

---

# APROXIMACIÓN MULTIMÉTRICA A LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN CUENCAS CON DIFERENTES NIVELES DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA

GABRIELA MANCILLA, CLAUDIO VALDOVINOS, MARYSOL AZÓCAR, MARIEL HENRÍQUEZ y RICARDO FIGUEROA

---

## RESUMEN

La vegetación ribereña desempeña un conjunto de funciones ecosistémicas. Tiene influencia sobre la hidrología, geomorfología, química del agua y suministro de material alóctono, por lo cual es relevante en la productividad y funcionamiento, estabilizando laderas, regulando la temperatura, filtrando y reteniendo nutrientes y otorgando hábitat a las comunidades acuáticas. Este estudio realizó una aproximación multiparamétrica en ríos mediterráneos

de Chile central. Los resultados mostraron que las variables que mejor reflejan la distribución de los macroinvertebrados fueron la conductividad y los sólidos disueltos, las cuales también se correlacionaron significativamente con la calidad de ribera y del hábitat fluvial. Esta aproximación sugiere la evaluación integral del sistema fluvial como una herramienta para la conservación y restauración de la salud integral de los ecosistemas acuáticos.

La vegetación ribereña desempeña funciones ecosistémicas importantes, incluyendo estabilización de laderas, regulación térmica de los arroyos, filtrado y retención de nutrientes, otorga hábitat a la fauna presente y mantiene la estabilidad de los ecosistemas acuáticos (Lyon y Gross, 2005). De esta forma, es un factor significativo en la productividad y funcionamiento de estos ecosistemas fluviales (Trait *et al.*, 1994; Merrit y Cummins, 1996; Boothroyd *et al.*, 2004). Múltiples estudios han mostrado que el uso del suelo ribereño también tiene un efecto sobre la hidrología (Fahey y Jackson, 1997), geomorfología (Leek, 1992; Da-

vies-Colley, 1997), química del agua (Hildrew y Ormerod, 1995; Friberg *et al.*, 1997) y suministro de material alóctono (Thompson y Townsend, 2004). Cualquier cambio en la estructura de esta vegetación tiene consecuencias importantes para la comunidad biológica que se encuentra en los sistemas acuáticos (Thompson y Townsend, 2004; Oscoz *et al.*, 2006), modificando la calidad de sus recursos, haciendo complejo independizar este factor de otras presiones antrópicas.

Las diversas actividades antrópicas utilizan el recurso acuático como fuente para propósitos domésticos, industriales e irrigación en la cuenca, y en la asimilación de la carga

municipal e industrial y residuos de la agricultura (Soldner *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2007), que si bien son servicios ambientales que ofrecen las cuencas hidrográficas, su sobreexplotación sin una adecuada gestión modifica las características físicas y químicas naturales de los sistemas lóticos. Las estructuras comunitarias también son modificadas, condición que permite que las comunidades acuáticas puedan ser utilizadas como indicadores de calidad integral de los sistemas acuáticos, aunque muchas veces permiten conocer información más bien general, que no identifica qué causa el problema.

Para evaluar la degradación de los sistemas acuáticos exis-

---

**PALABRAS CLAVE / Arroyos Mediterráneos Chilenos / Calidad Fluvial / Índices Bióticos / Macroinvertebrados Bentónicos /**

Recibido: 15/04/2009. Modificado: 20/11/2009. Aceptado: 23/11/2009.

