vida.

Me encanté con la Biología y sus mecanismos, los ecosistemas y su complejidad, y por sobre todo con la simpleza de los sistemas biológicos para resolver su persistencia en el tiempo.

Ahora mi familia se volvió a reunir con El Sur, mientras yo comienzo a reunirme con mi futuro.



*Este trabajo está dedicado a mi abuelo  
Héctor Aguilera (el Tata Tito)  
Por cantarme "La Cucaracha" hasta el último de sus días*



## AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a cada uno de los que, de alguna u otra manera, facilitaron el desarrollo de este trabajo, aportando a mi formación tanto profesional como personal.

En primer lugar, quiero agradecer el apoyo brindado en todo momento por mi familia, quienes no han dudado nunca en mi capacidad de lograr cada una de mis metas. Gracias por su energía, su cariño, sus palabras y sus silencios. Quiero agradecerle a mi pololo su eterna comprensión y compañía, por "estar ahí" siempre, por caminar conmigo y no dudar en ello. Por abrazarme.

Quiero agradecerle profundamente el apoyo de mi tutora "la profe Xime", quién además de confiar en mí, guió y sigue guiando mi formación, aportando con su energía en la superación de todos "mis dramas". Quiero agradecerle por su buena onda y por hacerme sentir cómoda en todo momento. También, quiero agradecerle todo su apoyo y eterna comprensión "la profe Irma", quién me acogió y guió en este primer proceso de aprendizaje. Muchos cariños y abrazos para ustedes dos.

También quiero agradecer de manera especial la ayuda brindada por Catalina Sabando, quien me ayudó en la identificación taxonómica de la macrofauna bentónica y en la interpretación de resultados, y a Rodrigo Pardo, por la ayuda en el manejo estadístico de datos. Mil gracias a los dos por sus aportes valiosos y por regalarme siempre sonrisas y buena onda.

Adicionalmente quiero agradecerle a cada uno de los profesionales y funcionarios del Laboratorio de Bioensayos y Microbiología del CENMA y del Laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, ya que sin ellos no hubiera sido posible terminar mis estudios.

Finalmente, quiero agradecerles a mis amigos de la Facultad y a mis amigos de la vida, por ser parte del motor que me da energías para seguir con alegría.



## ÍNDICES DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS .....	iii
ÍNDICES DE CONTENIDOS .....	iv
ÍNDICE DE TABLAS .....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS .....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS .....	ix
RESUMEN .....	x
ABSTRACT .....	xii
<b>1 INTRODUCCION</b> .....	<b>1</b>
1.1. Hipótesis.....	11
1.2. Objetivo general.....	11
1.3. Objetivos específicos.....	11
<b>2 MATERIALES Y METODOS</b> .....	<b>13</b>
2.1. Área de Estudio .....	13
2.1.1. Clima .....	14
2.1.2. Actividades antrópicas de alto impacto .....	15
2.1.3. Régimen hídrico.....	17
2.2. Variables temporales y espaciales.....	17
2.3. Metodologías físicas y químicas .....	21
2.3.1. Variables medidas in situ .....	21
2.3.2. Metodologías de muestreo.....	21
2.2.3. Metodologías de análisis.....	22
2.2.4. Clasificación según clase objetivo de calidad.....	22
2.3. Metodología para macroinvertebrados bentónicos.....	23
2.3.1. Metodologías de muestreo.....	23
2.3.2. Metodologías de análisis.....	24
2.3.2.1. Abundancias, riqueza y diversidad biológica .....	24
2.3.2.2. Análisis multivariado para las estructuras comunitarias.....	25
2.3.2.3. Índice biótico cualitativo, <i>ChBMWP</i> .....	25

2.3.2.4. Índice biótico cuantitativo, ChIBF .....	26
2.3.2.5. Índice biótico cualitativo, EPT.....	27
2.3.2.6. Relaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas ..	27
<b>3 RESULTADOS</b> .....	<b>29</b>
3.1. Variables físicas y químicas.....	29
3.2. Variables biológicas: macroinvertebrados bentónicos.....	32
3.2.1. Composición taxonómica de macroinvertebrados bentónicos .....	32
3.2.2. Abundancias, riqueza y diversidad biológica.....	35
3.2.3. Análisis multivariados para las estructuras comunitarias.....	39
3.2.4. Índices bióticos: ChBMWP, ChIBF y EPT .....	42
3.3. Análisis multivariado entre variables biológicas y variables físicas y químicas.	44
3.4. Correlaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas .....	45
<b>4 DISCUSION</b> .....	<b>48</b>
4.1. Metodologías de muestreo para la evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos.....	48
4.2. Características de la calidad física y química del agua .....	49
4.3. Características de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos .....	51
4.4. Variables biológicas para la evaluación de la calidad del agua .....	52
4.5. Índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua .....	53
4.5. Relaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas del agua.	54
4.6. Familias de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadoras de la calidad del agua.....	56
4.7. Recomendaciones para su uso de macroinvertebrados bentónicas en la evaluación de la calidad del agua.....	58
<b>5 CONCLUSIONES</b> .....	<b>60</b>
<b>6 BIBLIOGRAFIA</b> .....	<b>62</b>
<b>7 ANEXOS</b> .....	<b>67</b>
7.1. Descripción de las estaciones de muestreo.....	67
7.2. Índices Bióticos.....	69
7.3. Correlaciones lineales de Pearson.....	74





## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Localización geográfica de las estaciones de muestreo (E) en la cuenca hidrográfica del río Choapa .....	18
<b>Tabla 2.</b> Variables físicas y químicas medidas <i>in situ</i> e instrumentos utilizados .....	21
<b>Tabla 3.</b> Normas chilenas utilizadas para el muestreo y análisis de agua superficial .	21
<b>Tabla 4.</b> Métodos para la determinación de compuestos y/o elementos.....	22
<b>Tabla 5.</b> Clases de calidad de aguas según guía para NSCA (CONAMA, 2005).....	23
<b>Tabla 6.</b> Variables físicas y químicas para las estación de muestreo (E).....	29
<b>Tabla 7.</b> Resumen de los compuestos y/o elementos en clases de Buena y Regular calidad según guía para elaborar NSCA (CONAMA, 2005).....	31
<b>Tabla 8.</b> Clasificación taxonómica de macroinvertebrados bentónicos colectados en el muestreo cuantitativo (celeste) y cualitativo (gris), en las estaciones de muestreo (E)	32
<b>Tabla 9.</b> Resumen de porcentajes y taxa que contribuyen mayormente a la disimilitud entre estaciones de muestreo (E) (prueba SIMPER) .....	42
<b>Tabla 10.</b> Puntajes de los índices bióticos: <i>ChBMWP</i> , <i>ChIBF</i> y <i>EPT</i> , para las estaciones de muestreo (E).....	43
<b>Tabla 11.</b> Resumen de la regresión múltiple para las variables dependientes: Chironomidae, Physidae, Ostracoda y Hyalellidae .....	44
<b>Tabla 12.</b> Resumen de las correlaciones lineales entre variables físicas y químicas y variables biológicas .....	47
<b>Tabla 13.</b> Tabla resumen actividades antrópicas y uso de suelo en los tramos considerados que podrían influir en la calidad del agua para cada estación de muestreo (junio, 2007) (DGA-CADE/IDEPE, 2004) .....	67
<b>Tabla 14.</b> Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados bentónicos acuáticos para ríos de Chile mediterráneo, <i>ChBMWP</i> . Armitage y col, 1983. Modificado de Alba-Tercedor, 1996 (Figuroa y col, 2007).....	69
<b>Tabla 15.</b> Calidad de aguas usando <i>ChBMWP</i> (Armitage y col, 1983; Alba-Tercedor, 1996).....	71

<b>Tabla 16.</b> Ficha de registro de macroinvertebrados utilizada para el cálculo de ChIBF (Resh y col, 1996; Molina y Vila, 2006).....	71
<b>Tabla 17.</b> Valores de tolerancia para macroinvertebrados bentónicos para ríos de Chile, ChIBF (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988. Modificado por: Resh y col (1996) y por Figueroa y col, 2007).....	71
<b>Tabla 18.</b> Calidad de aguas basadas en los valores del ChIBF (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988).....	73
<b>Tabla 19.</b> Hoja de campo para el cálculo de EPT (Carrera y Fierro, 2001).....	73
<b>Tabla 20.</b> Calidad de agua para EPT (Carrera y Fierro, 2001) .....	73
<b>Tabla 21.</b> Correlaciones entre las variables biológicas y las variables físicas y químicas .....	74



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Cuenca hidrográfica del Río Choapa (área coloreada) .....	13
<b>Figura 2.</b> Diagrama climático ombrotérmico, sector entre junta río Illapel y desembocadura (DGA, 2004) .....	15
<b>Figura 3.</b> Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo (E) en la cuenca hidrográfica del río Choapa .....	19
<b>Figura 4.</b> Imágenes de las estaciones de muestreo .....	20
<b>Figura 5.</b> Riqueza absoluta para los muestreos cuantitativo y cualitativo .....	33
<b>Figura 6.</b> Medianas de variables biológicas a través de las estaciones de muestreo (E) .....	36
<b>Figura 7.</b> Abundancias relativas para los taxa colectados, y abundancia total a través de las estaciones de muestreo (E).....	37
<b>Figura 8.</b> Dendrograma y Bray-Curtis para las réplicas a través de las estaciones de muestreo (E).....	40
<b>Figura 9.</b> n-MDS y Bray-Curtis para los conglomerados encontrados en las estaciones de muestreo (E).....	41



## LISTA DE ABREVIATURAS

<b>ANOSIM</b>	Análisis de Similitud
<b>BMWP</b>	Biological Monitoring Working Party
<b>CONAMA</b>	Comisión Nacional del Medio Ambiente
<b>CE</b>	Conductividad Eléctrica
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno (medida al 5to día)
<b>DGA</b>	Dirección General de Aguas
<b>DMA</b>	Directiva Marco de Agua
<b>EPT</b>	% de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera
<b>IBF</b>	Índice Biótico por Familia
<b>km</b>	kilómetros
<b>n-MDS</b>	Análisis de Escalamiento Multidimensional no métrico
<b>mg</b>	miligramos
<b>ml</b>	mililitro
<b>msnm</b>	metros sobre el nivel del mar
<b>NCh</b>	Norma Chilena
<b>NSCA</b>	Norma Secundaria de Calidad Ambiental
<b>NTK</b>	Nitrógeno Total Kjeldahl
<b>SIMPER</b>	análisis de los Porcentajes de Similitud
<b>SST</b>	Sólidos Suspendidos Totales
<b>SDT</b>	Sólidos Disueltos Totales

## RESUMEN

En el presente estudio se desarrollaron metodologías de evaluación de la calidad del agua en la cuenca hidrográfica del río Choapa (Región de Coquimbo, Chile), mediante la caracterización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y de la física-química del agua, la aplicación de índices bióticos y la determinación de relaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas. Se evaluó la calidad del agua en seis estaciones a lo largo de la cuenca del río Choapa, para una campaña de muestreo realizada el mes de Diciembre del 2007. En relación a las comunidades de macroinvertebrados, se realizaron muestreos de tipo cualitativos y cuantitativos ( $n=3$ ) con una red Surber (tamaño poro = 250  $\mu\text{m}$ ; área de muestreo = 0,09  $\text{m}^2$ ), con lo cual se caracterizaron las comunidades mediante sus abundancias relativas, dendrogramas de ordenación, análisis de disimilitud de Bray-Curtis, análisis de Escalamiento Multidimensional no métrico (n-MDS) y Análisis de Similitud (ANOSIM) de una vía, los que evidenciaron cambios en la composición comunitaria de la macrofauna bentónica en el gradiente altitudinal. Los taxa que mejor explicaron dichos cambios fueron Chironomidae, Hyalellidae, Ostracoda y Physidae (análisis para Porcentajes de Similitud, SIMPER). Complementariamente, se midieron las variables biológicas: abundancia total, riqueza, diversidad biológica (de Shannon-Wiever y de Simpson) y equidad. De éstas, sólo la abundancia total presentó diferencias significativas entre estaciones de muestreo (prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, prueba *a posteriori* no paramétrica de Mann-Whitney). Luego, mediante correlaciones lineales de Pearson, regresiones múltiples y la prueba multivariada Best, se observó

que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se relacionaban principalmente con pH, materia orgánica medida como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>), Sólidos Disueltos Totales (SDT) y Conductividad Eléctrica (CE). En relación a ello, se pudo concluir que los taxa más relevantes para ser utilizados como bioindicadores son: Leptophlebiidae, Chironomidae, Planariidae, Physidae y Ostracoda. Finalmente, en relación al los índices bióticos, se observó que *ChBMWP* (Biological Monitoring Working Party *para Chile*), *ChIBF* (Índice Biótico por Familia *para Chile*) y EPT (% de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera) se relacionaban con ciertas variables ambientales, estimando una mejor calidad en aguas con menor carga orgánica y mayor velocidad y altura. De esta manera, se postula que los criterios biológicos pueden ser validados como una herramienta útil y complementaria a criterios físicos y químicos para la evaluación de la calidad en la cuenca del río Choapa.

## ABSTRACT

In the current study, water quality evaluation methodologies in the Choapa river basin (Region of Coquimbo, Chile) were developed through the analysis of macroinvertebrated benthic communities and the chemical and physical characteristics of the water, the application of biotic indexes and the definition of relationships between biological, chemical and physical variables. Water quality was evaluated in the Choapa river basin in six sampling stations in the month of December of 2007. In relation to macroinvertebrated communities, qualitative and quantitative samplings ( $n=3$ ) were performed with a Surber net (mesh size = 250  $\mu\text{m}$ ; sampling area = 0,09 $\text{m}^2$ ), which showed changes in the composition of communities in the altitudinal range. The taxa that better explained these changes were Chironomidae, Hyalellidae, Ostracoda and Physidae (Similarity percentage, SIMPER). Complementary to this, biological variables were measured: total abundance, richness, biodiversity (Shannon-Wiener, Simpson), and equitability. Of these variables only total abundance showed significant differences between sampling stations (non-parametrical Kruskal-Wallis test, and non-parametrical Mann-Whitney *a posteriori* test). Pearson lineal correlations, Multiple Regressions and Best Multivariate analysis, showed that benthic macroinvertebrated communities were related mainly to pH, organic matter measured as Biochemical Demand of Oxygen ( $\text{BOD}_5$ ), Total Dissolved Solids (TDS) and Electrical Conductivity (EC). In relation to this, it was concluded that the most relevant taxa for bioindication were: Leptophlebiidae, Chironomidae, Planariidae, Physidae and Ostracoda. Finally, in relation to biotic indexes, it was shown that *ChBMWP* (Biological Monitoring Working

Party for Chile), ChFBI (Family Biotic Index for Chile) and EPT (% of Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera) were associated with certain environmental variables, showing a better water quality with less organic charge and greater speed and height. Finally, it is postulated that biological criteria can be validated as a useful and complementary tool to physical and chemical criteria for the evaluation of water quality of the Choapa river basin.

## 1 INTRODUCCION

La calidad del agua es un término ampliamente utilizado, definido normalmente de acuerdo a sus usos prioritarios como agua para bebida, recreación, riego, preservación de la vida acuática, entre otros (Meybeck y Helmer 1992), por lo cual es un concepto relativo, que depende del destino final del recurso. En Chile, los requisitos legales de la calidad de agua para diferentes usos, se encuentran definidos en la NCh 1333, Of. 78, la cual fija criterios físicos y químicos, con el objeto de proteger y preservar la calidad de las aguas de la degradación producida por contaminación de residuos de cualquier tipo u origen. Pese a ello, en las últimas décadas se ha observado un deterioro progresivo de la calidad de las aguas continentales en el territorio nacional (GWP-SAMTAC, 2003).

La Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), autoridad ambiental chilena, ha iniciado un serie de procesos administrativos conducentes a implementar Normas de Calidad Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) para aguas continentales superficiales y marinas, cuyo objetivo general es "proteger, conservar, recuperar o preservar la calidad de las aguas, de manera de salvaguardar el uso del recurso y la protección o conservación de las comunidades acuáticas y recursos hidrobiológicos, maximizando los beneficios sociales, económicos y ambientales" (CONAMA, 2005). Actualmente, estas normas se encuentran en proceso de desarrollo, en conformidad a una "Guía para el Establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales" (CONAMA, 2005). En esta guía para elaboración de NSCA, se define la calidad natural

de las aguas continentales superficiales, como "el valor de la unidad o valor de la concentración de un elemento o compuesto en el cuerpo y/o curso de agua, que corresponde a la estimación de la situación original del agua sin intervención antrópica, más las situaciones permanentes, irreversibles o inmodificables de origen antrópico". Según las concentraciones de los elementos o compuestos que esta guía indica, se clasifican los cuerpos de agua dentro de cuatro "clases objetivo de calidad". Estos van desde aguas de extraordinaria pureza (clase de Excepción), hasta aguas de calidad Regular. Por sobre este último rango de concentraciones, se consideran aguas de Mala calidad, las que no son adecuadas para la protección de las comunidades acuáticas ni para los usos prioritarios. Esta clasificación se realiza en base a criterios físicos y químicos.

Pese a que en la guía para elaborar NSCA, la clasificación de la calidad de las aguas se realiza mediante criterios físicos y químicos, se contempla en el Artículo N° 12, la incorporación de bioensayos e indicadores biológicos como herramienta de aproximación para determinar el impacto producido por situaciones de emergencia, relacionadas con la protección de comunidades acuáticas, usos prioritarios y/o nivel trófico de los lagos (CONAMA, 2005).

La inclusión de bioensayos e indicadores biológicos para la elaboración de NSCA, da cuenta de la necesidad de incorporar criterios biológicos en la evaluación de la calidad del agua, la cual puede ser estimada mediante el estado ecológico de los ríos (Roldán, 2003). La biota presente en un lugar y tiempo determinado, refleja las interrelaciones que se establecen entre la física, la química y la biología en el sistema, así como las dinámicas de éstas en el tiempo (Yoder, 1995). Bajo esta perspectiva, a nivel internacional, se ha comenzado a utilizar el concepto de "integridad biológica",

definida como "la capacidad de los ecosistemas acuáticos para sustentar y mantener un balance integrado, una comunidad adaptada de organismos con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a los hábitat naturales de la región respectiva" (Karr y Dudley 1981). Dicho concepto, que tiene como meta la protección y restauración de los ecosistemas acuáticos continentales, ya ha sido considerado para implementar un programas de monitoreo para la evaluación de calidad del agua a nivel internacional (Wayne, 1995; Bonada y col, 2002).

Por otro lado, el concepto de indicador biológico o bioindicador, en general es ampliamente aceptado, definido como un taxón (o conjunto de taxa) que tienen un particular requerimiento en relación a variables físicas o químicas, por tanto, los cambios en la presencia/ausencia de taxa, abundancia, morfología, fisiología o de comportamiento, indican que las variables físicas o químicas consideradas están por fuera de los límites acostumbrados o normales (Rosenberg y Resh 1993).

La evaluación de la calidad del agua mediante bioindicadores se fundamenta en la capacidad natural de la biota para responder a perturbaciones naturales o permanentes, por lo que es posible utilizar ciertas características o propiedades estructurales y/o funcionales de las comunidades para evaluar en forma comparativa el estado de los acuíferos (Segnini, 2003). Por tanto, una descripción adecuada de la comunidad biológica puede dar buenos indicios sobre el estado general del sistema estudiado (Resh y col, 1996), puesto que la estructura de las comunidades depende de la suma integrada de los procesos químicos, físicos y biológicos que se generan en el sistema (Yoder, 1995).

Estudios a nivel mundial para evaluar la calidad del agua, han demostrado que los macroinvertebrados bentónicos poseen innumerables ventajas por sobre otros

grupos biológicos, como zooplancton, peces y perifiton (Hellawell, 1986; Rosenberg y Resh 1993). Los macroinvertebrados bentónicos (*macro* = grande; *bentos* = fondo) son organismos de tamaño mayor a 500  $\mu\text{m}$ , donde se incluyen insectos, gusanos, moluscos y crustáceos, que habitan preferentemente ríos (Wetzler, 2001). Estos trabajos han validado el uso de macroinvertebrados bentónicos como la mejor alternativa metodológica para detectar modificaciones ambientales tempranas y/o de origen difuso. (Cairns y Pratt 1993; Rosenberg y Resh 1993; Barbour y col, 1999; De la Lanza y col, 2000; Roldán 2003).

Los primeros trabajos para la evaluación de la calidad del agua utilizando este tipo de organismos, se concentraron en estudiar el efecto de la contaminación orgánica sobre las comunidades (Segnini, 2003). Se observó que las comunidades presentaban dos tipos de respuestas: 1) una tendencia a la disminución de las especies menos tolerantes, al aumentar la carga orgánica del medio y 2) una menor diversidad biológica acompañada de la dominancia de las especies más tolerantes, en respuesta al aumento de la contaminación orgánica (Hellawell, 1986). Estudios realizados en años posteriores, han demostrado que existen otros tipos de respuestas comunitarias a las perturbaciones ambientales. Por ejemplo, se ha visto que en ríos intervenidos por actividad minera, las comunidades responden preferentemente a la variación de metales pesados y/o al pH, y que las taxa presentan diferentes tolerancias a la exposición a ciertos metales (Clements y col, 2000; Clements, 2004; Sasaki y col, 2005).

Entre las características que hacen que los macroinvertebrados bentónicos sean buenos bioindicadores, destacan: (a) validez taxonómica y gran tamaño, (b) fácil reconocimiento, (c) baja variabilidad genética y ecológica, (d) presencia en

prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo que posibilita realizar estudios comparativos; (e) naturaleza relativamente sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; (f) técnicas de muestreo cuantitativos y análisis de las muestras que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo, y (g) disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en distintos ríos del mundo (Helawell, 1986; Rosenberg y Resh 1993; Sabando y Peñaloza 2006). Otra ventaja importante de este grupo es la de poder detectar perturbaciones en el tiempo. Estos organismos requieren de un tiempo mínimo de recolonización próximo al mes, y a veces más, por lo que los efectos de una alteración en el entorno pueden detectarse varias semanas e incluso meses después de que ésta se produzca (Alba-Tercedor, 1996). Así, el componente biológico proporciona una visión retrospectiva, constituyendo una herramienta útil para la elaboración de criterios preventivos.

Sin embargo, esta herramienta también presenta una serie de desventajas, entre las que se destacan: (a) dinámicas espaciales y estacionales que pueden interferir en la interpretación o comparación de resultados entre comunidades, (b) un escaso conocimiento taxonómico, particularmente en Chile (Figuroa y col, 2007), (c) falta de sensibilidad a algunas perturbaciones como los patógenos de origen humano, (d) interpretaciones subjetivas en la clasificación de la especies bioindicadoras y (e) distribución geográfica restringida de las especies indicadoras, lo cual imposibilita su utilidad fuera de esas áreas (Zúñiga de Cardoso, 2001; Segnini, 2003).

Con el objeto de cuantificar y unificar criterios para la evaluación de la calidad de las aguas utilizando macroinvertebrados bentónicos, se han elaborado y puesto a prueba una serie de índices biológicos, que se basan en la presencia o ausencia de

cierto taxón bioindicador y/o su abundancia relativa; como también en parámetros comunitarios, como diversidad biológica y riqueza (Roldán, 2003; Segnini, 2003; Molina y Vila, 2006). Los primeros en desarrollar este tipo de metodología fueron Kolwitz y Marson (1908), quienes introdujeron la idea de Saprobidad, como la medida del grado de contaminación orgánica de un cuerpo de agua, demostrando que la tolerancia de los taxa bioindicadores varía según las concentraciones de materia orgánica y/u oxígeno disuelto del medio acuático (Friedrich y col, 1992).

En la década de los años 60, se comenzaron a utilizar índices de diversidad biológica como medida de perturbaciones ambientales de diferentes tipos (Washington, 1984). La premisa ecológica que sostiene este postulado es que la estabilidad de una comunidad se ve incrementada con su complejidad (Lampert y Sommer 1997). Se postula que una comunidad natural no intervenida, presenta una gran diversidad de taxa, bajo número de individuos por taxa y abundancias de valores similares (alta equidad), mientras que una comunidad bajo presión antropogénica y/o stress natural, presenta un bajo número de taxa y heterogeneidad de abundancias (baja equidad) (Roldán, 2003). Para medir diversidad biológica, los índices más utilizados han sido Shannon-Wiener (1963), Simpson (1949) y Margalef (1951) (Segnini, 2003), cuyo uso para la evaluación de la calidad del agua posee una limitación importante, y es que los índices de biodiversidad no toman en cuenta la tolerancia de cada organismo bioindicador (Segnini, 2003).

Con posterioridad, se desarrollaron los índices bióticos, donde los macroinvertebrados bentónicos se clasificaron según su grado de tolerancia a la contaminación orgánica, ordenándolos en una escala numérica determinada. Entre los índices bióticos más utilizados, están el Biological Monitoring Working Party, BMWP

(Armitage y col, 1983; Alba-Tercedor, 1996) y el Índice Biótico por Familia, IBF (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988; Resh y col, 1996). El BMWP, es un índice cualitativo que se basa en la presencia o ausencia de taxa bioindicadores, y ha sido recomendado en España por la Asociación Española de Limnología debido a su sencillez, precisión y eficacia (Segnini, 2003). El IBF, desarrollado en EEUU, es un índice cuantitativo que integra el concepto de Saprobidad con la abundancia relativa, considerando la tolerancia de cada taxón a la contaminación y su abundancia ponderada. Otro índice biótico frecuentemente utilizado es EPT, % Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (Carrera y Fierro 2001), donde se asume que dichos Órdenes de insectos son menos tolerantes a la contaminación orgánica, de manera tal que mientras mayor sea el porcentaje de organismos EPT, mejor es la calidad del agua en un lugar determinado.

El uso de los índices bióticos como BMWP, IBF y EPT, presentan dos ventajas importantes: 1) requieren de un bajo nivel taxonómico para la clasificación de los macroinvertebrados bentónicos (Familia en la mayoría de los casos) y 2) tienen bajo costo en términos de tiempo y dinero, convirtiéndose en una metodología rápida para ser utilizada en la fiscalización y monitoreo ambiental (Roldán, 2003). En la actualidad, el uso de bioindicadores para la evaluación de calidad del agua está formalizado por Environmental Protection Agency (EPA) en los Estados Unidos, y por la Directiva Marco del Agua (DMA) en la Unión Europea, cuyos países miembros se encuentran ajustando metodologías para cumplir con los estándares de la DMA, siendo los macroinvertebrados bentónicos el grupo más utilizado en este tipo de estudio (Bonada y col, 2006). En América del Norte, Sudáfrica y Australia, se trabaja intensamente en el diseño de sistemas de monitoreo para la calificación del estado ecológico de los

sistemas acuáticos de manera integral (Verdonschot, 2000). En Latinoamérica, el uso de biocriterios ya se ha aplicado en Panamá, Venezuela, Norte de Brasil y Colombia (Molina y Vila 2006).

En Chile, los ecosistemas acuáticos continentales han sido abordados de manera general en las últimas décadas (Figuroa y col, 2007). Se han realizado algunos trabajos para validar el uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores en algunos sistemas lóticos. Figuroa (1999), trabajó en la cuenca del Río Damas (X Región) y sugirió el uso de IBF como indicador de la calidad en ríos que presenten intervenciones agrícolas y ganaderas. Jara (2002), para los ríos Elqui, Limarí y Aconcagua, sugirió el uso de *Smicridea sp.* y *Meridialaris sp.*, cuyas abundancias relativas se relacionaron con conductividad eléctrica, y arsénico y nitrógeno total, respectivamente. En la cuenca del río Traiguén (IX Región), Weisser (2003) hizo una comparación para el uso de los índices IBF, BMWP y EPT. Leiva (2003), para el Estero Peu-Peu, recomendó el uso de IBF para la evaluación de la calidad. En la cuenca del Río Chillán (VIII Región), Figuroa (2004) observó que las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se relacionaron con la calidad física y química del agua, sin embargo, mencionó la falta de experiencia suficiente para la aplicación de índices bióticos en Chile. Luego, los trabajos desarrollados por Donoso (2006) y Córdova (2007), en los ríos Elqui y Cachapoal, y en el estero Limache, respectivamente, sugieren la utilización de IBF y BMWP para determinar el estado de los acuíferos. Recientemente, Figuroa y col (2007), concluyeron que el IBF y el método SIGNAL (Chessman, 2003), son más sensibles a las perturbaciones que no pueden ser detectadas por BMWP e IBE (Ghetti, 1986).

En todos los trabajos antes mencionados, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentaron respuestas a cambios en la calidad de agua, producto de las actividades antropogénicas que afectan su composición principalmente para materia orgánica (DBO<sub>5</sub>, demanda bioquímica de oxígeno), pH y oxígeno. En términos generales, se recomienda el uso de IBF para la evaluación de la calidad para ríos chilenos, aunque se postula que este tipo de herramienta metodológica aún no se encuentra debidamente calibrada para monitoreos biológicos, ya que falta validar sus criterios, y porque aún faltan conocimientos sobre la ecología y los grados de tolerancia de la macrofauna bentónica chilena (Figueroa y col, 2007).

El escaso conocimiento sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos para la evaluación de la calidad del agua en ríos chilenos, dificulta su aplicación para el ámbito de la gestión del recurso bajo el enfoque de integridad biológica. Una excepción es la cuenca hidrográfica del río Biobío, donde el anteproyecto para su NSCA, incorpora en el Artículo N°6 a los bioindicadores, dentro de un Programa de Vigilancia Ambiental para el monitoreo de la calidad de las aguas superficiales (CONAMA, 2006).

Una de las cuencas hidrográficas importantes a ser normadas próximamente en nuestro país y que ha sido considerada dentro de las 33 cuencas prioritarias en el estudio "Diagnóstico y Clasificación de los cursos y cuerpo de agua según Objetivos de Calidad" por la Dirección General de Aguas (DGA), corresponde a la cuenca del Río Choapa, Región de Coquimbo, debido a su importancia hidrológica a nivel regional (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

Las principales actividades económicas desarrolladas en la cuenca del Río Choapa son la minería, principalmente de cobre, seguida por la agricultura (DGA,

2004). Desde la cabecera hasta su desembocadura, las aguas del río Choapa son extraídas para uso de regadío, recibiendo además descargas de ríos y esteros, los que presentan un uso principalmente minero para la obtención de oro y cobre, tal es el caso de los tributarios río Illapel y río Cuncumén (SERNAGEOMIN, 2002). La mayor extracción de cobre en la cuenca del río Choapa es llevada a cabo por Minera los Pelambres, cuyas faenas se localizan en el río Cuncumén (SERNAGEOMIN, 2002).

La acción de la minería genera diversos impactos sobre los componentes del medio, entre los que se destaca, el aumento de la concentración de metales pesados en los acuíferos (Lagos, 1989). La generación de sus residuos hacia los cuerpos de agua, puede deberse a tres fuentes principales: sistemas de desagüe de minas, tranques de relaves y desmontes (Folchi, 2003). Sumado a ello, la cuenca del río Choapa se ha caracterizado por presentar altas concentraciones de metales en forma natural, como es el caso del aluminio, cobre, hierro y molibdeno, debido a los procesos de lixiviación y escorrentías (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

Como las comunidades de macroinvertebrados acuáticos responden a cambios en la calidad del agua, se espera que los distintos grados de impactos antropogénicos en la cuenca hidrográfica del río Choapa, se vean reflejados en la caracterización de la biota bentónica, considerando que su calidad ha sido históricamente afectada por cobre, molibdeno, aluminio y hierro (DGA, 2004). Se espera que las comunidades respondan a las variables forzantes más reconocidas, como son materia orgánica, concentración salina del medio, pH y oxígeno (Wetzler, 2001; Roldán, 2003); y que además éstas se vean afectadas por la presencia de los metales más contaminantes en la columna de agua (Clements y col, 2000; Clements, 2004; Sasaki y col, 2005).

De esta manera, mediante la realización del presente estudio se pretende aportar con nuevos enfoques a la evaluación de la calidad del agua, con herramientas prácticas que sirvan de apoyo a la gestión del recurso hídrico dentro del manejo integrado de las cuencas hidrográficas, que es uno de los objetivos prioritarios de la agenda ambiental 2006-2010 del gobierno de Chile (CONAMA, 2007).

### **1.1. Hipótesis**

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentan cambios de distribución y abundancia respondiendo a la física y la química del agua, lo que permitiría el uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en la cuenca hidrográfica del río Choapa.

### **1.2. Objetivo general**

Desarrollar metodologías de evaluación de la calidad del agua en la cuenca hidrográfica del río Choapa, utilizando comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

### **1.3. Objetivos específicos**

- Conocer la información disponible sobre la macrofauna bentónica en la cuenca del río Choapa, y desarrollar metodologías de muestreo para la evaluación de la calidad del agua.

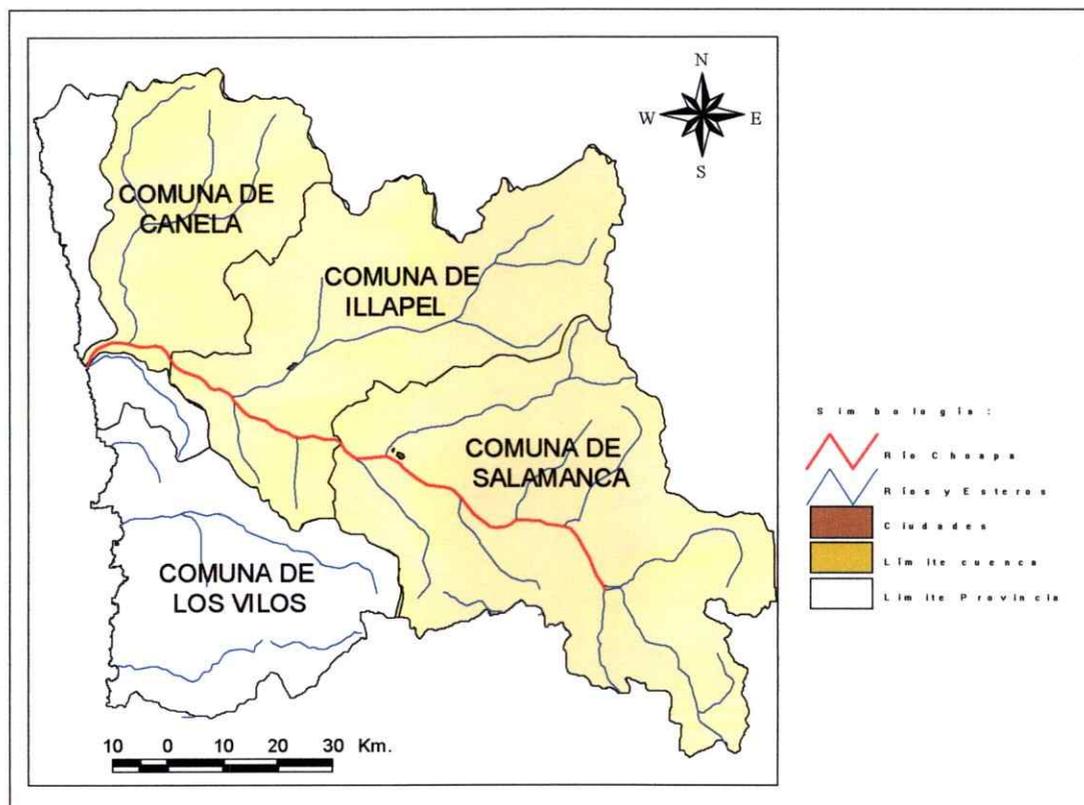
- Determinar variables biológicas comunitarias y poblacionales para los macroinvertebrados bentónicos, y aplicar índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua en la cuenca hidrográfica del río Choapa.
- Determinar relaciones entre las variables biológicas e índices bióticos y las variables físicas y químicas del sistema estudiado.

## 2 MATERIALES Y METODOS

### 2.1. Área de Estudio

La hoya hidrográfica del río Choapa se encuentra ubicada en la región Subhúmeda de Chile Central, Región de Coquimbo, Provincia de Choapa; entre las latitudes  $31^{\circ}10'S$  y  $32^{\circ}15'S$ . La cuenca del río Choapa está conformada por las Comunas de Salamanca, Illapel y gran fracción de Canela, abarcando una superficie total de  $8.124\text{km}^2$  (Fig. 1).

Figura 1. Cuenca hidrográfica del Río Choapa (área coloreada)

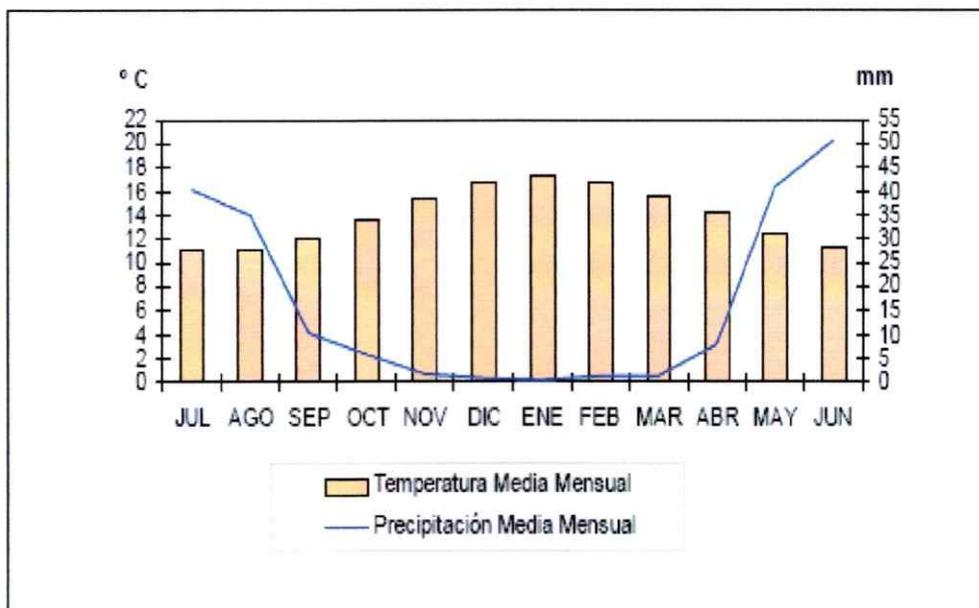


El río Choapa es el cauce principal que le da el nombre a la cuenca en estudio. Éste nace en la Cordillera de los Andes a unos 3000 msnm y a 140 km del mar, formado por la confluencia de los tributarios Totoral, Leiva y del Valle. Río abajo, recibe aportes de dos afluentes, Cuncumén y Chalinga (Niemeyer y Cereceda 1984). En su zona media, se incorpora el tributario Illapel por el Norte, y por el Sur esteros de poca relevancia, siendo el estero Camisas el más importante. Finalmente, desemboca al mar junto a la caleta de Huentelauquén, a unos 35 km al norte de Los Vilos (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

### **2.1.1. Clima**

La cuenca del río Choapa presenta tres tipos climáticos desde la Cordillera de los Andes hasta su desembocadura: Templado Frío en Altura, de Estepa Cálido con precipitaciones invernales y Estepárico Costero o Nuboso. El primero de ellos se localiza en la Cordillera de los Andes sobre los 3000 msnm, con características de alta precipitación, temperaturas bajas y nieves permanentes que aportan grandes volúmenes de agua por deshielo en la época estival. El segundo tipo de clima, entre los 800 y los 3000 msnm, se caracteriza por presentar sequedad ambiental, temperaturas mayores que en la costa y escasa precipitación con períodos de sequía. Por último, el clima Costero de la cuenca, que influye hasta unos 40 km al interior de los valles transversales, se caracteriza por su abundante nubosidad y temperaturas más moderadas. En el siguiente diagrama climático (Fig. 2), se presentan los valores de precipitación y temperaturas medias mensuales del río Choapa en el sector de confluencia con el río Illapel y desembocadura (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

**Figura 2.** Diagrama climático ombrotérmico, sector entre junta río Illapel y desembocadura (DGA, 2004)



### 2.1.2. Actividades antrópicas de alto impacto

Los principales usos del suelo de la cuenca del Choapa son: praderas naturales y acondicionadas (85%), extracción de estériles (áridos, pedregales y arenales) con un 9%, y cultivos (praderas sembradas, suelos para berbecho, y cultivos anuales y permanentes) con un 5% (INE, 1997).

Pese a que las praderas naturales y acondicionadas abarcan la mayor parte de la cuenca, corresponde a un rubro extensivo y poco rentable. Por el contrario, la minería, a pesar de abarcar un porcentaje menor de la cuenca, es la actividad más intensa y económicamente rentable, convirtiéndose en el rubro con mayor impacto dentro de la cuenca (DGA-CADE/IDEPE, 2004). Los principales minerales extraídos son el cobre y el oro, siendo las faenas cupríferas las más importantes, principalmente en los alrededores de la ciudad de Illapel, estero Auco, y en el nacimiento del río

Cuncumén. En este último lugar se emplaza la Minera Los Pelambres, mina a tajo abierto, cuya producción anual corresponde aproximadamente a 840.000 toneladas de concentrado de Cobre y 343.000 toneladas de cobre fino (DGA-CADE/IDEPE, 2004). Minera los Pelambres no descarga directamente sus afluentes a ningún cauce, ya que recircula sus materiales, excepto en dos ocasiones en el período 2001-2008, debido a accidentes ambientales por rebalse de compuestos que contienen relaves.

Por otro lado, en el río Illapel se han identificados numerosas mineras activas y otras abandonadas que vierten sus residuos a los cuerpos de agua, como son la planta minera Kattia, El Almendro, San Jorge y planta La Fortuna, localizadas próximas al estero Auco y río Illapel (SERNAGEOMIN, 2002). Adicionalmente, otros minerales extraídos en la cuenca del río Choapa son cuarzo, caliza y yeso (SERNAGEOMIN, 2002).

Debido a la gran actividad minera que presenta la cuenca del Choapa y a las características de su explotación, se han identificado altos niveles de cobre y sulfatos en sus aguas superficiales, superiores a los permitidos por norma de emisión de residuos industriales líquidos a cursos de aguas superficiales provenientes de faenas mineras (Decreto Supremo SERPRES N° 90/00) (DGA-CADE/IDEPE, 2004). Sumado a ello, la cuenca del río Choapa se ha caracterizado por presentar altas concentraciones de metales en forma natural, como es el caso del aluminio, cobre, hierro y molibdeno, debido a los procesos de lixiviación y escorrentías (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

La segunda actividad de mayor impacto en la cuenca es la agricultura, que es intensiva y permanente principalmente en el sector alto de la cuenca, donde se cultiva una variedad de frutales y viñas. Para el desarrollo de la actividad agrícola se

construyó el embalse Corrales en la comuna de Salamanca, con el fin de regular el agua para regadío (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

Otro impacto importante a considerar es la carga orgánica derivada de las aguas servidas generada por los asentamientos humanos. El mayor número de habitantes se concentra en las ciudades de Illapel y Salamanca, con 30.355 y 24.494 habitantes, respectivamente (INE, 2000). Para tratar las aguas se han construido cuatro plantas de tratamiento: en Illapel (río Illapel), Salamanca (estero La Canela) y en Canela Alto y Bajo (Río Choapa) (SISS, 2005).

### **2.1.3. Régimen hídrico**

Los ríos ubicados en la parte alta de la cuenca presentan un régimen nival, producto de los deshielos de la Cordillera de los Andes, mientras que las áreas de menor altura (hacia la desembocadura), son determinadas por aportes de agua de los deshielos y precipitaciones. En años normales, los valores en los caudales más altos se encuentran entre los meses de Octubre y Enero, y los mínimos entre Marzo y Julio (DGA-CADE/IDEPE, 2004). En años secos los caudales se muestran bajos y sin variaciones de importancia a lo largo del año, presentando pequeños aumentos entre los meses de Junio y Noviembre, en comparación al promedio mensual de los datos (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

## **2.2. Variables temporales y espaciales**

Se realizó una campaña de muestreo, en la estación de verano (Diciembre del 2007), correspondiente a una temporada de alto caudal. La selección de las zonas de muestreo se realizó a partir de la revisión bibliográfica de las principales actividades

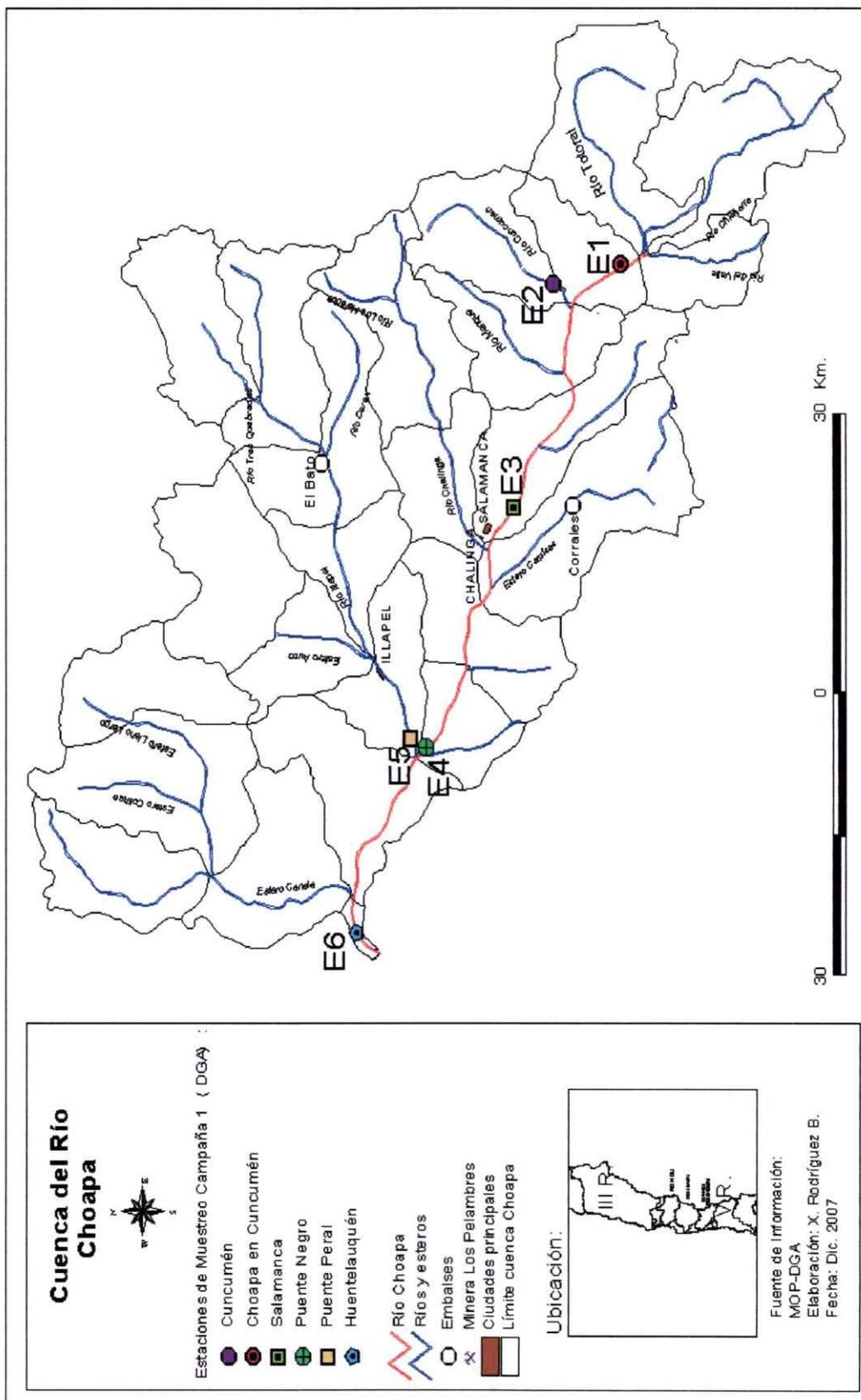
antropogénicas mencionadas en el punto 2.1.2. Primero, se definió un tramo no perturbado representativo de la zona, donde se situó una estación de muestreo que sirvió como referencia respecto a los impactos antrópicos generados aguas abajo (Resh y col, 1996; Plotnikoff y Wiseman 2001). Dicho lugar se localizó en las proximidades a la cabecera del río Choapa y se nombró como E1. Río abajo, se ubicaron cuatro estaciones, E3 en la ciudad de Salamanca, E4 en Puente Negro y E6 en desembocadura (Huentelauquén). Además, se definieron dos estaciones de muestreo en dos afluentes del río Choapa: río Cuncumén (E2) y río Illapel (E5). Cada estación de muestreo presentó impactos de diferente naturaleza y magnitud, los cuales se detallan en la Tabla 1.1. (Anexo 1).