**Gabriela Mancilla.** Licenciada en Biología, Diplomada en Análisis y Gestión del Ambiente, y Candidata a Doctor en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción (UdeC), Chile. Colaboradora, Centro EULA-Chile. Dirección: Universidad de Concepción. Casilla 160-C, Concepción, Chile. e-mail: gmancilla@udec.cl

**Claudio Valdovinos.** Licenciado en Biología y Doctor en Ciencias, UdeC, Chile. Académico, Centro EULA-Chile. e-mail: cvaldovi@udec.cl

**Marysol Azócar.** Licenciada en Biología y Diplomada en Análisis y Gestión del Ambiente, UdeC, Chile. Colaboradora, Centro EULA-Chile. e-mail: marazoca@udec.cl

**Mariela Henríquez.** Licenciada en Biología, UdeC, Chile. Colaboradora, Centro EULA-Chile. e-mail: marihern@udec.cl

**Ricardo Figueroa.** Profesor de Biología y M.Sc. en Zoología, UdeC, Chile. Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad de Málaga, España. Académico, Centro EULA-Chile. e-mail: rfiguero@udec.cl

---

TABLA I  
CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO RESPECTO A UBICACIÓN, PORCENTAJES DE COBERTURA VEGETAL DE LAS SUBCUENCAS, ÍNDICE DE CALIDAD FLUVIAL (ICF), ÍNDICE BIÓTICO DE FAMILIA (CHIBF) Y PARÁMETROS COMUNITARIOS

	Ca01	Ca02	Le01	Le02	Pa01	Pa02	Pa03	Pa04	Pa05	Pa06	Pa07	Pa08
Coordenadas (UTM-WGA84) huso 18	677096 5881684	663427 5872953	641101 5848867	622368 5834230	661075 5824841	644758 5827322	640528 5815045	651956 5822223	647812 5814504	654555 5812627	639511 5804231	640846 5803626
Cuerpo acuático	Lia	Lia	Paso Hondo	Lebu	Caramávida	Caramávida	Tucapel	Pichi-caramávida	Conhueco	Butamalal	Peleco	Puyehue
Área subcuenca	343,46	343,46	336,7	162,7	94,24	268,15	268,15	268,15	421,08	421,08	438,08	438,08
Porcentaje Coberturas (%)												
Bosque Nativo	5	5	--	2	40	40	40	40	30	30	25	25
Plantaciones exóticas	85	85	85	60	40	40	40	40	50	50	25	25
Matorral	3	3	10	15	--	--	--	--	--	--	--	--
Urbanizado	7	7	5	15	20	20	20	20	20	20	30	30
Recurso Hídrico	--	--	--	8	--	--	--	--	--	--	20	20
Hábitat fluvial (Barbour, 1999)												
Substrato epifauna / cobertura disponible	18	12	10	5	20	15	10	20	18	18	10	10
Caracterización del sustrato	18	15	10	5	18	15	8	20	18	18	9	9
Variabilidad del canal	15	18	10	5	18	18	10	15	18	18	12	12
Depositación de sedimento	15	10	8	3	20	10	5	18	15	15	8	5
Estatus de flujo del canal	6	10	8	5	18	15	8	15	18	20	9	9
Alteración del canal	15	15	12	17	20	10	5	18	15	15	10	8
Sinuosidad del canal	10	15	10	10	20	18	15	18	17	17	10	10
Estabilidad de riberas	(Derecha) 6 (Izquierda) 6	5 5	2 2	2 2	10 10	5 5	3 3	9 9	3 3	5 5	4 4	4 4
Protección vegetacional	(Derecha) 9 (Izquierda) 6	5 5	5 1	1 10	10 5	5 3	3 9	9 2	2 5	5 3	3 3	3 3
Ancho de zona de vegetación	(Derecha) 9 (Izquierda) 6	3 3	5 5	0 0	10 10	5 5	1 1	10 10	1 1	5 5	3 3	3 3
Puntaje ICF	10,69	9,31	7,08	4,31	14,9	10,08	5,77	13,45	10,08	11,62	6,77	6,38
Clasificación ICF	2	2	3	4	1	2	3	1	2	2	3	3
Puntaje ChIBF	4,68	2,5	4,7	7,91	4	3,44	3,41	3,99	3,87	3,52	2,97	4
Clasificación ChIBF	III	I	III	VII	II	I	I	II	II	I	I	II
S	26	16	20	2	26	14	7	27	27	23	21	23
N	220	117	175	110	160	147	27	290	324	238	234	120
J'	0,6262	0,8345	0,6721	0,4395	0,7267	0,7637	0,826	0,8137	0,5568	0,7519	0,6798	0,8332
H'(log <sub>e</sub> )	2,04	2,31	2,01	0,30	2,37	2,02	1,61	2,68	1,84	2,36	2,07	2,61
D	0,2853	0,1248	0,2439	0,8332	0,1582	0,2077	0,2336	0,1066	0,3579	0,1476	0,2111	9,66
%EPT	38,64	70,94	48,57	0,00	64,38	71,43	40,74	62,07	89,81	69,75	58,55	82,50