Las estaciones de muestreo se georreferenciaron en terreno (equipo GPS eTrex Vista Garmin, PSAD 56 DATUM 19) (Tabla 1), (Fig. 4; a-f). La distribución espacial de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Choapa se muestra en la Fig. 3

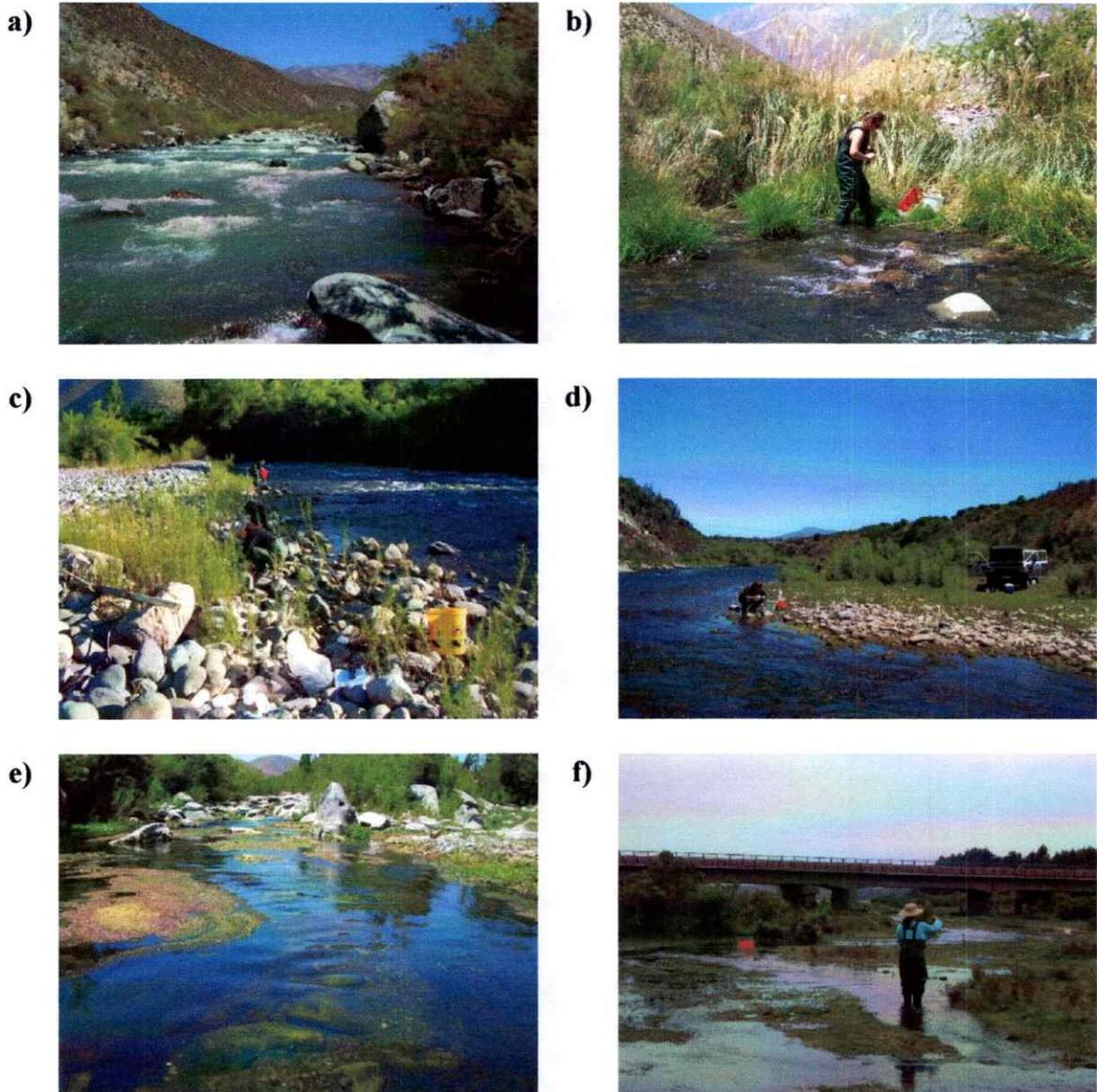
**Tabla 1. Localización geográfica de las estaciones de muestreo (E) en la cuenca hidrográfica del río Choapa**

ESTACIONES DE MUESTREO	RUTA DE ACCESO	NOMBRE	COORDENADAS UTM (PSAD 56)		ALT. (msnm)
			N	E	
Río Choapa en Cuncumén	Pasado pueblo Batuco	E1	6472465	347299	1117
Río Cuncumén antes bocatoma canales	Los Portones, Minera Los Pelambres	E2	6462158	349951	1193
Río Choapa en Salamanca	Puente Salamanca (Rivera Sur)	E3	6478721	317236	561
Río Choapa en Puente Negro	Río Choapa en Puente Negro	E4	6491969	235174	168
Río Illapel en Puente Peral	Río Illapel en Puente Peral	E5	6494495	236317	196
Río Choapa en Huentelauquén	Puente Huentelauquén	E6	6502619	260154	7

Figura 3. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo (E) en la cuenca hidrográfica del río Choapa



**Figura 4. Imágenes de las estaciones de muestreo**



**a) E1: Río Choapa en Cuncumén; b) E2: Río Cuncumén antes bocatoma canales; c) E3: Río Choapa en Salamanca; d) E4: Río Choapa en Puente Negro; e) E5: Río Illapel en Puente Peral; f) E6: Río Choapa en Huentelauquén.**

### 2.3. Metodologías físicas y químicas

#### 2.3.1. Variables medidas in situ

Las variables medidas en la columna de agua se muestran en la Tabla 2 (APHA, 1998). Los instrumentos fueron debidamente calibrados según el sistema de calidad del Laboratorio Químico de CENMA, acreditado a Nch 17025.

Tabla 2. Variables físicas y químicas medidas *in situ* e instrumentos utilizados

	VARIABLE	MÉTODO DE ANÁLISIS
Mediciones físicas y químicas <i>in situ</i> en la columna de agua	pH	Potenciométrico. pHmetro/termómetro/ORP marca Hanna modelo Combo
	Temperatura (°C)	Potenciométrico. pHmetro/termómetro/ORP marca Hanna modelo Combo
	Potencial redox (mV)	Potenciométrico. pHmetro/termómetro/ORP marca Hanna modelo Combo
	Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Conductímetro marca Hach modelo CO 150
	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Oxigenómetro de terreno marca YSI modelo 95/10
	Sólidos disueltos totales (mg/l)	Conductímetro marca Hach modelo CO 150

#### 2.3.2. Metodologías de muestreo

La toma de las muestras, su preservación, el transporte y su posterior análisis, se realizaron en base a las Normas Chilenas Oficiales del Instituto Nacional de Normalización, INN (Tabla 3).

Tabla 3. Normas chilenas utilizadas para el muestreo y análisis de agua superficial

NORMA	TÍTULO
NCh 411/2.Of. 96	Calidad del agua - Muestreo - Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo
NCh 411/3.Of. 96	Calidad del agua - Muestreo - Parte 3: Guía sobre la preservación y manejo de las muestras
NCh 411/6.Of. 98	Calidad del agua - Muestreo - Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua
NCh-ISO Of. 17025	Requisitos generales para la competencia de laboratorios de ensayo y calibración

### 2.2.3. Metodologías de análisis

Los análisis de los compuestos o elementos físicos y químicos, se realizaron en el laboratorio Químico del Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), (APHA, 1998) (Tabla 4).

**Tabla 4. Métodos para la determinación de compuestos y/o elementos**

COMPUESTO O ELEMENTO	METODOLOGÍA
Sólidos disueltos totales (SDT)	2540 C Total dissolved Solids dried at 180°C.
Sólidos suspendidos totales (SST)	2540 D. Total Suspended Solids Dried at 103-105°C
DBO <sub>5</sub>	5210 B. 5-Day Test
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	4500-NH <sub>3</sub> F. Phenate Method
Amonio	4110 Determination of Anions by Ion Chromatography
Fósforo total	4500-P E. Ascorbic Acid Method
Cationes y Aniones	4110 Determination of Anions by Ion Chromatography
Metales totales y disueltos	3125 B Inductively couple Plasma/Mass spectrometry (ICP/MS) Method

### 2.2.4. Clasificación según clase objetivo de calidad

Se analizaron las tendencias generales de los datos físicos y químicos, y se clasificaron según la "clase objetivo de calidad" que indica la guía para elaboración de NSCA (CONAMA, 2005). Esta guía clasifica la calidad de las aguas en tres clases (C) de calidad, según determinados rangos de valores por elemento o compuesto físico y químico (CONAMA, 2005) (Tabla 5).

**Tabla 5. Clases de calidad de aguas según guía para NSCA (CONAMA, 2005)**

<b>NOMBRE</b>	<b>CLASE DE CALIDAD</b>	<b>CARACTERÍSTICA DE LA CLASE</b>
C0	Clase excepcional	Indica un agua que, por su extraordinaria pureza y escasez, forma parte del patrimonio ambiental de la República
C1	Clase 1	Muy buena calidad
C2	Clase 2	Buena calidad
C3	Clase 3	Regular calidad
C4	Clase 4	Mala calidad

### **2.3. Metodología para macroinvertebrados bentónicos**

#### **2.3.1. Metodologías de muestreo**

Se realizaron muestreos aleatorios de fauna de macroinvertebrados bentónicos (Resh y col, 1996; De la Lanza y col, 2000) mediante la utilización una red Surber de 0,09m<sup>2</sup> de área de superficie y de apertura de malla de 250 µm, que permitió la captura de los primeros estados de insectos acuáticos (Surber, 1973). Los organismos se obtuvieron al limpiar o "lavar" con la mano los sustratos tales como piedras, troncos, raíces y/o masas de algas. Adicionalmente, se realizó un muestreo cualitativo "barriendo" todos los hábitats presentes en cada estación de muestreo. Se recolectaron tres réplicas cuantitativas y una cualitativa por estación, preservando la macrofauna en frascos de 250 ml, con Alcohol al 70%.

La toma de muestras se realizó en puntos representativos del tipo de hábitat y sustrato de manera de estandarizar el muestreo (Lopretto y Tell 1995; Jáimez-Cuéllar y col, 2002). El muestreo se realizó desde aguas abajo hacia aguas arriba para evitar perturbar los organismos. Una vez terminado el trabajo se revisaron y lavaron los materiales para evitar las mezclas de organismos de dos estaciones diferentes.

### 2.3.2. Metodologías de análisis

El análisis de las muestras se realizó bajo una lupa SM2-U de zoom 1:100, marca NIKON y una lámpara de luz de fibra óptica MKII de igual marca. Los individuos obtenidos se cuantificaron e identificaron hasta el nivel taxonómico de Familia, mediante la utilización de claves taxonómicas (Lopretto y Tell, 1995; Domínguez y Fernández, 2001; Roldán, 2003; Sabando y Peñaloza 2006).

Los resultados se expresaron en términos de abundancia por taxa para cada estación de muestreo, estimada como el número de individuos por metro cuadrado (ind./ m<sup>2</sup>).

#### 2.3.2.1. Abundancias, riqueza y diversidad biológica

Se determinó la abundancia total, la riqueza, la diversidad biológica de Shannon-Wiever (1963) y de Simpson (1949), y la equidad de Shannon-Wiever (Krebs, 1999; Hammer y col, 2001), para las seis estaciones de muestreo (E1, E2, E3, E4, E5 y E6), y posteriormente sólo para las estaciones del cauce principal (río Choapa) (E1, E3, E4 y E6). Para establecer diferencias significativas entre estaciones, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, con un nivel de significancia  $\alpha = 0,05$ ; y luego, el test no paramétrico *a posteriori* de Mann-Whitney, para la comparación entre pares de estaciones.

Para comparar la riqueza del muestreo cuantitativo con la del cualitativo, se aplicó el Test de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha = 0,05$ ), con el objeto de contrastar la riqueza obtenida con el muestreo cuantitativo en un área determinada (tres réplicas de 0,09 m<sup>2</sup> cada una), con la riqueza del muestreo cualitativo, donde se abarcó un área mayor y hábitat diferentes.

Los cálculos para las variables biológicas antes mencionadas y los test estadísticos asociados se realizaron mediante el programa PAST versión 1.77 (Hammer y col, 2001).

Finalmente, se calcularon y se graficaron las abundancias relativas de los taxa que presentaron abundancia mayor al 5%.

#### **2.3.2.2. Análisis multivariado para las estructuras comunitarias**

Se realizó un agrupamiento mediante un cluster (dendrograma), un análisis de disimilitud de Bray-Curtis para la obtención de los conglomerados principales, y una representación gráfica de los conglomerados a través de un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (n-MDS) (Clarke, 1993). Para el MDS, el valor de coeficiente de estrés  $<0,2$  se consideró como satisfactorio (Clarke, 1993). Debido a que los análisis multivariados son solamente exploratorios, la confirmación estadística se demostró con el Análisis de Similitud (ANOSIM) de una vía, con  $\alpha = 0,05$ .

La contribución de cada taxa a las diferencias de disimilitud entre las estaciones, se determinaron mediante la prueba SIMPER (Porcentaje de Similitud) (Clarke y Warwick 1994). Todos los análisis antes mencionados se realizaron mediante el software PRIMER 6.0 (Clark y Ainsworth 1993).

#### **2.3.2.3. Índice biótico cualitativo, ChBMWP**

El ChBMWP, Biological Monitoring Working Party *para Chile* (Armitage y col, 1983; Alba-Tercedor, 1996; modificado por Figueroa y col, 2007 para Chile), es un método cualitativo (presencia/ausencia) que requiere de la identificación de los organismos a nivel taxonómico de Familia. El puntaje para cada Familia va de 1 a 10

basado en la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica, donde el valor 10 corresponde al menos tolerante a la contaminación orgánica, y 0 corresponde a la mayor tolerancia. (Tabla 2. 1, Anexo 7.2). La suma de los puntajes de todas las Familias da como resultado el puntaje total *ChBMWP*, que representa el valor del índice. Los valores obtenidos se llevan a una tabla de cinco clases de calidades de agua (Figuroa y col, 2007) (Tabla 2.2, Anexo 7.2). Aquellos valores que quedan cinco unidades por exceso o por defecto de los límites establecidos en la tabla han de considerarse entre dos clases de calidad, alternando los colores representativos de las clases de calidad correspondientes. Un valor alto del índice indica un grado de contaminación ambiental menor y viceversa.

#### **2.3.2.4. Índice biótico cuantitativo, *ChIBF***

Para el cálculo del *ChIBF*, Índice Biótico por Familia *para Chile* (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988. Modificado por Resh y col (1996) y por Figuroa y col (2007) para Chile), una vez identificados y cuantificados los organismos hasta nivel de Familia, a las cuales se les determina el puntaje de tolerancia (Figuroa y col, 2007) (Tabla 2. 4, Anexo 7.2). Los puntajes de tolerancia son traspasados a la ficha de trabajo (Tabla 2. 3, Anexo 7.2) y luego multiplicados por el número de organismos por Familia, en donde el valor 0 corresponde al menos tolerante a la contaminación orgánica, mientras que el valor 10 corresponde al más tolerante. Los resultados son sumados y divididos por el total de organismos en el sitio de muestreo, obteniéndose así el *ChIBF*. Posteriormente los valores del *ChIBF* se expresan en las clases de calidad ambiental (Tabla 2. 5, Anexo 7.2) (Resh y col, 1996). Aquellos valores que queden 0,5 unidades por exceso o por defecto de los límites establecidos en la tabla han de considerarse

entre dos clases de calidades, alternando los colores representativos de las clases de calidad correspondientes

#### **2.3.2.5. Índice biótico cualitativo, EPT**

Para calcular el EPT, índice que mide el % de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Carrera y Fierro, 2001), se elabora una tabla, donde se indica la clasificación de organismos hasta nivel taxonómico de Orden y la abundancia de los EPT (Tabla 2. 6, Anexo 7.2). Los EPT presentes se dividen por la abundancia total de organismos y este valor se lleva a una tabla de clasificación de calidad de agua, que va desde muy buena a mala calidad (Tabla 2.7, Anexo 7.2) (Carrera y Fierro 2001).

#### **2.3.2.6. Relaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas**

Para la determinación de relaciones, entre las variables físicas y químicas a lo largo del curso del agua con las variables biológicas, se estableció el grado de correlación lineal (correlación de Pearson), con el software PAST versión 1.77 (Hammer y col, 2001). Para resumir los resultados, se seleccionaron sólo las correlaciones que cumplieron con los siguientes criterios:

- 1) que los parámetros biológicos abundancia total, riqueza, índices de Shannon-Wiever, índice de Simpson y equidad, presentaran diferencias significativas entre estaciones para el test no paramétrico de Kruskal-Wallis
- 2) que los taxa representaran una abundancia relativa mayor al 5%
- 3) que los parámetros físicos o químicos estuviesen dentro de una categoría igual o superior a la Clase 2 según la guía para elaborar NSCA, y que los metales seleccionados se encontraran disponibles para la biota (metales disueltos)

4) que la correlación presentara un nivel de significancia mayor al 5% ( $\alpha = 0,05$ )

Para las correlaciones entre los parámetros físicos y químicos con los índices bióticos EPT y *ChIBF*, sólo se consideró el punto 3).

Luego, se realizaron análisis de regresión múltiple (Zar, 1999) con los taxa que más contribuyeron a las diferencias entre estaciones (Test SIMPER, ver punto 2.3.2.2.), con el objeto de determinar las variables ambientales explicativas de los patrones de abundancia de dichos taxa, descartando aquéllas variables físicas y químicas que no aportan información. Este cálculo se realizó con STATISTICA 7.0.

Las relaciones entre toda la comunidad observada en cada estación de muestreo con sus respectivas variables ambientales se pusieron a prueba utilizando el software PRIMER 6.0 a través de la prueba estadística multivariada Best (Clarke y Ainsworth 1993). Esta prueba busca la mejor combinación de variables ambientales, explicando a la comunidad biológica como un todo, considerando su estructura y abundancia por taxón.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1. Variables físicas y químicas

Los resultados y la clasificación de las variables físicas y químicas según las clases de calidad establecidas en la guía CONAMA para elaboración de NSCA (CONAMA, 2005) (Tabla 6).

**Tabla 6.** Variables físicas y químicas para las estación de muestreo (E)<sup>1</sup>

Variable	Unidad	LD	Estaciones de muestreo					
			E1	E2	E3	E4	E5	E6
Hora de muestreo	H:m	--	15:30	13:30	8:30	11:30	13:30	16:30
<b>Mediciones físicas y químicas <i>in situ</i></b>								
Velocidad	m/s	--	1,25	0,97	1,11	0,97	1,11	1,11
pH	--	--	7,94	7,75	8,29	9,06	8,79	8,00
Temperatura	°C	--	15,80	20,30	15,50	21,43	25,97	23,90
Potencial redox	mV	--	117,00	167,67	90,00	12,93	78,33	66,67
Cond. Eléctrica	µS/cm	--	227,00	597,67	341,00	445,00	890,00	425,00
Oxígeno disuelto	mg/L	--	11,91	11,53	7,50	8,30	7,40	8,30
Oxígeno disuelto	%	--	120,23	123,20	92,00	102,00	92,00	105,00
SDT (in situ)	mg/L	--	102,00	337,00	148,00	199,00	402,00	190,00
<b>Análisis físicos y químicos en el laboratorio</b>								
SDT (lab)	mg/L	0,28	148	316	208	264	560	254
SST	mg/L	0,34	64,00	10,00	16,00	6,00	50,00	18,00
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /L	--	2,39	3,07	5,81	4,4	4,39	4,32
NTK	mg/L	0,78	0,86	0,97	0,54	0,57	0,6	0,81
Amonio	mg/L	0,056	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Fósforo total	mg/L	0,315	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Calcio	mg/L	0,034	26,8	70,7	38,1	43,3	73,8	37,2
Sodio	mg/L	0,034	9,51	38,7	4,82	7,25	20,7	7,64
Magnesio	mg/L	0,024	4,47	6,11	7,41	10,9	25,6	10,9
Cloruro	mg/L	0,093	14,4	19,1	19,1	38,3	43,1	33,5
Sulfatos	mg/L	0,131	36	147	80	98	122	36
<b>Análisis de metales totales</b>								
B(t)	mg/L	0,005	0,0656	0,112	0,0719	0,0824	0,0847	0,0756
Cu(t)	µg/L	3,91	<LD	115	<LD	<LD	<LD	<LD
Cr(t)	µg/L	8,20	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Fe(t)	mg/L	0,00541	0,167	0,032	0,0753	0,0619	0,0213	0,0664
Mn(t)	mg/L	0,002	0,0233	0,0604	0,0102	0,00819	0,0263	0,0039
Mo(t)	mg/L	0,008	<LD	0,00979	<LD	<LD	0,0103	<LD
Ni(t)	µg/L	5,24	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Se(t)	µg/L	4,09	<LD	24,5	17,1	26,3	35,2	19,5
Zn(t)	mg/L	0,00457	<LD	0,00929	<LD	<LD	<LD	<LD
Al(t)	mg/L	0,019	0,291	0,052	0,126	0,0671	<LD	0,070
As(t)	mg/L	0,00813	-	<LD	0,0177	<LD	<LD	<LD
Cd(t)	µg/L	2,10	1,09	2,74	1,81	1,81	2,17	1,56

Variable	Unidad	LD	Estaciones de muestreo					
			E1	E2	E3	E4	E5	E6
Pb(t)	mg/L	0,00218	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ag(t)	µg/L	7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
V(t)	µg/L	8	11,1	10,1	11,2	12,7	15,7	12,5
Ba(t)	µg/L	2,00	10,9	7,11	12,8	15,6	28,9	14,9
Be(t)	µg/L	0,3	1,8	1,73	1,77	1,74	1,72	1,71
Co(t)	µg/L	7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
<b>Análisis de metales disueltos</b>								
B(d)	mg/L	0,005	0,0624	0,110	0,0707	0,0803	0,0807	0,0748
Cu(d)	µg/L	3,91	<LD	30,9	<LD	<LD	<LD	<LD
Cr(d)	µg/L	8,20	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Fe(d)	mg/L	0,00541	0,0109	0,00601	0,00922	0,00725	0,013	0,0114
Mn(d)	mg/L	0,002	0,00811	0,0474	0,00525	0,004	0,0135	0,00219
Mo(d)	mg/L	0,008	<LD	0,00922	<LD	<LD	0,00903	<LD
Ni(d)	µg/L	5,24	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Se(d)	µg/L	4,09	15,8	15,7	20,5	<LD	46	14,9
Zn(d)	mg/L	0,00457	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Al(d)	mg/L	0,019	0,036	0,0188	0,021	<LD	0,0139	0,00866
As(d)	mg/L	0,00813	0,0169	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cd(d)	µg/L	2,10	1,17	2,64	1,89	1,82	2,18	1,85
Pb(d)	mg/L	0,00218	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ag(d)	µg/L	7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
V(d)	µg/L	8	10,7	10	10,5	12,1	15,4	12
Ba(d)	µg/L	2,00	8,48	7,16	11,9	14,8	28,2	14,2
Be(d)	µg/L	0,3	1,77	1,7	1,71	1,74	1,7	1,82
Co(d)	µg/L	7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

LD = Límite de detección. Los valores que se encuentran coloreados están clasificados según la guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales, según el siguiente criterio: CELESTE = Clase de excepción (C0); VERDE = Clase 1, Muy buena calidad (C1); AMARILLO = Clase 2, Buena calidad (C2); NARANJO = Clase 3, Regular calidad (C3) y ROJO = Clase 4, Mala calidad (C4).

Del total de compuestos y/o elementos físicos y químicos medidos en la cuenca hidrográfica del río Choapa, ninguno superó el valor para la clase de calidad 3, por lo que no hubo parámetros para calidad Mala (Clase 4).

Se observó una alta concentración de aluminio total en las dos primeras estaciones del cauce principal, E1 y E3 (calidad Regular), concentraciones elevadas de selenio en todas las estaciones de muestreo (clases de Buena a Regular calidad), y una tendencia al aumento de pH a través del río Choapa, superando el valor 9,06 en E4, y un aumento de los valores de la materia orgánica estimada como DBO<sub>5</sub>, que presentó un valor máximo de 5,81 mgO<sub>2</sub>/L en Salamanca (E3).

En los afluentes del río Choapa, Cuncumén (E2) e Illapel (E5), se observó mayor número de variables físicas y químicas en clase de calidad 2 y 3. En el río

Cuncumén (E2), se presentaron valores altos de cobre, selenio, cadmio y manganeso, mientras que la estación ubicada en el río Illapel (E5), se observaron altos valores para molibdeno, cadmio y selenio, donde se observó altas concentraciones de Sólidos Disueltos Totales (SDT), cuyas concentraciones indicaron aguas de calidad Regular (Tabla 7). En el río Illapel (E5) y en el río Cuncumén (E2), se observaron las concentraciones más altas para los metales molibdeno y cobre, los cuales se relacionan con la actividad minera para la extracción de cobre (DGA-CADE/IDEPE, 2004), sin embargo, la clasificación para estos metales fue de Buena calidad.

**Tabla 7.** Resumen de los compuestos y/o elementos en clases de Buena y Regular calidad según guía para elaborar NSCA (CONAMA, 2005)<sup>1,2</sup>.

Estación de muestreo	Localización	Parámetros, compuestos y/o elementos en Clase 2 (Buena calidad)	Parámetros, compuestos y/o elementos en Clase 3 (Regular calidad)
E1	Río Choapa en Cuncumén	Se(d)	SST, Al(t)
E2	Río Cuncumén antes bocatoma canales	Cu(t), Cu(d), Cd(t), Cd(d), Mn(t), Se(d),	Se(t)
E3	Río Choapa en Salamanca	DBO <sub>5</sub> , Se(t)	Al(t), Se(d)
E4	Río Choapa en Puente Negro	pH (9,06)	Se(t)
E5	Río Illapel en Puente Peral	pH (8,79), CE, OD, Mo(t), Cd(d)	SST, SDT, Se(t), Se(d)
E6	Río Choapa en Huentelauquén	Se(t), Se(d)	

<sup>1</sup> Los valores que se encuentran coloreados están clasificados según la guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas, según el siguiente criterio: CELESTE = Clase de excepción (C0); VERDE = Clase 1, Muy buena calidad (C1); AMARILLO = Clase 2, Buena calidad (C2); NARANJO = Clase 3, Regular calidad (C3) y ROJO = Clase 4, Mala calidad (C4).

<sup>2</sup> Para los metales: (t) indica metales totales y (d) indica metales disueltos.

### 3.2. Variables biológicas: macroinvertebrados bentónicos

#### 3.2.1. Composición taxonómica de macroinvertebrados bentónicos

El listado general de organismos incluyó 28 taxa, cuyos representantes correspondieron principalmente a estados inmaduros de los insectos Trichoptera y Diptera. En la Tabla 8 se muestran organismos que se obtuvieron mediante el muestreo cuantitativo (casillas coloreadas en celeste) y aquéllos colectados en el muestreo cualitativo (casillas coloreadas en gris). En general, se observó que existen similitudes con la obtención de taxa con una u otra técnica de muestreo.

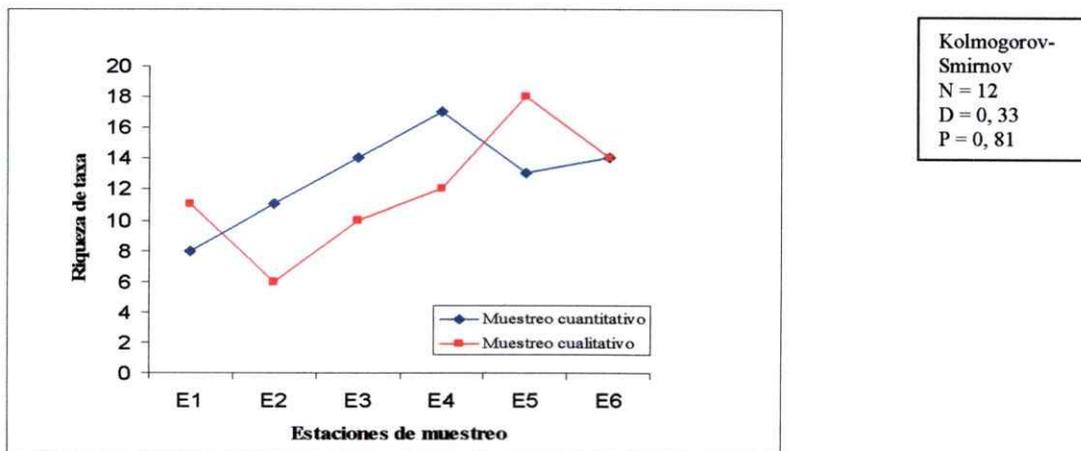
**Tabla 8.** Clasificación taxonómica de macroinvertebrados bentónicos colectados en el muestreo cuantitativo (celeste) y cualitativo (gris), en las estaciones de muestreo (E)

Clasificación taxonómica				Estaciones de muestreo												
Clase	Orden	Familia	Género	E1	E1	E2	E2	E3	E3	E4	E4	E5	E5	E6	E6	
Insecta	Plecoptera	Diamphipnoidae	Kemphyella		x											
		Ephemeroptera	Beatidae	Andesiops	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Deceptiviosa			x	x	x	x	x	x						x	
	Caenidae										x	x			x	x
	Leptophlebiidae			x	x			x	x					x	x	
	Trichoptera	Glossosomatidae							x		x					
			Hydrobiosidae		x	x	x		x							
			Hydropsychidae	Smicridea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		Hydroptilidae	Leucotrichia					x	x	x	x	x	x	x	x	x
			Meritrichia					x	x	x	x	x	x	x	x	x
			Oxyethira									x	x			
		Leptoceridae			x						x	x	x			x
	Odonata	Aeshnidae			x											
		Gomphidae										x				
		Lestidae	Lestes				x					x	x			
	Diptera	Athericidae			x											
		Ceratopogonidae					x						x			
		Chironomidae		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		Empididae				x	x									
		Tipulidae							x	x	x				x	
Coleoptera	Elmidae	Austrelmis	x	X	x	x	x	x	x			x	x			
	Gyrinidae							x	x			x	x	x		

Clasificación taxonómica				Estaciones de muestreo											
Clase	Orden	Familia	Género	E1	E1	E2	E2	E3	E3	E4	E4	E5	E5	E6	E6
		Hydrophilidae						x							
	Hemiptera	Belostomatidae									x		x		
		Corixidae				x				x	x	x	x		
	Megaloptera	Corydalidae				x									
	Collembola										x				
Arachnidea	Acari	Acari sp1		x	X										
		Hygrobatidae		x		x	x	x				x			
Gastropoda	Basommatophora	Physidae						x	x	x	x	x	x	x	x
Turbellaria	Tricladida	Planariidae						x	x	x	x	x	x	x	x
Hirudinea											x	x		x	x
Oligochaeta	Haplotaxida	Naididae	Nais					x		x	x	x	x	x	x
Crustacea	Amphipoda	Hyalellidae	Hyalella								x	x	x	x	
	Ostracoda										x	x		x	x

Al comparar la riqueza del muestreo cuantitativo con el cualitativo mediante el test de Kolmogorov-Smirnov, se observó que no hay diferencias significativas entre el uso de una u otra metodología (N = 12; D=0,33; p = 0,81). En la Fig. 5, se muestran los taxa colectados para cada tipo de muestreo, donde la riqueza para el muestreo cuantitativo corresponden a la suma de las tres réplicas para cada estación de muestreo.

Figura 5. Riqueza absoluta para los muestreos cuantitativo y cualitativo



Como se muestra en la Tabla 8, se presentaron cambios de la distribución espacial de los taxa para las estaciones de muestreo definidas en la cuenca del río Choapa. Se observó que ciertas taxa se encontraban exclusivamente en algunas estaciones de muestreo, evidenciando cambios en composición en el gradiente altitudinal. Sólo en la estación de referencia (E1), se colectó la Familia Diampiphnoidae, cuyas náyades han sido descritas como de aguas limpias de la alta Cordillera cercanas a las cabeceras de los ríos (De la Lanza y col, 2000; Comunicación personal Catalina Sabando). En esta misma estación (E1), se colectó Aeshnidae, un odonata depredador que habita ambientes poco o muy poco contaminados (Roldán, 2003; Figueroa y col, 2007) y Athericidae, que en general, habitan lugares muy poco contaminados (Roldán, 2003; Figueroa y col, 2007).

Río abajo por el cauce principal del río Choapa, en E5 y E6, se observó otra composición de organismos, conformado por Ostracoda, Planariidae y Naididae, todos ellos indicadores de aguas de Mala a Muy Mala calidad (Roldán 2003, Figueroa y col, 2007)

Los afluentes del río Choapa presentaron organismos que sólo fueron colectados en sus cauces. En el río Cuncumén (E2) se colectó Corydalidae, un megalóptero depredador cuya presencia es específica de sitios con mejores calidad de agua (Donoso, 2006), mientras que en el río Illapel (E5), se colectaron Gomphidae y Lestidae, que según la literatura son indicadores de regular a buena calidad (De la Lanza y col, 2000).

Por el contrario, algunos taxa presentaron amplia distribución espacial, como son Baetidae, Hydropsychidae y Chironomidae, que han sido descritos para una gran cantidad de sustratos y hábitat (De La Lanza, 2000). En general, a Chironomidae e Hydropsychidae se les ha asociado con una abundante carga materia orgánica en

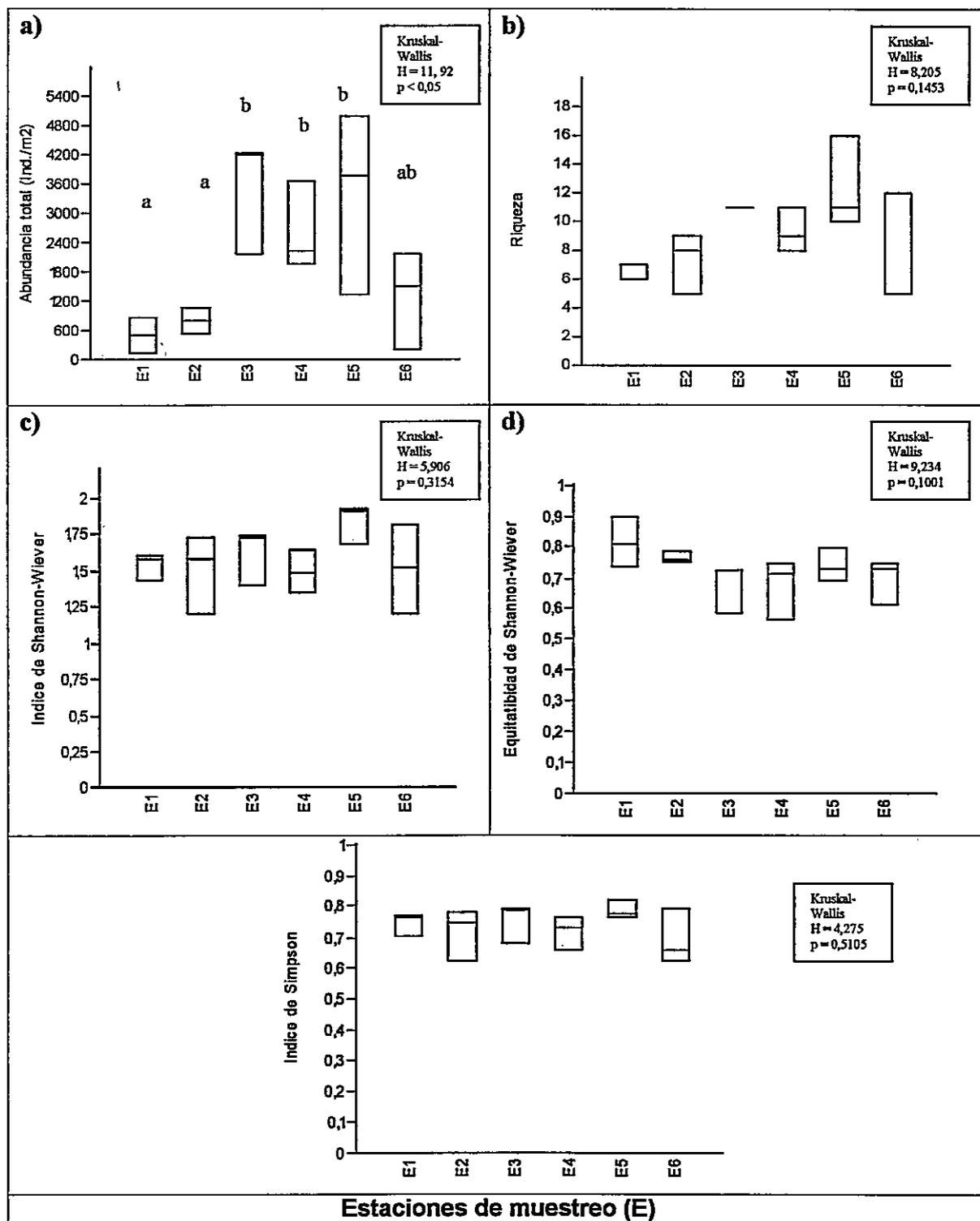
descomposición y presencia de metales pesados, como también con bajas concentraciones de oxígeno (De La Lanza, 2000; Domínguez y Fernández 2001; Roldán, 2003; Figueroa, 2004).

### 3.2.2. Abundancias, riqueza y diversidad biológica

Ninguna de las siguientes variables biológicas presentó diferencias significativas entre estaciones de muestreo (Kruskal-Wallis, no paramétrico,  $\alpha=0,05$ ): riqueza (N=18,  $p=0,1453$ ); diversidad de Shannon-Wiever (N=18,  $p=0,3154$ ); diversidad de Simpson (N=18,  $p=0,5106$ ) y equidad (N=18;  $p=0,1001$ ) (Fig. 6; b-e). Pese a ello, se pudo observar una tendencia al aumento de la riqueza en la zona media del cauce principal, a la vez que los índices de Shannon-Wiever y Simpson presentaron una tendencia a ser menores en E1 y E6; y comparativamente mayores en el afluente Illapel (E5). La equidad tendió a ser mayor en la estación de referencia (E1).

Por el contrario, la abundancia total fue la única variable biológica que presentó diferencias significativas entre estaciones de muestreo (N=18,  $p<0,05$ ). El test a *posteriori* de Mann-Whitney (N=18;  $p=0,081$ ) arrojó diferencias marginalmente significativas entre las estaciones E3, E4 y E5, las cuales presentaron mayor abundancia con respecto a las estaciones E1 y E2. E6 no presentó diferencias significativas en relación a las demás estaciones de muestreo (Fig. 6; a).

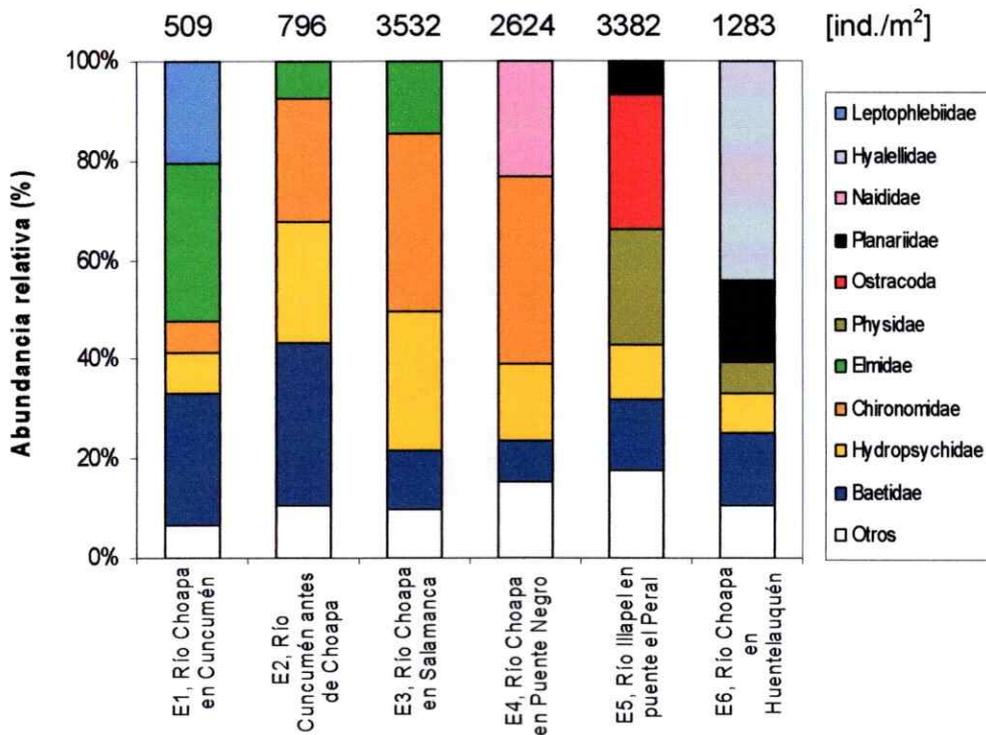
Figura 6. Medianas de variables biológicas a través de las estaciones de muestreo (E)



Cuando se compararon las estaciones del cauce principal a través del test no paramétrico de Kruskal-Wallis, no se encontraron diferencias significativas para riqueza (N=12; H=4,27; p=0,23); índice de Shannon-Wiener (N=12; H=0,85; p=0,84), equitatividad J' (N=12; H=5,0; p=0,17) e índice de Simpson (N=12; H=1,77; p=0,62). Se encontraron diferencias significativas para la abundancia total de organismos (N=12; H=7,91; p>0,05); donde el test *a posteriori* de Mann-Whitney (N=12; p = 0,081) arrojó los mismos resultados que con el total de las estaciones de muestreo.

Por otro lado, las abundancias relativas para los macroinvertebrados bentónicos presentaron cambios a través de las estaciones de muestreo, lo que evidenció cambios en las estructuras comunitarias en el gradiente altitudinal (Fig. 7).

**Figura 7.** Abundancias relativas para los taxa colectados, y abundancia total a través de las estaciones de muestreo (E)<sup>1</sup>



<sup>1</sup>Los números en la parte superior del gráfico corresponden a las abundancias totales para cada E

Como se muestra en Fig. 7, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentaron diferentes composiciones taxonómicas a través de las estaciones de muestreo (E). En E1, se observó una presencia mayoritaria de Elmidae (31,55%), Baetidae (26,39%) y Leptophlebiidae (20,63%), todos ellos citados como organismos bioindicadores de aguas limpias o ligeramente contaminadas (Lopretto y Tell 1995; Roldán 1996; De La Lanza, 2000; SAG-CENMA, 2006; Donoso, 2006; Córdova, 2007). En cambio, en el afluente E2 las mayores abundancias fueron para Baetidae (32,54%), Chironomidae (24,62%) e Hydropsychidae (24,25%); éstos dos últimos se han encontrado en aguas de calidad regular a mala (Lopretto y Tell 1995; Roldán 1996; De La Lanza, 2000; Domínguez y Fernández 2001; Figueroa, 2004).

Luego, al comparar E3 con E1 (ambas ubicadas en el cauce principal del Río Choapa), no se observó la presencia de Leptophlebiidae en E3 y se vio un aumento Chironomidae (35,56%) e Hydropsychidae (28,11%), acompañado con una tendencia a la disminución de la abundancia de Elmidae (14,69%) y Baetidae (11,75%).

Siguiendo por el cauce principal del Río Choapa, en E4, Chironomidae, Baetidae e Hydropsychidae no variaron respecto a E3, siendo Chironomidae la familia con mayor abundancia en ambas estaciones (35,56% en E3 y 37,84% en E4). En E4, la abundancia de Elmidae fue menor al 5%, mientras que se vio un aumento del oligoqueto Naididae (23,37%), que ha sido citado como bioindicador de aguas muy contaminadas (Roldán, 1996; Figueroa, 2004; Córdova, 2007; Figueroa y col, 2007).