S: riqueza de taxa, N: abundancia de individuos, J': Equitatividad de Shannon, H': Diversidad de Shannon, D: Diversidad de Simpsom (Dominancia), %EPT: porcentaje de individuos de órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera, ChIBF: índice biótico de familias para Chile, ICF: índice de calidad fluvial.

ten diferentes metodologías. Algunas, centradas en el componente biótico, utilizan organismos como indicadores biológicos y están bastante desarrolladas en Europa, EEUU y algo menos en Latinoamérica (DeWalt *et al.*, 1999; Maxted *et al.*, 2000; Klemm *et al.*, 2002; Figueroa *et al.*, 2003; Bonada *et al.*, 2006; Figueroa *et al.*, 2007).

Por otro lado están los índices referentes a los componentes abióticos, que evalúan directamente la calidad física y química del agua, y un tercer elemento que evalúa las condiciones de hábitat para sustentar la biota, tales como los índices de calidad de hábitat y estructura de ribera, separados o reunidos en índices de calidad fluvial (Barbour *et al.*, 1999). Frente a esta batería de herramientas resulta difícil determinar la causalidad de los factores específicos que puedan influir sobre la composición de la comunidad biológica, por lo cual interesa relacionar los diferentes componentes e intentar definir cuál o cuáles son los factores determinantes sobre la biota. Este estudio es una aproximación multipara-

métrica para definir aquellas variables que explican el estado ecológico de sistemas lóticos en una zona mediterránea de Chile.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Región del Biobío, centro-sur de Chile, donde tiene lugar una transición entre clima mediterráneo húmedo y clima templado húmedo del sur (Luebert y Pliscoff, 2005). Esta región tiene una alta presencia de actividad humana, especialmente en el área forestal, con amplias extensiones de reemplazo de bosque nativo por especies exóticas, especialmente *Pinus radiata* (D. Don) y *Eucalyptus globulus* Labill. Se seleccionaron 12 sitios de muestreo en 12 arroyos diferentes (Tabla I, Figura 1) desde la parte media a baja de tres cuencas forestales de la región: cuencas del río Carampangue (Ca01 y Ca02), del río Lebu, (Le01 y Le 02) y del río Paicaví (Pa01 a Pa08). En cada

caso se determinó el porcentaje de los diferentes usos del suelo de las subcuencas en los sitios estudiados, empleando el programa Arcview SIG 3.2 (ESRI, 1999) con capas temáticas de uso de suelo y límites de cuenca.

### Caracterización físico-química del hábitat acuático

Para la caracterización físico-química de la columna de agua se determinó caudal, temperatura, O<sub>2</sub> disuelto, pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, dureza, turbidez, nitrito, amonio, P total, sulfato, Al, coliformes fecales y coliformes totales (Tabla II), siguiendo los métodos estandarizados de APHA-AWWA-WPCF (1995).