En el río Illapel (E5), las abundancias relativas más importantes fueron Ostracoda (27,05%) y Physidae (23,33%), siendo éste último considerado en la literatura como indicador de aguas relativamente contaminadas (Lopretto y Tell 1995; Roldán 1996; De La Lanza, 2000). Además, la abundancia de Planariidae fue importante en E5 (Clase Turbellaria), con un 6,89%, el cual ha sido considerado como

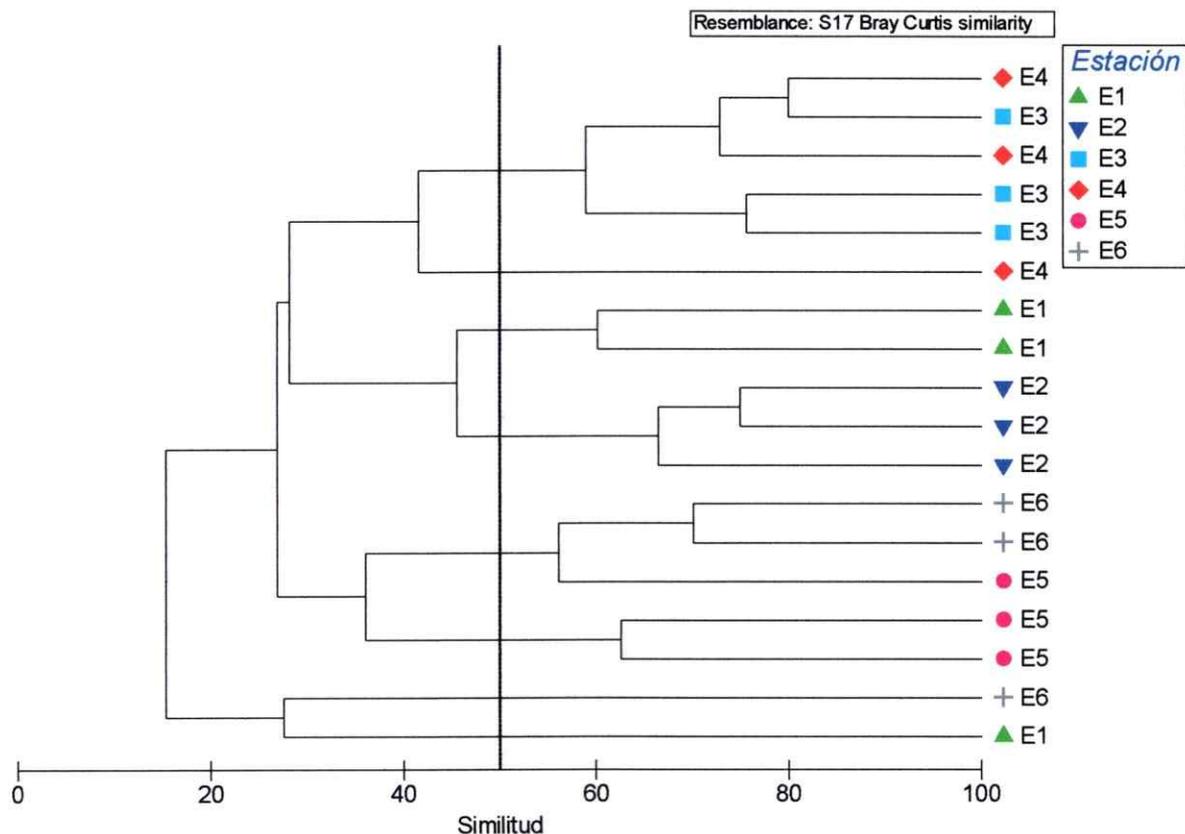
un bioindicador de aguas con mediana calidad (Roldán 1996; De La Lanza, 2000; Figueroa y col, 2007).

En el tramo final del río Choapa, al comparar E4 con E6 (ubicados consecutivamente en el Río Choapa), las Familias Baetidae e Hydropsychidae no presentaron mayores variaciones, a la vez que dejó de aparecer Chironomidae y Naididae. Adicionalmente, se vio una abundancia predominante de Familia Hyalellidae (44,19%), un microcrustáceo descrito en la literatura como bioindicador de aguas de relativa calidad, asociado a materia orgánica en descomposición, donde se forman densas poblaciones (Roldán 1996; De La Lanza, 2000; Figueroa y col, 2007). En E6 apareció por única vez en el cauce principal Planariidae (16,45%) y Physidae (6,31%), lo que podría dar cuenta de una influencia del afluente Illapel.

### **3.2.3. Análisis multivariados para las estructuras comunitarias**

Considerando una similitud del 50%, del análisis de disimilitud de Bray-Curtis, se observaron cinco conglomerados principales, donde cada uno incluyó dentro de sí una localidad de muestreo, a excepción del grupo conformado por muestras obtenidas en E3 y E4, que se agruparon juntas (Fig. 8). E3 (río Choapa en Salamanca) y E4 (río Choapa en Puente Negro), se encuentran consecutivamente en el río Choapa, a una menor altura respecto a las estaciones E1 y E2, que se ubicaron sobre los 1000 msnm.

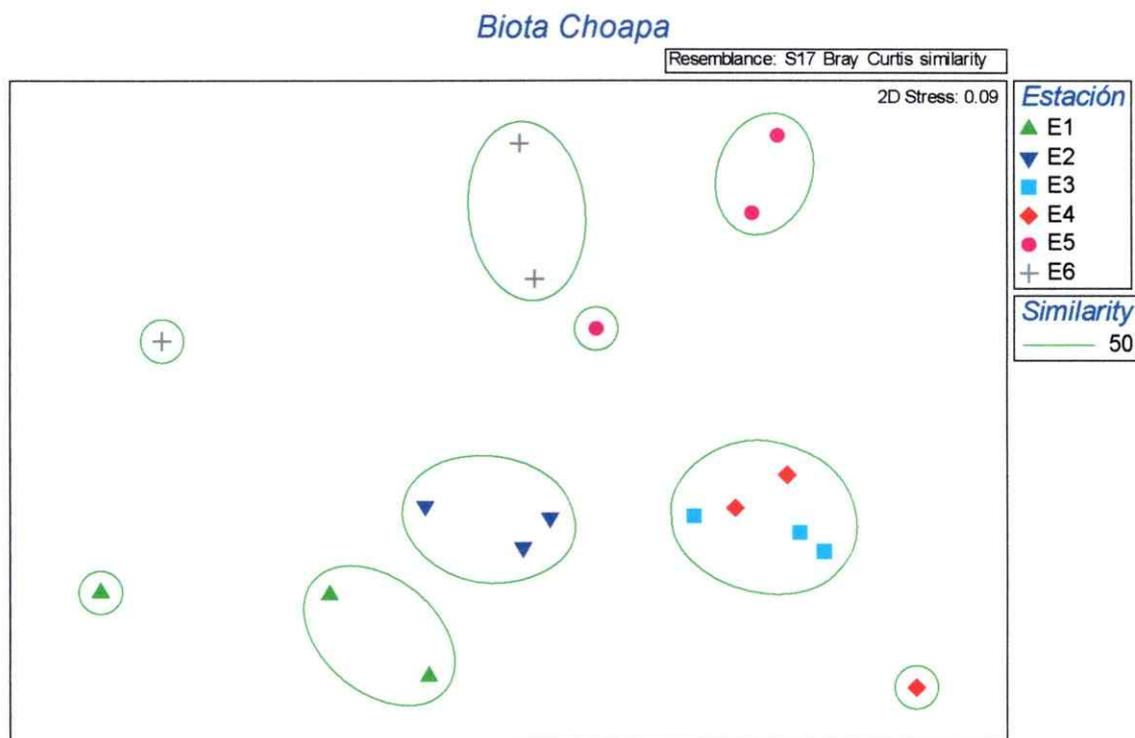
**Figura 8.** Dendrograma y Bray-Curtis para las réplicas a través de las estaciones de muestreo (E)<sup>1</sup>



<sup>1</sup> La línea vertical corresponde a 50% de similitud (Bray-Curtis)

La representación gráfica de los organismos para el n-MDS, arrojó los mismos resultados que para el análisis de disimilitud de Bray-Curtis, con un nivel de Stress bueno (0,09) (Clarke, 1993) (Fig. 9).

**Figura 9.** n-MDS y Bray-Curtis para los conglomerados encontrados en las estaciones de muestreo (E)<sup>1</sup>



<sup>1</sup> La línea vertical corresponde a 50% de similitud (Bray-Curtis)

El patrón de distribución de los conglomerados en grupos de muestras proveniente de la misma localidad (Fig. 8 y Fig. 9), indica una diferenciación de las comunidades bentónicas presentes en las estaciones de muestreo, hecho que se corrobora con el análisis de similitud (ANOSIM), que muestra diferencias estadísticamente significativas entre localidades del cauce principal ( $R=0,698$ ;  $p=0,001$ ), no así entre tipo de sistema, tributario-curso principal, donde no se encontraron diferencias significativas entre las comunidades bentónicas de cada tipo de sistema ( $R=-0,607$ ;  $p=1,0$ ).

A través de la prueba estadística SIMPER, se determinaron los taxa que más contribuyeron a la diferenciación de las estaciones en el espacio multivariado. El

análisis se realizó mediante la comparación entre pares de estaciones, con lo que se elaboró la Tabla 9. Al lado izquierdo de la diagonal negra de la Tabla 9, se encuentran los taxa que contribuyen mayormente a las diferencias entre pares de estaciones de muestreo (E), y al lado derecho de la diagonal, se señalan los porcentajes de contribución de disimilitud para cada uno de ellos. Las diferentes tonalidades de grises indican diferentes taxa, éstas son, Chironomidae, Physidae, Hyalellidae y Ostracoda. Chironomidae fue la Familia que mejor explicó las diferencias de estructura comunitaria mediante la comparación entre pares de estaciones de muestreo.

**Tabla 9.** Resumen de porcentajes y taxa que contribuyen mayormente a la disimilitud entre estaciones de muestreo (E) (prueba SIMPER)

	E1	E2	E3	E4	E5	E6
E1		21,90%	36,01%	34,56%	23,49%	29,95%
E2	Chironomidae		35,3%	33,58%	25,81%	28,88%
E3	Chironomidae	Chironomidae		20,93%	25,20%	30,47%
E4	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae		21,84%	30,39%
E5	Physidae	Physidae	Chironomidae	Chironomidae		21,98%
E6	Hyalellidae	Hyalellidae	Chironomidae	Chironomidae	Ostracoda	

### 3.2.4. Índices bióticos: ChBMWP, ChIBF y EPT

El cálculo de *ChBMWP* se realizó a partir de los taxa colectados con la muestra cualitativa, mientras que el cálculo de *ChIBF* y *EPT* se realizó con los promedios de las tres réplicas obtenidas muestreo cuantitativo (Tabla 10).

**Tabla 10.** Puntajes de los índices bióticos: *ChBMWP*, *ChIBF* y *EPT*, para las estaciones de muestreo (E)<sup>1</sup>

ÍNDICES BIÓTICOS	ESTACIONES DE MUESTREO					
	CAUCE PRINCIPAL				AFLUENTES	
	E1	E3	E4	E6	E2	E5
<i>ChBMWP</i>	70	51	68	48	26	55
<i>ChIBF</i>	3,57	5,08	5,76	5,65	4,75	4,43
<i>EPT</i>	68,23	45,72	36,22	37,47	60,96	43,83

<sup>1</sup> Los valores coloreados indican distinta calidad según los índices bióticos: CELESTE=Muy buena; VERDE =Buena; AMARILLO=Aceptable; NARANJO=Deficiente y ROJO=Mala.

Respecto al río Choapa (cauce principal), el índice biótico cualitativo *ChBMWP*, estimó aguas de Buena calidad en la estación de referencia E1 y luego un deterioro de la calidad en E3, ubicada en Salamanca (calidad Aceptable). Río abajo, se determinó una mejora en la calidad en E4 (Buena), y en Huentelauquén (E6), nuevamente calidad Aceptable. El índice cuantitativo *ChIBF*, estimó mejor calidad que *ChBMWP* en la estación de referencia (E1), indicando que sus aguas presentaron Muy Buena calidad. Río abajo, *ChIBF* indicó un deterioro en E3 (Aceptable), al igual que *ChBMWP*. En E4, *ChIBF*, al contrario de *ChBMWP*, estimó aguas de calidad entre Aceptable y Regular. Lo mismo ocurrió en Huentelauquén (E6). Finalmente, *EPT*, estimó aguas de calidad Buena en la estación de referencia (E1), y Aceptable para el resto de las estaciones de muestreo, por lo que fue el índice que tuvo menos poder resolutivo en las estaciones del cauce principal.

Para los afluentes del río Choapa, *ChBMWP* indicó aguas de calidad Regular en Cuncumén (E2) y Aceptable en Illapel (E5), mientras que *ChIBF* clasificó las aguas de calidad Aceptable en Cuncumén (E2) y Buena en Illapel (E5). Así, aunque ambos

índices estimaron de manera diferente la calidad del agua, la tendencia que indica que el río Cuncumén presentó peor calidad que Illapel, fue la misma para ambos índices bióticos. Finalmente, EPT, clasificó a E2 como de Buena calidad y E5 como de calidad Aceptable. El hecho de que EPT indicara aguas de mejor calidad en las estaciones de altura mayor a los 1000 msnm (E1 y E2), podría estar determinado por la distribución natural de los macroinvertebrados bentónicos, donde se ha visto que Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera, habitan aguas más rítmicas (Carrera y Fierro 2001).

### 3.3. Análisis multivariado entre variables biológicas y variables físicas y químicas

Con los taxa obtenidos en la prueba SIMPER, Chironomidae, Physidae, Ostracoda y Hyalellidae, se obtuvieron las variables físicas y químicas que determinaron sus patrones de distribución y abundancia. En la Tabla 11 se muestran las regresiones múltiples realizadas para la obtención de dicho análisis.

**Tabla 11.** Resumen de la regresión múltiple para las variables dependientes:

Chironomidae, Physidae, Ostracoda y Hyalellidae

TAXA	REGRESIÓN MÚLTIPLE				ANÁLISIS DE VARIANZA			
	n	F	R <sup>2</sup>	p	Variable ambiental	B	Beta	p
Chironomidae	18	11,75	0,78	p<0,00029	DBO <sub>5</sub>	38,32	0,82	0,000311
					Fe(d)	-9,81	-0,46	0,004
					Al(d)	2,88	0,48	0,008
Physidae	18	32,26	0,81	p<0,000001	Cl	-1,25	-0,48	0,04
					Mg	5,13	1,27	0,00002
Ostracoda	18	6,87	0,48	p<0,0076	Mg	6,22	0,99	0,011
Hyalellidae	18	7,55	0,50	p<0,0054	Al(d)	-1,24	-0,41	0,04
					Be(d)	324,7	0,55	0,009

Por otro lado, las relaciones entre la comunidad observada en cada localidad con sus respectivas variables ambientales mediante la prueba Best, indicaron que la comunidad bentónica se relacionó significativamente ( $r_s = 0,620$ ;  $p=0,001$ ) con pH, DBO<sub>5</sub>, Be(d) y Se(d).

### **3.4. Correlaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas**

Para las correlaciones no se consideraron los parámetros: amonio, P total, Pb(t), Pb(d), Cr(t), Cr(d), Ni(t), Ni(d), Co(t), Co(d) y Zn(d); puesto que no presentaban variación a través de las estaciones de muestreo. Tampoco se consideraron: As(d), porque no se contó con la totalidad de los datos; ni temperatura, porque las mediciones se realizaron a distintas horas del día, por lo que los datos no fueron comparables entre sí; ni oxígeno disuelto, ya que a lo largo del río las aguas se mantuvieron constantemente oxigenadas; ni tampoco el índice biótico cualitativo ChBMWP, ya que sólo se contaba con una réplica para el muestreo cualitativo.

Los resultados de todas las correlaciones se muestran en las Tablas 3.1, 3.2, 3.3 y 3.4 (Anexo 7.3.). En la Tabla 12 se encuentra el resumen de las correlaciones según los criterios definidos. Los macroinvertebrados bentónicos presentaron correlaciones con las variables físicas altura y velocidad, y con algunos de los elementos y/o compuestos físicos y químicos medidos en la columna de agua, éstos son, pH, DBO<sub>5</sub>, SST, SDT y CE, Selenio y Aluminio (Tabla 12).

La abundancia total de macroinvertebrados bentónicos se correlacionó positivamente con pH y DBO<sub>5</sub>. Las Familias que tuvieron una abundancia mayor al 5% se correlacionaron principalmente con DBO<sub>5</sub> y CE. Leptophlebiidae se correlacionó negativamente con CE y SDT. Baetidae, Chironomidae e Hydropsychidae se

correlacionaron positivamente con  $DBO_5$ . Physidae, Planariidae y Ostracoda se correlacionaron positivamente con CE y SDT. Por lo cual los taxa presentaron diferentes niveles de tolerancia a las variables físicas y químicas del medio acuático.

Los índices bióticos *ChIBF* y EPT se relacionaron con la materia orgánica ( $DBO_5$ ), afectando negativamente la calidad de las aguas en la cuenca del río Choapa a medida que la carga orgánica del medio aumentaba. *ChIBF* y EPT, además indicaron mejor calidad en las aguas que presentaban mayor altura y velocidad.

**Tabla 12.** Resumen de las correlaciones lineales entre variables físicas y químicas y variables biológicas<sup>1</sup>

VARIABLES BIOLÓGICAS	VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS										METALES DISUELTOS		
	Velocidad	Altura	pH	DBO <sub>5</sub>	CE	SST	SDT	Al	Se				
Abundancia total	r		0,60	0,70									
	p		0,008	0,001									
ChIBF	r	-0,55		0,50		-0,70							
	p	0,02		0,03		0,001							
EPT	r	0,59		-0,47									
	p	0,01		0,05									
Leptophlebiidae	r	0,65	0,44		-0,54	0,53	-0,54				0,71		
	p	0,004	0,07		0,02	0,02	0,02				0,001		
Baetidae	r			0,51	0,52		0,55					0,61	
	p			0,03	0,03		0,05					0,007	
Chironomidae	r			0,62			-0,49						
	p			0,006			0,04						
Hydropsychidae	r			0,71									
	p			0,001									
Physidae	r				0,75		0,82						
	p				0,0003		0,00003						
Planariidae	r				0,51							-0,60	0,55
	p				0,03							0,01	0,02
Ostracoda	r				0,60		0,64						0,64
	p				0,01		0,004						0,004

<sup>1</sup>En CELESTE se muestran las correlaciones positivas, y en ROSADO las correlaciones negativas.

## 4 DISCUSION

### 4.1. Metodologías de muestreo para la evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos

A partir de las dos metodologías de muestreo utilizadas en el presente estudio, éstas son, el muestreo de tipo cuantitativo, que sirvió para muestrear un tipo de hábitat determinado, en áreas estandarizadas y pequeñas, versus el muestreo cualitativo, que sirvió para muestrear diferentes tipos hábitat en un área no definida, se pudo observar que no existieron diferencias significativas entre la utilización de una u otra metodología en términos de riqueza de taxa. Es así como el muestreo cualitativo puede servir como apoyo a la validación de la riqueza obtenida con el muestreo cuantitativo, bajo las condiciones del presente estudio.

Los resultados obtenidos con el muestreo cualitativo sirvieron para obtener el índice cualitativo *ChBMWP*. Sin embargo, si sólo se utilizara esta metodología, no se podrían calcular parámetros cuantitativos, como son el índice *EPT*, *ChIBF*, diversidad biológica, riqueza y abundancias.

No obstante, si se contara con una base de datos, con más sitios de muestreo y más datos a través del tiempo sobre los macroinvertebrados bentónicos, se podría mantener un monitoreo mediante muestreos cualitativos en sitios estratégicos, con el fin de evaluar el estado general del sistema en términos de calidad del agua. Por tanto, la utilización de una u otra técnica de muestreo depende de los objetivos del estudio y del nivel de información que se requiera obtener.

#### **4.2. Características de la calidad física y química del agua**

La calidad del agua superficial respecto a los elementos y compuestos físicos y químicos mostraron cambios a través de las estaciones de muestreo en la cuenca hidrográfica del río Choapa, según las clases definidas en la guía para elaboración de NSCA (CONAMA, 2005). Se presentaron aguas de excelente calidad en la estación de referencia (E1), un aumento de pH y de materia orgánica ( $DBO_5$ ) hacia la zona media del cauce principal (E3, E4) y posteriormente, una mejor calidad en E6 (Huentelauquén). Además, se observó regular calidad del agua en los tributarios río Cuncumén y río Illapel (E2 y E5), donde hubo una mayor cantidad de compuestos y elementos en calidad Buena y Regular. En éstos, la calidad se vio afectada principalmente por la concentración alta de iones disueltos, es decir, por los altos valores de  $DBO_5$ , SDT y CE, y además por la presencia de metales como cadmio, selenio, manganeso, aluminio, cobre y molibdeno.

Históricamente, el río Cuncumén y el río Illapel, han sido intervenidos por la actividad de la minería del cobre y el oro, afectando la calidad de la columna de agua para cobre, molibdeno y sulfatos, entre otros (DGA-CADE/IDEPE, 2004). En el presente estudio, las concentraciones más altas para cobre y molibdeno se presentaron en los afluentes Illapel y Cuncumén, cuya clasificación fue de Buena calidad.

Por otro lado, el aluminio también afectó la calidad química del agua. Este elemento presentó altas concentraciones en E1 y E3 (calidad Regular). La concentración de aluminio en la columna de agua se debe a procesos naturales de meteorización de las rocas, lo que podría ser el caso de E1, como también podría

verse acentuado por la extracción de minerales, particularmente en E2, lo que podría afectar la calidad río abajo, en Salamanca (E3) (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

En el presente estudio el aluminio no se encontró de manera biodisponible. Sin embargo, si en el lugar existiera una baja considerable en el pH (alrededor de 5.5), este elemento podría solubilizarse, produciendo que el medio se volviera tóxico para la mayoría de los peces y macroinvertebrados presentes en el ecosistema (Friedrich y col, 1992).

Otro metal que presentó altas concentraciones en la cuenca hidrográfica del río Choapa fue selenio, cuyos valores excedieron el valor para Clase 2 desde E2 a E5. El Selenio no está considerado dentro del monitoreo de la calidad de agua en la cuenca del Choapa (DGA-CADE/IDEPE, 2004), ya que los datos históricos entre 1980 y 2002, indicaron una concentración menor a 1  $\mu\text{g/L}$  para todas las estaciones de calidad DGA (DGA-CADE/IDEPE, 2004). Es recomendable revisar este elemento para asegurarse que se mantiene en bajas concentraciones, ya que podría existir un aumento en su concentración producto de la remoción de material lítico por actividad minera (DGA-CADE/IDEPE, 2004).

Es importante mencionar que en los ríos, los metales se concentran más en fase sólida (sedimentos) que en solución (Huerta, 2006). La biodisponibilidad de metales depende de dinámicas fisicoquímicas en la matriz sedimento-agua, cuyos estados están determinados por pH, temperatura, oxígeno disuelto, potencial redox, naturaleza y concentración de la materia orgánica y la presencia de ligantes orgánicos (Wetzler, 2001). Los resultados arrojados en el presente estudio son sólo una aproximación, por lo que sería necesario realizar investigaciones sobre la dinámica de los sedimentos, complementados con estudios ecotoxicológicos y/o de

bioacumulación, que puedan dar cuenta de la afectación de los metales sobre las comunidades biológicas en el tiempo (Castillo y col, 2000; Marqués y col, 2001).

Finalmente, respecto a elementos y compuestos no metálicos, se observó un aumento de la materia orgánica estimada mediante la  $DBO_5$  en la ciudad de Salamanca (Clase 2), y altos valores de Conductividad Eléctrica (CE) y Sólidos Disueltos Totales (SDT) en Illapel (Clase 2 y Clase 3 respectivamente).

#### **4.3. Características de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos**

Respecto a las tendencias generales de la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos, se observó un cambio de la taxonomía de los organismos en el espacio, así como también de las abundancias de aquéllos que presentaron una abundancia relativa mayor al 5%. Estos cambios espaciales se evidenciaron en la conformación de cinco conglomerados diferentes de las estaciones por separado (n-MDS, análisis de disimilitud de Bray-Curtis), a excepción de E3 y E4, que se agruparon juntas, lo que podría indicar que se trata de una misma comunidad. Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos pueden ser afectadas por la estructura del hábitat, los regímenes de los flujos de agua, los tipos de sustratos y las interacciones bióticas que se establecen en el sistema (Segnini, 2003). Así, considerando que E3 y E4 se encuentran consecutivamente en el río Choapa, a alturas parecidas, es probable que las comunidades estén reflejando condiciones ambientales similares.

#### **4.4. Variables biológicas para la evaluación de la calidad del agua**

En el uso de comunidades de macroinvertebrados para la evaluación de la calidad del agua en los ríos, las variables biológicas como biodiversidad, riqueza y abundancia total de organismos, han resultado ser una buena herramienta para la evaluación de la calidad del agua de los ríos (Washington, 1984; Lampert y Sommer 1997; Roldán, 2003; Segnini 2003). Para las condiciones específicas en el presente estudio, los índices de diversidad biológica de Shannon-Wiener y Simpson, equidad y riqueza, no presentaron diferencias significativas entre estaciones de muestreo, por lo que estos índices no fueron sensibles a los cambios en las variables ambientales en el espacio. Esto, en parte, podría deberse a que estos resultados reflejaron sólo un muestreo, realizados en época de alto caudal, en el mes de diciembre, cuando los ríos tienden a homogeneizar su contenido hídrico, debido al derretimiento de las nieves, y por tanto es esperable que las diferencias entre estaciones de muestreo sea menor (SAG-CENMA, 2006).

El uso de índices de diversidad biológica para la bioindicación ha sido cuestionado, puesto que no discrimina entre organismos más o menos tolerantes (Segnini, 2003). En este caso, el nivel de resolución taxonómica utilizado (Familia) podría ser insuficiente para detectar cambios en la composición comunitaria, y sería necesario identificar los organismos a nivel de Género o Especie (De la Lanza y col, 2000). De todas formas, es recomendable la incorporación de la variable tiempo para determinar la utilidad de estos índices para la evaluación de la calidad del agua en la cuenca en estudio.

La abundancia total de macroinvertebrados bentónicos, fue la única variable biológica a nivel comunitario que presentó diferencias significativas entre estaciones.

Las estaciones E1 y E2 presentaron la menor abundancia de organismos, comparado con las estaciones E3 y E4.

#### 4.5. Índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua

Respecto a la evaluación de la calidad del agua mediante la utilización de los índices bióticos, estudios recientes sugieren el uso de *ChIBF* por sobre *ChBMWP*, ya que se ha visto que *ChIBF* es más sensible a perturbaciones no detectadas por *ChBMWP* (Figuería y col, 2007). En el presente estudio se observó que la estimación de la calidad fue diferente para *ChBMWP*, EPT y *ChIBF*, a través de las estaciones de muestreo.

Las diferencias en la evaluación de la calidad del agua con *ChBMWP* y *ChIBF* están determinadas por la metodología empleada para uno u para otro índice (Molina y Vila 2006). Para *ChBMWP*, se consideraron sólo aquellos taxa que fueron obtenidos mediante el muestreo cualitativo, por lo que no se pudo estandarizar por el área de muestreo, en cambio, para el cálculo de *ChIBF* se utilizaron los organismos obtenidos mediante el muestreo cuantitativo y las abundancias relativas para cada taxón en un área determinada, para luego ponderar las taxa colectadas. Así, las diferencias en la evaluación de la calidad del agua para uno u otro índice dependen del modo en cómo se obtienen los datos, ya que en términos generales, la escala numérica asignada para la tolerancia a la contaminación es similar, relacionada con la carga orgánica del medio (Chutter, 1972; Armitage y col, 1983; Hilsenhoff, 1988; Alba-Tercedor, 1996 Resh y col, 1996; Figueroa y col, 2007).

Pese a que la evaluación de la calidad utilizando índices bióticos fue distinta, *ChBMWP* y *ChIBF*, presentaron dos tendencias similares. Una, a través del cauce

principal, donde se determinaron aguas de Excelente y Buena calidad en la estación de referencia (E1), para luego presentar un deterioro de la calidad en E3 (Salamanca). Y la segunda, respecto a los afluentes del río Choapa, donde se determinaron mejor calidad en la estación ubicada en el río Illapel (E5), en relación a la estación ubicada en el río Cuncumén (E2).

El porcentaje de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera, fue el índice que presentó menor poder resolutivo a través de las estaciones de muestreo en comparación a los otros índices bióticos utilizados.

#### **4.5. Relaciones entre variables biológicas y variables físicas y químicas del agua**

Estudios ecológicos sobre macroinvertebrados bentónicos han indicado que variables ambientales, como temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, pH, sólidos disueltos totales y materia orgánica, afectan la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos en sistemas lóticos (Hellowell, 1983; Wetzler, 2001; Roldán, 2003). Bajo ese contexto, las variables que mejor explicaron los cambios para las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como un todo, fueron materia orgánica ( $DBO_5$ ) y pH. Además, los cambios en la distribución y abundancia de ciertos organismos, se correlacionaron con algunas de las variables forzantes, entre las que destacan pH,  $DBO_5$ , SST y conductividad eléctrica y/o SDT. En E3 (Salamanca), se observó un aumento de  $DBO_5$ , lo que se relacionó con el aumento de organismos macrobentónicos.

Es importante destacar que la materia orgánica es una de las variables forzantes más reconocidas en estudios ecológicos para las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en sistemas lóticos (Hellowell, 1986; Wetzler, 2001). El

incremento de materia orgánica, en parte, es debido a descargas producidas por aguas servidas (DGA, 2004), considerando que Salamanca (E3), corresponde al segundo centro más poblado dentro de la cuenca del Choapa (INE, 2000).

Respecto a los metales, las concentraciones de cobre y molibdeno, no se relacionaron estadísticamente con las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como un todo, ni con los taxa que explicaron mejor las diferencias de la estructura comunitaria entre estaciones, como tampoco se observaron correlaciones negativas con los organismos que presentaron abundancia relativa mayor al 5%. De acuerdo a los resultados, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos no se verían afectadas por cobre y molibdeno, cuya concentración en los cauces de la cuenca hidrográfica del Choapa se debe a la actividad minera y procesos naturales de lixiviación desde el material lítico (DGA-CADE/IDEPE, 2004), los que no se encontrarían de manera disuelta en el agua por efecto del pH básico.

Por otro lado, las únicas Familias de macroinvertebrados bentónicos que se relacionaron negativamente con el aluminio fueron Planariidae y Hyalellidae. Se ha visto que Planariidae podría ser utilizado como bioindicador de calidad regular a mala (De La Lanza, 2000; Roldán, 2003; Figueroa y col, 2007), mientras que el microcrustáceo *Hyalella azteca* (Fam. Hyalellidae), ha sido utilizado para la elaboración de evaluaciones toxicológicas (ASTM, 2005), específicamente para la detección de metales pesados en sedimentos, entre los que se encuentran As, Ni, Co, Cu, Cr, Zn, Mn, Ag, Cd y Pb (EPA, 2001), con el fin de investigar efectos agudos y crónicos sobre las poblaciones de *H. azteca* (Norwood, 2007).

Respecto a la relación entre los índices bióticos y la calidad física y química del agua, se observó que EPT estimo Buena calidad para las estaciones con mayor altura, es decir, las que por su ubicación espacial tienen menos impactos antrópicos. A su

vez, el índice *ChIBF* también se correlacionó con altura y además con la velocidad, presentando mejor calidad en las estaciones cercanas a la cabecera del río y de cauces con mayor velocidad. Además, los valores de *ChIBF* y *EPT* se correlacionaron con la materia orgánica ( $DBO_5$ ), estimando mejor calidad de aguas en estaciones con menor carga orgánica. Esto es coherente con los criterios utilizados para la clasificación de las taxa, basados en las diferentes tolerancias de los macroinvertebrados bentónicos a la contaminación orgánica (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988; Resh y col, 1996; Carrera y Fierro 2001; Figueroa y col, 2007).

#### **4.6: Familias de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadoras de la calidad del agua**

Considerando los diferentes niveles de tolerancia de los taxa de macroinvertebrados bentónicos a los cambios en las variables ambientales y, en algunos casos, la distribución y abundancia relativa de los organismos a zonas más o menos contaminadas, se determinaron distintos grados de tolerancia a través de las estaciones de muestreo para grupos de macroinvertebrados bentónicos.

Así, las Familias *Leptophlebiidae* e *Hydrobiosidae*, que son los organismos menos tolerantes a la contaminación, podrían ser utilizados como bioindicadoras de aguas limpias y ligeramente contaminadas (Lopretto y Tell 1995; De la Lanza, 2000; Domínguez y Fernández, 2001; Roldán, 2003; Donoso, 2006; SAG, 2006; Córdova 2007). *Hydrobiosidae* sólo se encontró en las estaciones con mayor altura (E1, E2 y E3), mientras que *Leptophlebiidae*, presentó mayor abundancia en la estación de referencia (E1). Además, *Diamphipnoidae* y *Aeshnidae*, que fueron colectados mediante el muestreo cualitativo en la estación de referencia (E1), también podrían

utilizarse como bioindicadores de aguas más limpias (De la Lanza y col, 2000; Roldán, 2003; Figueroa y col, 2007), debido a que presentaron distribución restringida a zonas menos intervenida.

Por otro lado, las Familias Baetidae, Hydropsychidae y Chironomidae, que presentaron amplia distribución espacial y una correlación positiva con DBO<sub>5</sub>, podrían ser utilizados como bioindicadores de materia orgánica en la cuenca del río Choapa. En la literatura, estos organismos han sido catalogados como medianamente tolerantes a la contaminación (Roldán 2003; Figueroa 2004; Donoso, 2006; SAG, 2006; Figueroa y col, 2007). Se ha descrito que estas Familias suelen encontrarse en gran diversidad de hábitat y sustratos, presentando a su vez variedad de géneros y especies (De la Lanza, 2000). Así, una limitación para su utilización como bioindicadoras de materia orgánica, guarda relación con que la identificación de estos organismos a nivel de Familia podría enmascarar las respuestas más específicas de las especies que contienen.

Cabe destacar el potencial uso de Chironomidae como bioindicador de de materia orgánica en sistemas lóticos chilenos (Figueroa, 2004; SAG-CENMA, 2006; Donoso, 2006), cuya distribución y abundancia explican mejor las diferencias para la estructura comunitaria entre las estaciones de muestreo, relacionándose de manera positiva con la materia orgánica del medio.

Finalmente, los organismos que presentaron distribución acotada en las zonas con mayor intervención y que presentaron correlaciones positivas con CE y SDT, que son indicadores químicos de la contaminación de aguas, fueron Physiiidae, Planariidae y Ostracoda. Estos organismos han sido descritos como bioindicadores de aguas de calidad regular a mala (Roldán 2003, Figueroa 2004, SAG-CENMA, 2006;

Córdova, 2007), lo que podría relacionarse con la capacidad de dichos organismos de filtrar las partículas del medio.

Los taxa Ostracoda y Physiidae se relacionaron positivamente con magnesio, probablemente debido a la incorporación natural de este microelemento al esqueleto calcáreo de estos organismos (Dodd, 1967), cuya formación también depende de la temperatura ambiental y la concentración de estroncio (Chivas y col, 1983). Adicionalmente, Physiidae se vio negativamente afectada por el cloruro, el cual se utiliza como indicador de contaminación fecal (Chapman y Kimstach 1992), por lo que esta Familia podría ser utilizada como indicadora de contaminación orgánica.

#### **4.7. Recomendaciones para su uso de macroinvertebrados bentónicas en la evaluación de la calidad del agua**

La utilización de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores para evaluar calidad de agua puede servir como herramienta complementaria a los criterios físicos y químicos en la toma de decisiones ambientales (Segnini, 2003). La razón principal es la falta de conocimiento sobre la ecología de las comunidades de macroinvertebrados en los sistemas lóticos chilenos y la escasez de monitoreos en el tiempo (Valdovinos y Figueroa, 2000; Figueroa y col, 2007). La inclusión de los bioindicadores en las NSCA para los cuerpos de agua superficiales, da cuenta de su importancia para la toma de decisiones oportunas, como ya se ha estado haciendo hace varios años a nivel internacional (Molina y Vila 2006).

Un paso previo para el establecimiento de metodologías adecuadas para la evaluación de la calidad del agua, podría ser la clasificación de las estaciones de monitoreo (Resh y col, 1995). La metodología más utilizada es el establecimiento de

ecoregiones y ecotipos, con lo cual se puede establecer condiciones de referencias con el fin de detectar respuestas de las comunidades a las perturbaciones en una estación, mediante su comparación con los puntos de referencia dentro de ese ecotipo (Feminilla, 2000). En las últimas décadas, la experiencia para el establecimiento de ecorregiones y ecotipos ha sido exitosa para ríos mediterráneos, donde a nivel taxonómico de Familia se revela un grado importante de coherencia entre las Familias asociadas a cada ecotipo y sus preferencias ecológicas conocidas (Bonada y col, 2002). En Chile, actualmente no existe este tipo de estudios para definir áreas de referencia, lo que implicaría un esfuerzo mayor por parte de la autoridad ambiental, complementada con una validación de la información desde el punto de vista técnico y científico.

El uso de macroinvertebrados bentónicos para entender el funcionamiento de los sistemas lóticos es insuficiente por sí solo, ya que las múltiples relaciones que se establecen a distintos niveles espacio-temporales en el sistema hidrográfico de la cuenca son complejas y por lo tanto impredecibles (Segnini, 2003). Así, para contar con una mejor aproximación a los casos de estudio es necesario seguir generando mayor y mejor información a base de monitoreos en el tiempo, que apoyen la aplicación de metodologías más adecuadas para la gestión de los recursos hídricos chilenos, con el objeto de complementar los enfoques para la toma de decisiones. En este sentido, los resultados en el presente estudio pueden servir como una referencia general, para ser validados con posteriores muestreos y análisis.

## 5 CONCLUSIONES

La calidad física y química del agua de la cuenca hidrográfica del río Choapa, presentó cambios en el gradiente altitudinal, lo que se vio reflejado en respuestas a nivel comunitario de los macroinvertebrados bentónicos, así como también en la abundancia relativa de organismos, tales como Leptophlebiidae, Chironomidae, Planariidae, Physiidae y Ostracoda, los cuales presentaron distintos grados de tolerancia a la contaminación del medio, validando su uso como bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua.

Las variables ambientales que se relacionaron mejor con cambios en las estructuras comunitarias de los macroinvertebrados bentónicos, fueron pH, materia orgánica ( $DBO_5$ ), SDT y CE, destacándose la relación entre Chironomidae y materia orgánica.

El uso de diferentes metodologías de muestreo debe ir acorde con la información que se requiera obtener. Mientras que el muestreo cuantitativo sirve para la obtención de parámetros como riqueza, biodiversidad, abundancias e índices bióticos como *ChIBF* y EPT, el muestreo cualitativo sirve para obtener *ChBMWP* y además para validar el muestreo cuantitativo, que es restringido a un área y hábitat definido.

La utilización de índices bióticos como EPT, *ChBMWP* y *ChIBF* para la evaluación de la calidad del agua, indica que éstos estiman peor calidad a mayor carga orgánica ( $DBO_5$ ) y a menor altura; evidenciando un deterioro de la calidad del agua desde la cabecera del río Choapa hasta su desembocadura. En este sentido, el *ChIBF* es el que entrega mejor resolución.

El uso de herramientas biológicas para la evaluación de la calidad del agua debe ser complementario a los criterios físicos y químicos para la toma de decisiones en el ámbito de la gestión, debido principalmente a la falta de conocimiento de la taxonomía de la macrofauna chilena. Aún así, es necesario apoyar los resultados del presente estudio con más campañas de muestreo, para complementar y justificar la información del presente estudio.

## 6 BIBLIOGRAFIA

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua, Andalucía 2: 203-213.
- APHA. American Public Health Association 1998. Standard Methods for the Examination of Water Wastewater. 20th ed. American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington. 414 pp.
- Armitage, P.D., Moss D., Wright J.F. y Furse M.T. 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 Research* 17:333-347.
- ASTM. American Society for Testing and Materials. 2005. Standard Methods for Maasuring the Toxicity of Sediments-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates (ASTM E1706-00) ASTM annual book of standards volume 11.05, ASTM, West Conshohocken, PA.
- Barbour, M. T., Gerritsen J., Snyder B.D. y Stribiling J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington D.C.
- Bonada, N., Prat N., Munné A., Rieradevall M., Alba-Tercedor J., Álvarez M., Avilés J., Casas J., Jáimez-Cuellar P., Mellado A., Moyà G., Pardo I., Robles S., Ramon G, Suárez M.A., Toro M., Vidal-Abarca M.A., Vivas S., Zamora-Muñoz C. 2002. Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto GUADALMED siguiendo las directrices de la directiva marco del agua. *Limnetica* 21(3-4): 77-98.
- Bonada, N., Prat N., Resh V. y Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Cairns, J. y Pratt J. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. En: Rosenberg, D.M. y Resh V.H. 1993 (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. pp. 10-27. Chapman y Hall, New York.
- Carrera, C. y Fierro K. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia, Quito. 67 pp.
- Castillo, G.C., Vila I. y Neild E. 2000. Ecotoxicity Assessment of metals and Wastewater using Multitrophica Assays. pp. 370-375.
- Chapman, D y Kimstach V. 1992. Selection of water quality variables. En: Chapman, D. 1992 (eds.) *Water quality assessment*. pp 68-133. Chapman y Hall, London.
- Chessman, B. C. 2003. New sensitivy grades for Australian river macroinvertebrates, *Marine and Freshwater Research* 54: 95-103.
- Chivas, A.R., De Deckker P., Shelley J.M. 1983. Magnesium, strontium and barium partitioning in nonmarine ostracod shells and their use in paleoenvironmental reconstruction — a preliminary study. En: Maddocks, R. (eds.), *Applications of Ostracoda*. pp. 238– 249. Geoscience, University of Houston.
- Chutter, F. 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research* 6: 19-30.

- Clarke, K. 1993. Non-parametric multivariate analices of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18:117-143.
- Clarke, K. y Ainsworth M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 95:205-219.
- Clarke, K. y Warwick R. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, U.K. 144 pp.
- Clements, W.H., Carlisle D.M., Lazorchak J.M. y Johnson P.C. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10 (2): 626-638.
- Clements, W.H. 2004. Small-scale experiments support causal relationships between metal contamination and macroinvertebrate community responses. *Ecological Applications* 14(3): 954-967.
- CONAMA. Comisión Nacional del Medio Ambiente. 2005. Guía CONAMA para el Establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas. Gobierno de Chile. 18 pp. Disponible en línea: <http://www.conama.cl>.
- CONAMA. Comisión Nacional del Medio Ambiente. 2006. Resolución Exenta para el Anteproyecto de Normas Secundarias para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del Biobío. Disponible online: <http://www.sinia.cl>.
- CONAMA. Comisión Nacional del Medio Ambiente. 2007. Cuenas seleccionadas para la elaboración de Normas de calidad secundaria. Gobierno de Chile. Disponible en línea: <http://www.conama.cl>.
- Córdova, M.S. 2007. Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua; respuesta al funcionamiento de una planta de tratamiento en el Estero Limache, V Región, Valparaíso. Trabajo de Titulación para optar al Título de Ingeniero Ambiental. Facultad de Ciencias, Universidad de Valparaíso, Chile. 95 pp.
- De la Lanza, E. G., Hernández S. y Carvajal J.L. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Ediciones Plaza y Valdés. Instituto de Biología, UNAM. SEMARNAP. Mexico. 633 pp.
- DGA-CADE/IDEPE. 2004. Dirección General de Aguas-CADE/IDEPE Consultores. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Choapa. MOP. 125 pp.
- Dodd, R. 1967. Magnesium and strontium in calcareous skeletons: a Review. *Journal of Paleontology* 41(6): 1313-1329.
- Domínguez, E. y Fernández H. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales. Instituto M. Lillo. 237 pp.
- Donoso, K. S. 2006. Macroinvertebrados bentónicos y la evaluación de calidad de agua en los ríos Elqui y Cachapoal. Seminario de Título de Biólogo c/m en medio ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 94 pp.
- EPA. Environmental Protection Agency. 2001. Toxicity Tests, Metals Analyses of Whole Sediment and Pore Water, and Physical Characterization of Sediments of the Calcasieu Estuary, Louisiana.
- Feminella, J.W. 2000. Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 442-461.

- Figueroa, R. 1999. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de calidad de agua, Río Damas, Osorno, X Región de los Lagos, Chile. Tesis para optar al Magíster en Ciencias mención en Zoología. Universidad de Concepción, Chile. 105 pp.
- Figueroa, R. 2004. Calidad Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Chillán, VIII región, Chile. Tesis de Doctor en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga, España. 132 pp.
- Figueroa, R., Alejandro P., Ruiz V. y 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 Chillan, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 225-242.
- Folchi, M. 2003. El beneficio del Cobre por vía húmeda y su impacto en el medio ambiente: Chile, 1904-1990 (Resumen). Simposio de Historia Ambiental Americana, Santiago. 3 pp.
- Friedrich, G., Chapman D. y Beim D. 1992. The use of biological material. En: Chapman, D. (eds.) *Water quality assessment*. pp 182-246. Chapman y Hall, London.
- Ghetti, P.F. 1986. I Macroinvertebrati nell'Analisi di qualità dei corsi d'aqua. Stazione Sperimentale Agraria Foréstale, Università di Parma, Italia. 105 pp.
- GWP-SAMTAC. Global Water Partnership - Comité Técnico Asesor Sud América. 2003. Programa Taller Internacional-Chile: Hacia un plan de gestión integrada de recursos hídricos. CEPAL, DGA, Universidad de Chile, SOCHID, AIDIS y ALHSUD. 149 pp.
- Hammer, Q., Harper D.A. y Ryan P.D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for ryanation and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9 pp. Disponible en línea: <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Hellawell, J.M. 1986. The effects of organic enrichment. En: Hellawell, J.M. (eds.), *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. pp. 155-211. Elsevier applied science publishers, London y New York..
- Hilsenhoff, W. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- Huerta, M. A. 2006. Geoquímica de sedimentos: Sulfuros de Hierro. Disponible en línea: <http://www.ens.uabc.mx/iio/persogeo.htm> (curso en línea).
- INE. Instituto Nacional de Estadística. 1997. Censo Agropecuario. Disponible en línea: <http://www.censo.cl>.
- INE. Instituto Nacional de Estadística. 2000. Censo Poblacional. Disponible en línea: <http://www.censo.cl>.
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas S., Bonada N., Robles S., Mellado A., Álvares M., Áviles J., Casas J., Ortega M., Pardo I., Prat M., Rieradevall M., Sáinz-Cantero C.E., Sánchez-Ortega S.E., Suárez M.L., Toro M., Vidal-Abarca M.R., Zamora-Muñoz C. y Alba-Tercedor J. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21(3-4): 187-204.
- Jara, C. 2002. Evaluación de la existencia de insectos bioindicadores de la calidad del agua en zonas rítrónicas y potámicas de tres ríos de la zona semiárida de Chile. Memoria de Título para optar al Título Profesional de Biología mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 30 pp.
- Karr, J.R. y Dudley D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Managment* 5:55-68.