Para establecer la calidad fluvial de los arroyos estudiados se basó en lo establecido por la USEPA (Barbour *et al.*, 1999) considerando las siguientes características: sustrato para la epifauna, caracterización del sustrato, variabilidad del canal, deposi-

tación del sedimento, estado del flujo del canal, sinuosidad del canal, estabilidad de riberas, ancho de la zona con vegetación y la protección de ésta. A cada característica se le entrega un puntaje entre 0 y 20 de acuerdo a las aptitudes del hábitat, contabilizando una ponderación pobre (puntaje 1-5), marginal (6-10) subóptima (11-15) y óptima (16-20). Una lista explicativa de las características y los respectivos puntajes pueden ser solicitados a la autora de correspondencia del presente artículo.

### Caracterización de las comunidades acuáticas de macroinvertebrados bentónicos

Se realizó una aproximación cualitativa de macroinvertebrados mediante una red de 250µm de abertura de malla (ASTM, 1989), revisando todos los microhábitat disponibles en cada arroyo en una franja de 50m. Todas las muestras fueron fijadas con etanol 90% y transportadas a laboratorio. La identi-

ficación se realizó consultando literatura especializada en la taxonomía de cada grupo (Illies, 1963; Flint, 1979, 1983; Caamaño, 1985; Fernández y Domínguez, 2001; Domínguez *et al.*, 2006). Para el total de muestra recolectada para cada sitio estudiado se

calcularon los índices comunitarios de Riqueza de taxones (S), Diversidad de Shannon (H'), Equitatividad (J'), Dominancia (D) y porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Diptera (%EPT).

Para la evaluación de la calidad biológica se utilizó el índice biótico de familias (ChIBF), que considera abundancia de individuos para cada familia y se aplicó las tolerancias definidas por Figueroa *et al.* (2007) para familias de macroinvertebrados de Chile Central, clasificando así el tramo de un río de Clase I (excelente) a V (muy malo).

### Análisis de datos

Se realizó un análisis exploratorio mediante correlaciones entre los índices comunitarios, las variables físico-químicas y los índices bióticos aplicados. Además, se calcularon correlaciones entre el ChIBF y el índice de calidad fluvial (ICF) y con los criterios individuales del ICF relacionados con la vegetación ribere-

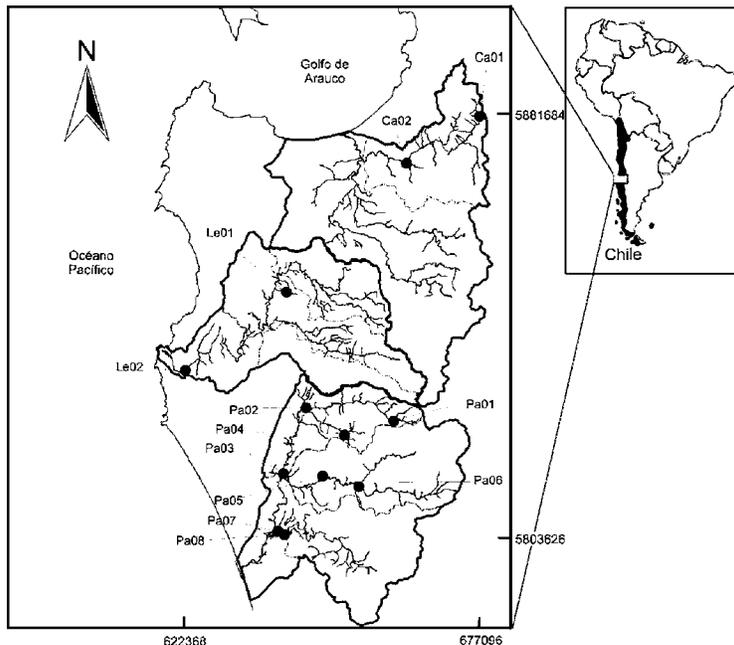


Figura 1. Sitios estudiados, ubicados en la zona centro-sur de Chile, en las cuencas de los ríos Carampangue (Ca), Lebu (Le) y Paicaví (Pa).