- Kolkwitz, R. y Marsson M. 1909. *Okologie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von der biologischen Gewasserbeurteilung. Internationale der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2: 126-152.
- Krebs, J.C. 1999. Species diversity measures. En: Krebs, J.C. (ed.) *Ecological Methodology*. pp. 411-454. Benjamín-Cummings, Edition (Segunda Edición).
- Lagos, G. 1989. El desarrollo sustentable y la contaminación ambiental en la explotación de recursos mineros. *Ambiente y Desarrollo* 5(3): 53-69
- Leiva, M.J. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como Bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro, IX Región de la Araucanía. Tesis de Licenciado en Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Católica de Temuco. 111 pp.
- Lampert, W. y Sommer U. 1997. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York.
- Lopretto, E. C. y Tell G. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales: Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur. 87 pp.
- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. *P. Inst. Biol. Appl.* 9: 15-27.
- Marqués, M., Martínez E. y Rovira J. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticas contaminados por metales pesados. Departamento Internacional Universitario de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Madrid. España. 1: 1-8.
- Meybeck, M. y Helmer R. 1992. An introduction to water quality. En: Chapman, D. (eds.) *Water quality assessment*. pp 19-39. Chapman y Hall, London.
- Molina, X. y Vila I. 2006. *Manual de evaluación de la calidad del agua*. SAG, CENMA, U. de Chile. 93 pp.
- Nch 1333 Of. 78. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos.
- Nch-ISO Of. 17025. Requisitos generales para la competencia de laboratorios de ensayo y calibración.
- Niemeyer, H. y Cereceda P. 1984. *Geografía de Chile. Tomo VIII Hidrografía*. Instituto Geográfico Militar. 320 pp.
- Norwood, W.P. 2007. Metal mixture toxicity to *Hyalella azteca*: Relationship to body concentration. Tesis para optar a título de Doctor (PhD.) en Biología. Universidad de Waterloo. Waterloo, Canadá. 188 pp.
- Plotnicoff, R. y Wiseman C. 2001. Benthic macroinvertebrate biological monitoring protocols for rivers and streams. Washington state departament of ecology. 50 pp.
- Resh, V. H., Norris R.H. y Barbour M.T. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.*, 20: 108-121.
- Resh, V.H., Myers M.M. y Hannaford M.J. 1996. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. En: Hauer, F.R. y Lamberty, G.A (eds.), *Methods in Stream Ecology*. pp. 647-667. Academy press, USA.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pp.
- Rosenberg, D. y Resh V. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman. New York, USA. 488 pp.
- Sabando, M.C. y Peñaloza R.M. 2006. Guía de identificación de Macroinvertebrados bentónicos de la Zona Central de Chile. En: Molina & Vila (eds.) *Manual de Evaluación de la Calidad del Agua*. pp 67-75. SAG, CENMA, U. de Chile, Chile.

- SAG-CENMA. Servicio Agrícola y Ganadero - Centro Nacional del Medio Ambiente. 2006. Desarrollo de un modelo para el uso de bioindicadores y bioensayos como medida de la condición biológica de un cuerpo de Agua. Ríos Elqui y Cachapoal. 42 pp.
- Sasaki, A., Ito A, Aizawa J. y Umita T. 2005. Influence of water and sediment quality on benthic biota in an acidified river. *Water Research* 39: 2517-2526.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corrientes. *Ecotrópicos*, Sociedad Venezolana de Ecología 16(2): 45-63
- SERNAGEOMIN. Servicio Nacional de Geología y Minería. 2002. Atlas de Faenas Mineras. Minas y Plantas, región III y IV. Dpto. Seguridad Minera.
- Shannon, C.E. y Wiener W. 1963. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana. 107 pp.
- SISS. Superintendencia de Servicios Sanitarios. 2005. Informe de gestión del sector sanitario. Disponible en línea: <http://www.siss.cl>
- Simpson, E. N. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 665-688.
- Surber, E. W. 1937. Ecological Methods. En: Wetzler, R.G. y Likens G.E. (eds.), *Limnological Analyses*. pp. 34-56. Second Edition. Springer-Verlag.
- Valvovinos C. y Figueroa R. 2000. Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiologia* 429: 151-156.
- Verdonschot, P.F. 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422/423: 389-412.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
- Wayne S. D. 1995. Biological assesment and criteria: builing on the Past. En: Wayne S.D. y T. P. Simon (eds.), *Biological assesment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. pp 15-29. Lewis Publishers, Florida.
- Weisser, K. 2003. Evaluación de la calidad del agua utilizando Bioindicadores en la Cuenca del río Traiguén. Tesis de Licenciado en Recursos Naturales. Facultad de Ciencias. Universidad Católica de Temuco, Chile. 109 pp.
- Wetzler, R. G. 2001. Benthic animals and fishes communities. En: Wetzler, R.G. (eds.), *Limnology, lake and river ecosystems*. pp 665-730. Third Edition. Academic press, California.
- Yoder, C.O. 1995. Policy issues and management aplications of biological criteria. En: Wayne S.D. y Simon T. P. (eds.), *Biological assesment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. pp. 327-345. Lewis Publishers, Florida.
- Zar, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. Cuarta Edición. Pentrice Hall. Ney Yersey. 663 pp.
- Zúñiga de Cardoso, M. 2001. Los insectos como bioindicadores de calidad de agua. Universidad del valle. Departamento de Procesos Químicos y Biológicos. Colombia. 90 pp.

## 7 ANEXOS

### 7.1. Descripción de las estaciones de muestreo.

**Tabla 13.** Tabla resumen actividades antrópicas y uso de suelo en los tramos considerados que podrían influir en la calidad del agua para cada estación de muestreo (junio, 2007) (DGA-CADE/IDEPE, 2004)

ESTACION DE MUESTREO	ANTECEDENTES SOBRE ACTIVIDADES ANTRÓPICAS Y USOS DE SUELO
<p style="text-align: center;"><b>Estación 1:</b> Río Choapa en Cuncumén</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Descargas difusas por depósitos de estériles y descarga de RILES mineros y drenajes de aguas de minas (Minera Las Rocas).</li> <li>▪ Descargas difusas de plaguicidas y fertilizantes (cultivo de viñas, parronales y frutales).</li> <li>▪ Posible contaminación difusa por aguas servidas (Poblado de Batuco).</li> <li>▪ En torno al río Choapa predomina el uso agrícola y áreas con praderas y matorrales.</li> <li>▪ Tramo recibe como afluentes a los ríos Totoral, del Valle y Chicharra.</li> </ul>
<p style="text-align: center;"><b>Estación 2:</b> Río Cuncumén antes junta río Choapa</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ En la parte superior del río Cuncumén se encuentran activas la mina y planta de Minera Los Pelambres (Cobre).</li> <li>▪ Posible contaminación por aguas servidas (Poblado de Cuncumén).</li> <li>▪ En el tramo, que incluye al río Cuncumén en su totalidad, predominan las praderas y matorrales. En la primera sección del tramo predominan los terrenos desprovistos de vegetación, sin embargo en la última sección del río Cuncumén predomina el uso de tipo agrícola.</li> </ul>
<p style="text-align: center;"><b>Estación 3:</b> Río Choapa en Salamanca</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recarga del río por acuífero asociado.</li> <li>▪ Tramo recibe como afluentes a los ríos Cuncumén, Manque y el estero Quelén.</li> <li>▪ Tramo incluye los poblados de Tranquilla, Coirón, Quelén, Llimpo, Higuera, Santa Rosa y Panguecillo y la ciudad de Salamanca; posible contaminación difusa por aguas servidas</li> <li>▪ En torno al río Choapa predomina el uso agrícola (cultivo de viñas, parronales y frutales; posible contaminación difusa por plaguicidas y fertilizantes), las praderas y matorrales y existencia de bosques de tipo Esclerófilo.</li> <li>▪ Contaminación difusa por ganadería (Ganado caprino).</li> <li>▪ Descargas difusas procedentes de tortas de estériles y descargas de RILES (Planta de beneficio de minerales y Minera Santa Rosa-Belén (Cobre)). En torno al Estero Quelén se encuentra la planta Camisa (cuarzo) y la Mina El Durazno (Oro y Cobre)</li> <li>▪ Posible concentración de contaminantes debido a la extracción de agua.</li> </ul>

ESTACION DE MUESTREO	ANTECEDENTES SOBRE ACTIVIDADES ANTRÓPICAS Y USOS DE SUELO
<p><b>Estación 4:</b> Río Choapa en puente Negro</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Tramo recibe como afluente al río Chalinga y los esteros Camisas, Limahuida y Las Cañas.</li> <li>▪ Incluye los poblados de Chuchini, La Posada, Choapa, Limahuida y Pintacura Norte.</li> <li>▪ En torno al río Chalinga y los esteros Limahuida y Camisas existen diversas plantas y minas paralizadas y activas (cuarzo, Oro y Cobre)</li> <li>▪ Posible concentración de contaminantes debido a la extracción de agua.</li> <li>▪ En torno al río Choapa predominan las actividades agrícolas (cultivo de viñas, parronales y frutales; posible contaminación difusa por plaguicidas y fertilizantes) y las praderas y matorrales.</li> <li>▪ Posible contaminación difusa por ganadería (Ganado caprino)</li> </ul>
<p><b>Estación 5:</b> Río Illapel en el Peral</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recarga del río por acuífero asociado.</li> <li>▪ Tramo recibe como afluente al estero Auco.</li> <li>▪ Contaminación aguas servidas Ciudad de Illapel (con 94 % de cobertura de PTAS).</li> <li>▪ Dos descargas de ESSCO.</li> <li>▪ Existen tres plantas activas de Cobre y Oro (Planta El Mantén, Pluma de Oro y California) y cuatro plantas de Oro y Cobre inactivas (Planta Anta Colla, San Antonio, San Jorge y Esperanza 2). Además, próximo al estero Auco existen diversas faenas activas y paralizadas (aprox. 12 minas y plantas de Cobre, Oro y yeso)</li> <li>▪ En torno al río Illapel predomina el uso agrícola (cultivo de viñas, parronales y frutales; posibles descargas difusas de plaguicidas y fertilizantes) y las praderas y matorrales. En estero Auco se encuentra el Sanaspe "Las Chinchillas"</li> <li>▪ Posible contaminación difusa por ganadería (Ganado caprino).</li> </ul>
<p><b>Estación 6:</b> Choapa en Huentelauquén</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recarga del río por acuífero asociado.</li> <li>▪ tramo recibe aporte de aguas desde el estero La Canela.</li> <li>▪ Posible contaminación difusa por aguas servidas (Poblados de Cuyuntagua, Doña Juana, Tunga Norte, Mincha, Huentelauquén y desde estero La Canela, Canela Alta y Canela Baja con 46 y 64% de cobertura de PTAS).</li> <li>▪ Actividad minera activa; Mina Cuyuntagua (Oro) y Piedras Blancas (Caliza); descargas difusas procedentes de tortas de estériles y RILes mineros (Plantas de beneficio de mineral (trapiches) en estero La Canela).</li> <li>▪ En la última sección del río Choapa predominan las actividades agrícolas (cultivo de viñas, parronales y frutales; posibles descargas difusas de plaguicidas y fertilizantes). En la primera sección del tramo solo se registra presencia de praderas y matorrales.</li> <li>▪ Posible contaminación difusa por ganadería (Ganado caprino).</li> </ul>

## 7.2. Índices Bióticos

**Tabla 14.** Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados bentónicos acuáticos para ríos de Chile mediterráneo, ChBMWP. Armitage y col, 1983.

Modificado de Alba-Tercedor, 1996 (Figuroa y col, 2007)

TAXA	FAMILIA	VALOR DE TOLERANCIA
Plecoptera	Gripopterygidae	7
	Notonemouridae	10
	Perlidae	10
	Diamphipnoidae	10
	Eustheniidae	10
	Austroperlidae	10
Ephemeroptera	Baetidae	5
	Coloburiscidae	10
	Caenidae	4
	Leptophlebiidae	9
	Nesameletidae	10
	Oligoneuridae	10
	Ameletopsidae	10
	Oniscigastridae	8
Odonata	Aeshnidae	6
	Calopterygidae	8
	Gomphidae	7
	Lestidae	7
	Libellulidae	8
	Coenagrionidae	7
	Cordulidae	7
	Petaluridae	6
Trichoptera	Calamoceratidae	10
	Anomalopsychidae	10
	Kokriidae	10
	Stenopsychidae	10
	Glossosomatidae	9
	Limnephilidae	9
	Hydropsychidae	5
	Hydroptilidae	6
	Ecnomidae	7
	Helicophidae	10
	Polycentropodidae	8
	Phylorheytiidae	8
	Tasiimidae	8
	Philopotamidae	10
	Hydrobiosidae	7
	Sericostomatidae	10
Diptera	Leptoceridae	7
	Athericidae	9
	Dixidae	9
	Blephariceridae	10
	Ceratopogonidae	6
	Chironomidae	2
	Culicidae	2
Empididae	4	

TAXA	FAMILIA	VALOR DE TOLERANCIA
	Ephydriidae	2
	Psychodidae	4
	Simuliidae	5
	Syrphidae	1
	Tabanidae	6
	Lomoniidae	4
	Stratiomyidae	4
Megaloptera	Tipulidae	5
	Corydalidae	5
Coleoptera	Sialidae	4
	Elmidae	6
	Psephenidae	4
	Dryopidae	5
	Halplidae	4
	Hydrophilidae	3
	Dytiscidae	3
	Curculionidae	4
	Gyrinidae	5
Limnichidae	10	
Hemiptera	Belostomatidae	4
	Gerridae	3
	Notonectidae	3
	Corixidae	3
Mollusca	Amnicolidae	5
	Ancylidae	6
	Lymnaeidae	3
	Physidae	3
	Planorbidae	3
	Sphaeridae	3
	Chilinidae	6
Decapoda	Iridea	6
	Aegidae	6
Isopoda	Parastacidae	8
	Janiriidae	3
Amphipoda	Hyaellidae	6
Platyhelminthes	Planariidae	5
Hirudinea		3
Oligochaeta		1
Acari		4

**Tabla 15.** Calidad de aguas usando *ChBMWP* (Armitage y col, 1983; Alba-Tercedor, 1996)

CLASE	<i>ChBMWP</i>	CALIDAD AGUA	COLOR
I	>100	Muy bueno	Azul
II	61-100	Bueno	Verde
III	36-60	Aceptable	Amarillo
IV	16-35	Deficiente	Naranja
V	<15	Malo	Rojo

**Tabla 16.** Ficha de registro de macroinvertebrados utilizada para el cálculo de *ChIBF* (Resh y col, 1996; Molina y Vila, 2006)

Fecha: Localidad: Estación: Responsable:			
Familias A	Nº de organismos B	Puntaje de tolerancia C	Col. B*Col. C D

IBF:  $(\sum D / \sum B)$

**Tabla 17.** Valores de tolerancia para macroinvertebrados bentónicos para ríos de Chile, *ChIBF* (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988. Modificado por: Resh y col (1996) y por Figueroa y col, 2007)

TAXA	FAMILIA	VALOR DE TOLERANCIA
Plecoptera	Gripopterygiidae	1
	Notonemouridae	0
	Perlidae	1
	Diamphipnoidae	0
	Eustheniidae	0
	Austroperlidae	1
	Limnephilidae	2
Ephemeroptera	Baetidae	4
	Caenidae	7
	Leptophlebiidae	2
	Nesameletidae	7
	Oligoneuridae	2
	Armeletopsidae	2
	Oniscigastridae	3
Odonata	Aeshnidae	3
	Calopterygidae	5

TAXA	FAMILIA	VALOR DE TOLERANCIA
	Gomphidae	1
	Lestidae	9
	Libellulidae	9
	Coenagrionidae	9
	Cordulidae	5
	Petaluridae	5
Trichoptera	Calamoceratidae	3
	Glossosomatidae	0
	Helicopsychidae	3
	Hydropsychidae	4
	Hydroptilidae	4
	Ecnomidae	3
	Helicophidae	6
	Polycentropodidae	3
	Philopotamidae	2
	Hydrobiosidae	0
	Sericostomatidae	3
	Leptoceridae	4
	Athericidae	2
Diptera	Blephariceridae	0
	Ceratopogonidae	6
	Chironomidae	7
	Empididae	6
	Ephydriidae	6
	Psychodidae	10
	Simuliidae	6
	Syrphidae	10
	Tabanidae	6
	Tipulidae	3
Megaloptera	Corydalidae	0
	Sialidae	4
Coleoptera	Elmidae	4
	Psephenidae	4
Lepidoptera	Pyralidae	5
Mollusca	Amnicolidae	6
	Lymnaeidae	6
	Physidae	8
	Sphaeriidae	8
	Chiliniidae	6
Decapoda	Aeglidae	3
	Parastacidae	6
Isopoda	Janiriidae	4
Amphipoda	Hyaellidae	8
Platyhelminthes	Planariidae	4
Hirudinea		10
Oligochaeta		8
Acari		4

**Tabla 18. Calidad de aguas basadas en los valores del ChIBF (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1988)**

CLASE	ChIBF	CALIDAD AGUA	COLOR
I	0,00-3,75	Muy bueno	Azul
II	3,76-4,63	Bueno	Verde
III	4,64-6,12	Aceptable	Amarillo
IV	6,13-7,25	Deficiente	Naranja
V	7,26-10,00	Malo	Rojo

**Tabla 19. Hoja de campo para el cálculo de EPT (Carrera y Fierro, 2001)**

CLASIFICACIÓN (ORDEN)	ABUNDANCIA	EPT PRESENTES
Total		
EPT Total/Abundancia Total	Abundancia Total	Total EPT presentes

**Tabla 20. Calidad de agua para EPT (Carrera y Fierro, 2001)**

CLASE	EPT (%)	CALIDAD AGUA	COLOR
I	75-100	Muy buena	Azul
II	50-74	Buena	Verde
III	25-49	Regular	Naranja
IV	0-24	Mala	Rojo

### 7.3. Correlaciones lineales de Pearson

Tabla 21. Correlaciones entre las variables biológicas y las variables físicas y químicas<sup>1</sup>

Variables Físicas y Químicas	VARIABLES BIOLÓGICAS																			
	Riqueza		Abundancia total		Índice Shannon-Wiener		Índice de Simpson		Equidad de Shannon-Wiener		Lestidae		Leptophlebiidae		Baetidae		Caenidae		Hydropsychidae	
	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P
Velocidad	-0,05	NS	-0,15	NS	0,15	NS	0,19	NS	0,32	NS	0,01	NS	0,65	***	-0,09	NS	0,09	NS	-0,13	NS
Altura	-0,52	**	-0,46	*	-0,15	*	0,05	NS	0,49	**	-0,15	NS	0,44	*	-0,21	NS	-0,29	NS	-0,15	NS
pH	0,44	*	0,60	***	0,23	NS	0,17	NS	-0,34	NS	0,24	NS	-0,29	NS	0,31	NS	0,37	NS	0,29	NS
T	0,35	NS	0,15	NS	0,22	NS	-0,01	NS	-0,14	NS	0,41	*	-0,59	***	0,20	NS	0,54	**	-0,28	NS
P. redox	-0,35	NS	-0,43	*	-0,03	NS	0,05	NS	0,45	*	0,02	NS	0,21	NS	-0,02	NS	-0,09	NS	-0,18	NS
CE	0,41	NS	0,32	NS	0,41	*	0,22	NS	-0,02	NS	0,57	**	-0,54	**	0,52	**	0,70	***	-0,02	NS
OD (%)	-0,68	***	-0,76	***	-0,38	NS	-0,21	NS	0,46	*	-0,25	NS	0,28	NS	-0,59	**	-0,41	*	-0,58	**
OD	-0,67	***	-0,71	***	-0,30	NS	-0,11	NS	0,53	**	-0,21	NS	0,41	*	-0,51	**	-0,36	NS	-0,51	**
SDT (in situ)	0,28	NS	0,19	NS	0,33	NS	0,17	NS	0,04	NS	0,52	**	-0,54	**	0,46	*	0,60	***	-0,08	NS
SDT (lab)	0,46	*	0,37	NS	0,46	*	0,26	NS	-0,02	NS	0,60	**	-0,48	**	0,55	**	0,75	***	0,01	NS
SST	-0,05	NS	-0,14	NS	0,28	NS	0,32	NS	0,32	NS	0,26	NS	0,53	**	0,01	NS	0,38	NS	-0,29	NS
DBO <sub>5</sub>	0,58	NS	0,70	***	0,19	NS	0,06	NS	-0,57	**	0,04	NS	-0,34	NS	0,51	**	0,11	NS	0,71	***
NTK	-0,56	**	-0,76	***	-0,28	NS	-0,22	NS	0,45	*	-0,15	NS	0,16	NS	-0,47	*	-0,28	NS	-0,63	***
Ca	0,23	NS	0,19	NS	0,30	NS	0,17	NS	0,05	NS	0,48	*	-0,52	**	0,46	*	0,53	**	-0,01	NS
Na	-0,18	NS	-0,26	NS	0,04	NS	0,03	NS	0,29	NS	0,24	NS	-0,28	NS	0,11	NS	0,18	NS	-0,26	NS
Mg	0,56	*	0,48	**	0,26	NS	0,05	NS	-0,32	NS	0,36	NS	-0,55	**	0,27	NS	0,52	NS	-0,03	NS
Cl	0,48	**	0,42	*	0,17	NS	0,14	NS	-0,02	NS	0,32	NS	-0,48	*	0,42	*	0,30	NS	0,17	NS
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,14	NS	0,23	NS	0,17	NS	0,14	NS	-0,02	NS	0,15	NS	-0,49	**	0,11	NS	0,06	NS	-0,13	NS
Br(t)	-0,11	NS	-0,14	NS	-0,05	NS	-0,08	NS	0,06	NS	0,15	NS	-0,22	NS	-0,06	NS	0,17	NS	-0,19	NS
Cu(t)	-0,33	NS	-0,36	NS	-0,18	NS	-0,13	NS	0,21	NS	-0,02	NS	-0,22	NS	-0,06	NS	-0,17	NS	-0,20	NS
Fe(t)	-0,41	*	-0,38	NS	-0,21	NS	-0,02	NS	0,30	NS	-0,34	NS	0,75	***	-0,49	*	-0,39	NS	-0,20	NS
Mn(t)	0,30	NS	-0,33	NS	0,00	NS	0,25	NS	0,39	NS	0,16	NS	-0,07	NS	0,05	NS	0,07	NS	-0,24	NS
Mo(t)	0,19	NS	0,11	NS	0,36	NS	0,25	NS	0,20	NS	0,53	**	-0,35	NS	0,45	*	0,60	***	-0,11	NS
Se(t)	0,47	**	0,46	**	0,30	NS	0,11	NS	-0,27	NS	0,44	*	-0,70	***	0,50	**	0,54	**	0,14	NS
Zn(t)	-0,33	NS	-0,36	NS	-0,18	NS	-0,13	NS	0,21	NS	-0,02	NS	-0,22	NS	-0,06	NS	-0,17	NS	-0,19	NS
Al(t)	-0,42	*	-0,37	NS	-0,17	NS	0,04	NS	0,37	NS	-0,30	NS	0,78	***	-0,42	*	-0,36	***	-0,15	NS
Cd(t)	0,12	NS	0,14	NS	0,11	NS	0,03	NS	-0,07	NS	0,26	NS	-0,37	NS	0,38	NS	0,21	***	0,13	NS
V(t)	0,54	**	0,47	**	0,45	*	0,25	NS	-0,14	NS	0,50	**	-0,30	NS	0,41	*	0,72	NS	0,01	NS
Ba(t)	0,58	***	0,52	**	0,50	**	0,31	NS	-0,13	NS	0,53	**	-0,26	NS	0,50	**	0,75	NS	0,09	NS
Be(t)	-0,32	NS	-0,14	NS	-0,09	NS	0,14	NS	0,28	NS	-0,25	NS	0,73	***	-0,20	NS	-0,31	NS	0,14	NS
Br(d)	-0,11	NS	-0,14	NS	-0,08	NS	-0,11	NS	0,03	NS	0,11	NS	-0,51	**	0,09	NS	0,02	NS	-0,12	NS
Cu(d)	-0,33	NS	-0,36	NS	-0,18	NS	-0,13	NS	0,21	NS	-0,02	NS	-0,22	NS	-0,06	NS	-0,17	NS	-0,19	NS
Fe(d)	0,35	NS	0,17	NS	0,39	NS	0,24	NS	0,09	NS	0,33	NS	0,18	NS	0,21	NS	0,53	**	-0,11	NS
Mn(d)	-0,27	NS	-0,31	NS	-0,06	NS	-0,02	NS	0,28	NS	0,11	NS	-0,20	NS	0,04	NS	-0,01	NS	-0,19	NS
Mo(d)	0,06	NS	-0,02	NS	0,24	NS	0,17	NS	0,23	NS	0,43	*	-0,35	NS	0,35	NS	0,44	*	-0,14	NS
Se(d)	0,46	*	0,36	NS	0,56	***	0,41	*	0,13	NS	0,58	**	-0,10	NS	0,61	***	0,76	***	0,11	NS
Al(d)	-0,44	*	-0,29	*	-0,12	NS	0,14	NS	0,42	*	-0,20	NS	0,71	***	-0,29	NS	-0,27	NS	-0,08	NS
As(d)	-0,44	*	-0,45	NS	-0,10	NS	0,09	NS	0,50	**	-0,15	NS	0,74	***	-0,43	*	-0,17	NS	-0,37	NS
Cd(d)	0,17	NS	0,14	NS	0,10	NS	-0,02	NS	-0,13	NS	0,24	NS	-0,63	***	0,38	NS	0,21	NS	0,12	NS
V(d)	0,52	**	0,42	*	0,46	*	0,26	NS	-0,09	NS	0,53	**	-0,31	NS	0,41	*	0,75	***	-0,05	NS
Ba(d)	0,59	***	0,54	**	0,50	**	0,29	NS	-0,16	NS	0,34	**	-0,34	NS	0,53	**	0,76	***	0,11	NS
Be(d)	-0,20	NS	-0,40	*	-0,29	NS	-0,31	NS	-0,02	NS	-0,31	NS	0,18	NS	-0,56	**	-0,31	NS	-0,43	*

<sup>1</sup> r = Coeficiente de correlación lineal; NS = No Significativo; \* = <0,01; \*\* = <0,05; \*\*\* = <0,001; \*\*\*\* = <0,0001. <sup>2</sup> Los números en rojo indican correlaciones significativas.