TABLA II  
CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LA COLUMNA DE AGUA EN LOS SITIOS ESTUDIADOS EN ÉPOCA DE VERANO (V) E INVIERNO (I)

Est	T (°C)	OD (mg·l <sup>-1</sup> )	pH	Cond (µS·cm <sup>-1</sup> )	SD (mg·l <sup>-1</sup> )	Turb (UTN)	SST (mg·l <sup>-1</sup> )	Dur (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	NO <sub>2</sub> <sup>-2</sup> (mg·l <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg·l <sup>-1</sup> )	P-total (mg·l <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg·l <sup>-1</sup> )	Coli fec (NMP/100ml)	Coli tot (NMP/100ml)
Ca01-V	15,3	9,9	7,1	39	20	0	<1,0	8,3	<0,005	<0,02	0,03	<2,5	17	170
Ca02-V	13,1	10,5	7,2	41	21	1,2	3,3	10	<0,005	<0,02	0,02	<2,5	17	220
Le01-V	13,6	9,5	7,8	129	65	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Le02-V	19,1	9,1	7,4	4130	2065	5,2	13,1	386,2	0,016	<0,02	0,07	150	50	70
Pa01-V	14,6	10,2	7,6	40	20	0,2	1,8	9,4	<0,005	<0,02	0,02	<2,5	13	140
Pa02-V	15,5	9,9	7,4	41	20	0,1	1,6	12,6	<0,005	<0,02	0,02	<2,5	130	240
Pa03-V	17	8,9	7,6	67	34	1,9	5,5	14,6	0,036	0,14	0,09	<2,5	>1600	>1600
Pa04-V	12,5	10,6	7	15	8	0	-	-	-	-	-	-	-	-
Pa05-V	15,4	9,5	7,2	51	26	5,1	12,9	8,4	<0,005	<0,02	0,03	<2,5	900	>1600
Pa06-V	15,9	9,8	7,5	48	24	0,8	3,4	10	<0,005	<0,02	0,03	<2,5	240	240
Pa07-V	19	9	7,5	55	28	3,2	11,5	18	0,037	0,09	0,09	<2,5	>1600	>1600
Pa08-V	20,2	9	7,8	28	14	0,1	1,5	10,3	<0,005	<0,02	0,02	<2,5	30	50
Mín - Máx	12,5-20,2	8,9-10,6	7-7,8	15-4130	8-2065	0-5,2	<1,0-12,9	9,4-386,2	<0,005-0,037	<0,02-0,09	0,02-0,09	<2,5-150	13->1600	50->1600
Ca01-I	10,5	10,8	6,5	8	4	40,5	43,8	6,82	<0,005	<0,02	0,04	<2,5	33	70
Ca02-I	12	10,4	6,97	11	5	21,9	25	5,67	<0,005	<0,02	0,05	<2,5	4,5	140
Le01-I	11,0	10,1	6,4	39	20	92,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Le02-I	11,5	10,3	6,4	39	19	205,1	221,4	10,77	<0,005	0,03	0,24	7	170	>1600
Pa01-I	9,9	10,9	7,1	9	5	10,3	15,7	4,19	<0,005	<0,02	0,23	<2,5	0,03	6,8
Pa02-I	8,9	11,0	6,35	10	5	21,7	24,3	5,12	<0,005	<0,02	0,03	<2,5	4	130
Pa03-I	10,1	10,9	6,45	17	8	45	44	5,74	<0,005	<0,02	0,07	<2,5	17	220
Pa04-I	8,9	11,2	6,4	10	7	15,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Pa05-I	10	10,8	6,56	13	6	14,7	18	6,07	<0,005	<0,02	0,04	<2,5	33	49
Pa06-I	8,8	11,1	7,16	13	6	20,3	18,5	6,05	<0,005	<0,02	0,11	<2,5	33	170
Pa07-I	11	10,5	6,6	24	12	13,4	16,7	7,03	<0,005	<0,02	0,05	<2,5	130	>1600
Pa08-I	13,7	10,1	6,57	24	12	14,7	18	8,82	<0,005	<0,02	0,08	<2,5	350	>1600
Mín - Máx	9,9-13,7	10,1-11,1	6,35-7,16	8-39	4-20	13,4-205,1	15,7-221,4	4,19-10,77	-	<0,02-0,03	0,04-0,24	<2,5-7	0,03-350	6,8->1600

T: temperatura, OD: oxígeno disuelto, Cond: conductividad, SD: sólidos disueltos, Turb: turbidez, SST: sólidos suspendidos totales, Dur: dureza, NO<sub>2</sub><sup>-2</sup>: nitrato, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: amonio, P-total: fósforo total, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>: sulfato, CF: coliformes fecales, CT: coliformes totales, --: no medidos.

ña. Posteriormente, se realizó un análisis de PCA, en primer lugar con las variables físico-químicas para establecer cuáles fueron las que explicaron mejor el ordenamiento de los sitios estudiados, y en segundo lugar con las abundancias relativas de las familias registradas en los sitios de estudio. Para estudiar la relación entre la comunidad biológica y las variables físico-químicas se realizó una regresión entre los valores propios del PCA con datos biológicos y los valores medidos de las variables.

## Resultados

El análisis de cobertura permitió observar que todas las cuencas tienen algún grado de intervención antrópica asociados a la actividad forestal y urbana. Las áreas de cada cuenca se muestran en la Tabla I, donde se aprecia que la cobertura de bosque nativo varió entre 0 (sitios Le01) y 40% (Pa01 al 04). El porcentaje de plantaciones exóticas fluctuó entre 25 (Pa07 y 08) y 85% (Ca02, Le01). En algunos sitios se observan influencias desde centros urbanos ocupando de 5 (Le01) a 30% (Pa07 y 08) de las superficies de las cuencas.

Respecto a la caracterización físico-química de la columna de agua (Tabla II), se observó valores homogéneos de temperatura (T), O<sub>2</sub> disuelto (OD) y pH, siendo la T media de 15,9 ±2,46°C en verano y de 10,5 ±1,44°C en invierno. El OD tuvo una media de 9,66 ±0,59mg·l<sup>-1</sup> en verano y en invierno de 10,68 ±0,38mg·l<sup>-1</sup>. El pH promedio fue de 7,43 ±0,26 en verano y 6,62 ±0,29 en invierno. Al contrario, la conductividad fue más variable, con media de 390,3 ±1178μS·cm<sup>-1</sup> e intervalo de 15-4130, siendo este último valor (en Le02) muy alejado de los otros; la conductividad media en invierno fue de 18,08 ±11,13μS·cm<sup>-1</sup>. Otras variables que también tuvieron importante variabilidad fueron los sólidos disueltos y la turbidez. Los sólidos disueltos presentaron una media de 195,4 ±588,9mg·l<sup>-1</sup> (8-2065) en verano y de 9,08 ±5,52 en invierno. La turbidez del agua medida tuvo una media 1,58 ±1,92NTU con valores entre <1,0 y 5,2 en verano, y de 42,9 ±55,94 (10,3-205,1) NTU en invierno. La dureza media en verano fue de 48,78 ±118,60mg CaCO<sub>3</sub>/l (8,4-396,2 en Le02), y en invierno de 6,63 ±1,91mg CaCO<sub>3</sub>/l. Las concentraciones de sulfato (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) estuvieron por debajo del límite de detección (<2,5mg SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/l) excepto en Le02, donde en ve-