Tabla 21. Correlaciones entre las variables biológicas y las variables físicas y químicas<sup>1</sup>

Variables Físicas y Químicas	VARIABLES BIOLÓGICAS																Tipitidae			
	Hydrobiostidae		Hydroptilidae		Leptoceeridae		Glossosomatidae		Elmidae		Gyrinidae		Chironomidae		Ceratopogonidae			Empididae		
	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P	r	P		
Velocidad	0,18	NS	-0,16	NS	0,06	NS	-0,11	NS	0,22	NS	-0,11	NS	-0,31	NS	-0,42	*	-0,29	NS	-0,45	*
Altura	0,86	****	-0,41	*	-0,35	NS	-0,11	NS	0,20	NS	-0,40	*	-0,15	NS	0,48	**	0,34	NS	-0,32	NS
pH	-0,63	***	0,57	**	0,43	*	0,23	NS	-0,13	NS	0,29	NS	-0,39	NS	-0,29	NS	-0,28	NS	0,65	***
T	-0,51	**	0,21	NS	0,59	**	-0,35	NS	-0,60	***	0,38	NS	-0,39	NS	0,32	NS	-0,01	NS	-0,14	NS
P. redox	0,74	****	-0,44	*	-0,15	NS	-0,23	NS	0,13	NS	-0,34	NS	-0,37	NS	0,58	**	0,41	NS	-0,65	***
CE	-0,29	NS	0,27	NS	0,72	****	-0,24	NS	-0,37	NS	0,21	NS	-0,27	NS	0,47	*	0,13	NS	0,13	NS
OD (%)	0,75	****	-0,54	**	-0,45	*	-0,38	NS	-0,22	NS	0,22	NS	-0,43	*	0,24	*	0,35	NS	0,35	NS
OD	0,82	****	-0,51	**	-0,40	NS	-0,34	NS	-0,11	NS	-0,28	NS	-0,40	NS	0,43	*	0,31	NS	0,31	NS
SIDT (in situ)	-0,12	NS	0,16	NS	0,61	***	-0,27	NS	-0,37	NS	0,14	NS	-0,30	NS	0,40	NS	0,25	NS	0,25	NS
SIDT (lab)	-0,35	NS	0,31	NS	0,78	****	-0,22	NS	-0,35	NS	0,23	NS	-0,27	NS	0,12	NS	0,05	NS	0,31	NS
SST	0,25	NS	-0,09	NS	0,36	NS	-0,30	NS	-0,04	NS	-0,05	NS	-0,49	**	-0,25	NS	-0,19	NS	-0,50	**
DBO <sub>5</sub>	-0,66	***	0,44	*	0,13	NS	0,52	**	0,38	NS	0,13	NS	0,62	***	-0,31	NS	-0,22	NS	0,43	*
NTK	0,66	***	-0,57	**	-0,31	NS	-0,48	*	-0,27	NS	-0,18	NS	-0,61	***	0,51	**	0,36	NS	-0,60	***
Ca	-0,03	NS	0,14	NS	0,53	**	-0,22	NS	-0,29	NS	0,08	NS	-0,22	NS	0,49	**	0,31	NS	-0,23	NS
Na	0,44	*	-0,21	NS	0,15	NS	-0,35	NS	-0,28	NS	-0,11	NS	-0,38	NS	0,73	***	0,49	**	-0,42	*
Mg	-0,56	**	0,41	*	0,82	****	-0,15	NS	-0,31	NS	0,43	*	-0,05	NS	-0,19	NS	-0,17	NS	-0,09	NS
Cl	-0,73	****	0,43	*	0,59	***	-0,10	NS	-0,46	*	0,33	*	-0,20	NS	0,78	***	0,36	NS	0,08	NS
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,07	NS	0,17	NS	0,30	NS	-0,01	NS	-0,13	NS	-0,01	NS	-0,33	NS	0,72	*	0,49	**	-0,42	*
Br(t)	0,24	NS	-0,10	NS	0,06	NS	-0,20	NS	-0,29	NS	0,28	NS	-0,38	NS	0,45	NS	0,28	NS	-0,42	*
Cu(t)	0,54	**	-0,31	NS	-0,20	NS	-0,20	NS	-0,13	NS	-0,03	NS	-0,14	NS	0,78	***	0,09	NS	0,14	NS
Fe(t)	0,40	NS	-0,28	NS	-0,42	*	0,01	NS	0,23	NS	-0,20	NS	-0,18	NS	0,78	***	0,54	**	-0,27	NS
Mn(t)	0,63	***	-0,28	NS	0,03	NS	-0,30	NS	-0,14	NS	-0,22	NS	-0,33	NS	0,72	*	0,49	**	-0,42	*
Mo(t)	0,08	NS	0,07	NS	0,60	***	-0,31	NS	-0,29	NS	0,04	NS	-0,38	NS	0,45	NS	0,28	NS	-0,42	*
Se(t)	-0,50	**	0,39	NS	0,59	NS	-0,04	NS	-0,33	NS	0,28	NS	0,03	NS	0,17	NS	0,09	NS	0,14	NS
Zn(t)	0,54	**	-0,31	NS	-0,20	NS	-0,20	NS	-0,13	NS	-0,20	NS	-0,18	NS	0,78	***	0,54	**	-0,27	NS
Al(t)	0,51	**	-0,30	NS	-0,40	NS	0,01	NS	0,29	NS	-0,26	NS	-0,06	NS	0,78	***	0,54	**	-0,27	NS
Cd(t)	0,06	NS	0,07	NS	0,21	NS	-0,05	NS	-0,14	NS	-0,01	NS	0,02	NS	0,62	***	0,42	*	-0,06	NS
V(t)	-0,63	***	0,43	*	0,77	****	-0,13	NS	-0,32	NS	0,35	NS	-0,17	NS	0,37	NS	-0,29	NS	0,00	NS
Ba(t)	-0,60	***	0,44	*	0,79	****	-0,09	NS	-0,23	NS	0,31	NS	-0,14	NS	0,36	NS	-0,28	NS	-0,03	NS
Be(t)	0,48	**	-0,15	NS	0,36	NS	0,22	NS	0,47	*	-0,31	NS	0,22	NS	-0,19	NS	-0,12	NS	0,09	NS
Br(d)	0,23	NS	-0,11	NS	0,01	NS	-0,18	NS	-0,27	NS	-0,04	NS	-0,11	NS	0,72	***	0,49	**	-0,10	NS
Cu(d)	0,54	**	-0,31	NS	-0,20	NS	-0,20	NS	-0,13	NS	-0,20	NS	-0,18	NS	0,78	***	0,49	**	-0,10	NS
Fe(d)	-0,33	NS	0,12	NS	0,53	**	-0,20	NS	-0,07	NS	0,17	NS	-0,40	NS	0,78	***	0,54	**	-0,27	NS
Mn(d)	0,55	**	-0,27	NS	0,04	NS	-0,25	NS	-0,14	NS	-0,20	NS	-0,25	NS	0,77	***	0,53	**	-0,35	NS
Mo(d)	0,23	NS	-0,03	NS	0,43	*	-0,31	NS	-0,27	NS	-0,03	NS	-0,37	NS	0,59	***	0,38	NS	-0,42	*
Se(d)	-0,18	NS	0,21	NS	0,75	****	-0,16	NS	-0,02	NS	0,08	NS	-0,31	NS	-0,05	NS	-0,07	NS	-0,48	*
Al(d)	0,62	***	-0,22	NS	0,31	NS	-0,31	NS	0,28	NS	-0,30	NS	-0,31	NS	-0,05	NS	-0,02	NS	0,00	NS
As(d)	0,54	**	-0,31	NS	-0,20	NS	-0,20	NS	0,06	NS	-0,20	NS	-0,31	NS	-0,17	NS	-0,11	NS	-0,27	NS
Cd(d)	-0,04	NS	0,06	NS	0,21	NS	-0,06	NS	-0,15	NS	0,03	NS	-0,01	NS	0,59	**	0,39	NS	-0,11	NS
V(d)	-0,58	**	0,40	NS	0,79	****	-0,19	NS	-0,36	NS	0,35	NS	-0,24	NS	0,30	NS	-0,24	NS	-0,06	NS
Ba(d)	-0,62	***	0,45	*	0,80	****	-0,08	NS	-0,25	NS	0,32	NS	-0,12	NS	0,30	NS	-0,25	NS	-0,02	NS
Be(d)	-0,13	NS	-0,24	NS	-0,30	NS	-0,21	NS	-0,21	NS	0,14	NS	-0,30	NS	-0,35	NS	-0,22	NS	-0,13	NS

<sup>1</sup> r = Coeficiente de correlación lineal; NS = No Significativo; \* = <0,01; \*\* = <0,05; \*\*\* = <0,01; \*\*\*\* = <0,001; \*\*\*\*\* = <0,0001. Los números en rojo indican correlaciones significativas.

Tabla 21. Correlaciones entre las variables biológicas y las variables físicas y químicas<sup>1</sup>

Variables Físicas y Químicas	VARIABLES BIOLÓGICAS																			
	Hydrophiltidae		Corixidae		Corydalidae		Physidae		Naididae		Planariidae		Hyalellidae		Acarí		Ostracoda		Hirudinea	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
Velocidad	0,06	NS	-0,30	NS	-0,29	NS	0,11	NS	-0,34	NS	0,14	NS	0,09	NS	0,44	*	0,08	NS	0,09	NS
Altura	0,01	NS	-0,21	NS	0,34	NS	-0,37	NS	-0,25	NS	-0,58	**	-0,40	NS	-0,35	**	-0,24	NS	-0,35	NS
pH	-0,01	NS	0,42	*	-0,28	NS	0,42	*	0,46	*	0,16	NS	-0,18	NS	-0,35	NS	0,32	NS	0,12	NS
T	-0,31	NS	0,14	NS	-0,01	NS	0,59	**	0,08	NS	0,69	***	0,33	NS	-0,40	*	0,45	*	0,46	*
P. redox	0,01	NS	-0,37	NS	0,41	NS	-0,13	NS	-0,47	*	-0,22	NS	-0,16	NS	0,41	*	-0,07	NS	-0,13	NS
CE	-0,17	NS	0,07	NS	0,13	NS	0,75	****	-0,05	NS	0,51	**	-0,04	NS	-0,26	NS	0,59	***	0,37	NS
OD (%)	-0,27	NS	-0,11	NS	0,35	NS	-0,51	**	-0,11	NS	-0,40	*	-0,05	NS	0,43	*	-0,35	NS	-0,26	NS
OD	-0,22	NS	-0,14	NS	0,31	NS	-0,46	**	-0,15	NS	-0,46	NS	-0,18	NS	0,54	**	-0,30	NS	-0,29	NS
SDT (in situ)	-0,19	NS	0,04	NS	0,25	NS	0,64	****	-0,08	NS	0,40	NS	-0,04	NS	-0,21	NS	0,51	**	0,30	NS
SDT (lab)	-0,16	NS	0,07	NS	0,05	NS	0,82	****	-0,05	NS	0,56	**	-0,08	NS	-0,25	NS	0,64	***	0,41	NS
SST	-0,13	NS	-0,19	NS	-0,19	NS	0,39	NS	-0,28	NS	0,19	NS	-0,11	NS	0,49	**	0,32	NS	0,16	NS
DBO <sub>5</sub>	0,39	NS	0,27	NS	-0,22	NS	0,20	NS	0,10	NS	0,20	NS	0,09	NS	-0,51	**	0,09	NS	0,11	NS
NTK	-0,28	NS	-0,24	NS	0,36	NS	-0,35	NS	-0,28	NS	-0,13	NS	0,15	NS	0,35	NS	-0,24	NS	-0,08	NS
Ca	-0,14	NS	0,04	NS	0,31	NS	0,55	**	-0,08	NS	0,27	NS	-0,17	NS	-0,18	NS	0,45	*	0,21	NS
Na	-0,20	NS	-0,09	NS	0,49	**	0,15	**	-0,19	NS	-0,04	NS	-0,18	NS	0,10	NS	0,15	NS	0,01	NS
Mg	-0,12	NS	0,10	NS	-0,17	NS	0,86	*****	0,02	NS	0,67	***	0,06	NS	-0,29	NS	0,66	***	0,46	NS
Cl	-0,20	NS	0,29	NS	-0,20	NS	0,59	**	0,29	NS	0,59	***	0,21	NS	-0,48	**	0,44	*	0,39	NS
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,04	NS	0,14	NS	0,36	NS	0,30	NS	0,08	NS	-0,08	NS	-0,38	NS	-0,17	NS	0,26	NS	-0,01	NS
B(t)	-0,17	NS	0,05	NS	0,49	**	0,03	NS	0,01	NS	-0,08	NS	-0,14	NS	-0,13	NS	0,05	NS	-0,03	NS
Cu(t)	-0,11	NS	-0,09	NS	0,54	**	-0,23	NS	-0,14	NS	-0,29	NS	-0,16	NS	0,09	NS	-0,14	NS	-0,17	NS
Fe(t)	0,02	NS	-0,12	NS	-0,20	NS	-0,44	*	-0,06	NS	-0,36	NS	-0,06	NS	0,51	**	-0,33	NS	-0,25	NS
Mn(t)	-0,15	NS	-0,13	NS	0,49	**	0,02	NS	-0,23	NS	-0,23	NS	-0,31	NS	0,27	NS	0,07	NS	-0,11	NS
Mot(t)	-0,17	NS	-0,05	NS	0,28	NS	0,63	***	-0,20	NS	0,31	NS	-0,18	NS	-0,02	NS	0,52	**	0,25	NS
Se(t)	-0,10	NS	0,22	NS	0,09	NS	0,60	***	0,16	NS	0,42	*	-0,01	NS	-0,48	**	0,46	*	0,30	NS
Zn(t)	-0,11	NS	-0,09	NS	0,54	**	-0,23	NS	-0,14	NS	-0,29	NS	-0,16	NS	0,09	NS	-0,14	NS	-0,17	NS
Al(t)	0,06	NS	-0,16	NS	-0,14	NS	-0,41	*	-0,13	NS	-0,42	*	-0,15	NS	0,57	**	-0,30	NS	-0,27	NS
Cd(t)	-0,03	NS	0,04	NS	0,42	NS	0,22	NS	-0,03	NS	0,02	NS	-0,18	NS	-0,24	NS	0,19	NS	0,03	NS
V(t)	-0,14	NS	0,15	NS	-0,29	NS	0,80	*****	0,09	NS	0,66	***	0,11	NS	-0,27	NS	0,61	***	0,46	NS
Ba(t)	-0,08	NS	0,11	NS	-0,28	NS	0,84	*****	0,04	NS	0,64	***	0,05	NS	-0,24	NS	0,64	***	0,45	NS
Be(t)	0,20	NS	-0,09	NS	-0,12	NS	-0,36	NS	-0,06	NS	-0,57	**	-0,40	NS	0,53	**	-0,26	NS	-0,37	NS
B(d)	-0,15	NS	0,05	NS	0,49	**	-0,01	NS	0,01	NS	-0,09	NS	-0,11	NS	-0,16	NS	0,02	NS	-0,04	NS
Cu(d)	-0,11	NS	-0,09	NS	0,54	**	-0,23	NS	-0,14	NS	-0,29	NS	-0,16	NS	0,09	NS	-0,14	NS	-0,17	NS
Fe(d)	-0,04	NS	-0,19	NS	-0,36	NS	0,60	NS	-0,27	NS	0,65	***	0,28	NS	0,06	NS	0,44	*	0,43	*
Mn(d)	-0,13	NS	-0,10	NS	0,53	NS	-0,05	NS	-0,18	NS	-0,22	NS	-0,24	NS	0,14	NS	0,01	NS	-0,12	NS
Mot(d)	-0,17	NS	-0,07	NS	0,38	NS	0,45	NS	-0,20	NS	0,17	NS	-0,20	NS	0,01	NS	0,38	NS	0,15	NS
Se(d)	0,02	NS	-0,18	NS	-0,07	NS	0,84	NS	-0,33	NS	0,55	**	-0,06	NS	0,01	NS	0,64	***	0,40	*
Al(d)	0,04	NS	-0,05	NS	-0,02	NS	-0,33	NS	-0,04	NS	-0,59	***	-0,45	*	0,61	***	-0,22	NS	-0,36	NS
As(d)	-0,11	NS	-0,14	NS	-0,11	NS	-0,23	NS	-0,14	NS	-0,29	NS	-0,16	NS	0,63	***	-0,14	NS	-0,17	NS
Cd(d)	-0,02	NS	0,01	NS	0,39	NS	0,23	NS	-0,07	NS	0,13	NS	-0,04	NS	-0,32	NS	0,18	NS	0,10	NS
V(d)	-0,17	NS	0,14	NS	-0,24	NS	0,83	*****	0,06	NS	0,67	***	0,10	NS	-0,25	NS	0,63	***	0,47	NS
Ba(d)	-0,08	NS	0,12	NS	-0,25	NS	0,85	*****	0,04	NS	0,66	***	0,06	NS	-0,29	NS	0,64	***	0,45	NS
Be(d)	-0,17	NS	-0,07	NS	-0,22	NS	-0,33	NS	0,01	NS	0,23	NS	0,58	*	0,01	NS	-0,28	NS	0,10	NS

<sup>1</sup> r = Coeficiente de correlación lineal; NS = No Significativo; \* = <0,01; \*\* = <0,05; \*\*\* = <0,01; \*\*\*\* = <0,001; \*\*\*\*\* = <0,0001. Los números en rojo indican correlaciones significativas.

**Tabla 21.** Correlaciones entre las variables biológicas y las variables físicas y químicas<sup>1</sup>

Variables Físicas y Químicas	VARIABLES BIOLÓGICAS					
	ChIBF			EPT		
	r	P		r	P	
Velocidad	-0,54	**		0,25	NS	
Altura	-0,55	**		0,59	**	
pH	0,29	NS		-0,41	*	
T	0,29	NS		-0,35	NS	
P. redox	-0,48	**		0,51	**	
CE	0,02	NS		-0,16	NS	
OD (%)	-0,32	NS		0,46	NS	
OD	-0,48	**		0,55	**	
SDI (in situ)	0,01	NS		-0,08	NS	
SDI (lab)	-0,01	NS		-0,19	NS	
SST	-0,70	***		0,32	NS	
DBO <sub>5</sub>	-0,50	**		-0,47	*	
NTK	-0,29	NS		0,41	*	
Ca	-0,01	NS		-0,03	NS	
Na	-0,20	NS		0,27	NS	
Mg	-0,05	NS		-0,30	NS	
Cl	0,40	NS		-0,49	**	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,05	NS		0,01	NS	
B(t)	0,12	NS		0,08	NS	
Cu(t)	-0,06	NS		0,28	NS	
Fe(t)	-0,42	*		0,33	NS	
Mn(t)	-0,35	NS		0,40	*	
Mo(t)	-0,23	NS		0,09	NS	
Se(t)	0,34	NS		-0,36	NS	
Zn(t)	-0,04	NS		0,28	NS	
Al(t)	-0,52	**		0,41	*	
Cd(t)	0,17	NS		-0,03	NS	
V(t)	0,06	NS		-0,34	NS	
Ba(t)	0,01	NS		-0,31	NS	
Be(t)	-0,50	**		0,39	NS	
B(d)	0,16	NS		0,06	NS	
Cu(d)	-0,06	NS		0,28	NS	
Fe(d)	-0,26	NS		-0,09	NS	
Mn(d)	-0,19	NS		0,32	NS	
Mo(d)	-0,20	NS		0,16	NS	
Se(d)	-0,33	NS		-0,01	NS	
Al(d)	-0,60	***		0,48	**	
As(d)	-0,63	***		0,45	*	
Cd(d)	0,26	NS		-0,10	NS	
V(d)	0,02	NS		-0,31	NS	
Ba(d)	0,06	NS		-0,34	NS	
Be(d)	0,17	NS		-0,10	NS	

<sup>1</sup> r = Coeficiente de correlación lineal; NS = No Significativo; \* = <0,01; \*\* = <0,05; \*\*\* = <0,01; \*\*\*\* = <0,001; \*\*\*\*\* = <0,0001. Los números en rojo indican correlaciones significativas.