rano se registró 150mg SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/l y en invierno 7mg SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/l. Los nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-2</sup>) y el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) presentaron bajas concentraciones (<0,005mg NO<sub>2</sub><sup>-2</sup>/l) excepto en verano, cuando Le02 y Pa03 registraron concentraciones de nitrito de 0,016 y 0,037mg NO<sub>2</sub><sup>-2</sup>/l, respectivamente. En verano, para el amonio solo Pa03 y 07 estuvieron sobre el límite de detección (>0,02mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l) con 0,14 y 0,09mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l, respectivamente, y en invierno Le02 conj 0,03mg. El P total tuvo una media de 0,042 ±0,029mg·l<sup>-1</sup> en el verano y de 0,094 ±0,078 en invierno (en Le02). En el caso de los coliformes fecales la media fue de 499,7 ±735,73NMP/100ml con un intervalo de 13 a >1600NMP/100ml y para los coliformes fecales fue de 653 ±794,10 NMP/100ml (de 5 a >1600) en verano. En invierno los coliformes fecales tuvieron una media de 96,25 ±118,18NMP/100ml con un intervalo de 4 a 350 y de coliformes totales de 686,56 ±836,58 NMP/100ml (6,8 a >1600).

La calidad de hábitat fluvial (ICF) también presentó diferencias importantes entre los sitios estudiados. Fueron registradas las calidades de los sistemas fluviales estudiados desde óptimo para Pa01 y Pa04, que obtuvieron evaluaciones con valores máximos de 20 puntos para la mayor parte de los criterios, hasta calidad pobre para Le02, que fue evaluado con categoría de pobre (0-5 puntos) en la mayoría de los criterios evaluados, excepto en la sinuosidad del canal (10 puntos) y alteración de éste (17 puntos). Detalles de todas las puntuaciones para los diferentes criterios considerados se encuentran en la Tabla I.

Enfatizando en los criterios relacionados con la vegetación ribereña, se consideró la estabilidad de laderas como pobre a Le01, por ser éstas inestables con elevada erosión. Al observar la protección de la vegetación ribereña se catalogó pobre en Le01 y Pa05, donde menos del 50% está cubierta por la vegetación y ésta está altamente interrumpida a lo largo del arroyo. En relación con la protección de vegetación, el ancho de ésta fue pobre en los sitios Pa03 y 05, ya que tenía menos de 6m de vegetación desde la orilla de la ribera. En las tres últimas características, el criterio solo fue óptimo para Pa01 y 04, que constaban de laderas estables, con ausencia de erosión y acumulación en bancos de sedimentos, más del 90% del tramo del arroyo estaba cubierto por vegeta-

ción nativa y el ancho de ribera era >18m, y las actividades humanas no afectaban directamente al área.

En relación con la biota acuática, fueron colectados en total 2162 individuos de macroinvertebrados bentónicos de todos los sitios estudiados, siendo Pa04 el de mayor abundancia (290 individuos). Los individuos encontrados fueron clasificados en diez grupos taxonómicos, la mayor parte de la clase Insecta. Los más frecuentes fueron de los órdenes Trichoptera con abundancia relativa media de 27,4 individuos; Diptera con 23,1 individuos y Plecoptera 17,9 individuos. Los índices comunitarios indican que la mayor riqueza de taxones fue en Pa04 y 05 (27 taxones) y la menor riqueza en Le02 con 2. La diversidad de Shannon (H') obtenida fue entre 0,30 (Le02) y 2,68 (Pa04). La equitatividad (J') tuvo valores entre 0,44 (Le02) y 0,83 (Ca02 y Pa08), y la diversidad de Simpson (Dominancia, D) 0,10 para Pa04 y 0,83 para Le02 (Tabla I).

De acuerdo al ChIBF (Tabla I) la mayor parte de los sitios estudiados, ubicados en la parte media de los ríos, obtuvieron puntajes de 2,50 (Ca02) a 4,70 (Le01) correspondiendo a una excelente y buena calidad del ambiente, respectivamente. Sin embargo, Le02 fue el único con un puntaje >7,26 (7,91), siendo clasificado con una calidad ambiental muy mala. Este sitio se localiza, a diferencia de los anteriores, en la parte baja de la cuenca del río Lebu.

Para las correlaciones entre las variables estudiadas (Tabla III) se consideraron significativos los valores de r >0,65 (n=11; p<0,05). Los resultados muestran que las variables físico-químicas como conductividad, sólidos disueltos y sulfato estuvieron estrechamente correlacionados, al igual que con %EPT (r= -1,00; p<0,05), ChIBF (r= 0,85; p<0,05) e ICF (r= 0,67; p<0,05). Además, la turbidez correlaciona muy bien con los criterios relacionados con la protección de las laderas (r= -1,00; p<0,05) y el ancho de la franja de vegetación (r= -0,99; p<0,05). Por otro lado, entre los índices comunitarios se correlacionaron bien H' (r= 0,7; p<0,05) y %EPT (r= -0,86; p<0,05) con el ChIBF.

En el análisis de componentes principales (PCA) para las variables físico-químicas con todos los sitios estudiados, el Factor 1 explicó solo un 37,1% de la varianza de los datos. En este caso se mostró que en el Factor 1 se alejó en forma importante Le02-V, coincidiendo con lo ob-

servado en el cluster obtenido para las variables biológicas, probablemente debido a la alta influencia marina denotada por altos valores de conductividad ( $4130\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), sólidos disueltos ( $2065\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) y dureza ( $386,2\text{mg CaCO}_3/\text{l}$ ); secundariamente se apartaron los sitios Pa03-V y Pa07-V (Figura 2a). De manera exploratoria y por la influencia que tuvo Le02, se realizó el mismo análisis eliminando esta estación, observándose que los sitios se agruparon por época de muestreo (invierno-verano) y los sitios Pa03-V y Pa07-V se separaron de los demás en el periodo de verano (Figura 2b), debido a su cercanía a centros urbanos.

En este caso el Factor 1 explica el 61,0% de la varianza de las variables, donde las que más se relacionan con este Factor son la conductividad ( $r = -0,94$ ;  $p < 0,05$ ), sólidos disueltos ( $r = -0,94$ ;  $p < 0,05$ ),  $\text{O}_2$  disuelto ( $r = 0,92$ ;  $p < 0,05$ ) y dureza ( $r = -0,92$ ;  $p < 0,05$ ), pudiendo esta última relacionarse con una condición o comportamiento relativamente natural e influenciado por las avenidas invernales.

TABLA III  
CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS ( $P < 0,05$ ) DE CHIBF E ÍNDICE DE CALIDAD FLUVIAL CON PARÁMETROS COMUNITARIOS Y VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DE LA COLUMNA DE AGUA

	S	N	J	H'	D	% EPT	ChIBF	ICF	Estab. laderas	Protec. Laderas	Ancho veget	Índice de Bray-Curtis	Con Le02		Sin Le02	
													Factor 1 (a)	Factor 2 (a)	Factor 3 (a)	Factor 4 (a)
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,839	-0,204	-0,873	0,275
OD	-	-	-0,64	-	-0,64	-	-	-	-	-	-	-	0,849	0,339	0,924	-0,08
pH	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,673	-0,216	-0,762	0,414
Conduc	-0,68	-	-	-	-	-1,00	0,85	0,67	-	-	-	-0,49	-0,71	0,646	-0,938	0,088
SD	-0,68	-	-	-	-	-1,00	0,85	0,67	-	-	-	-0,48	-0,711	0,646	-0,939	0,083
Turb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1,00	-0,99	-	0,359	0,003	0,674	-0,622
SST	-	-	1,00	-	1,00	-	-	-	-	-	-	-	0,396	0,012	0,731	-0,541
Dur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,55	-0,723	0,632	-0,921	-0,071
$\text{NO}_2^{-2}$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,701	-0,546	-0,756	-0,581
$\text{NH}_4^+$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,464	-0,749	-0,742	-0,569
P total	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,173	-0,092	0,114	-0,503
$\text{SO}_4^{-2}$	-0,68	-	-	-	-	-1,00	0,85	0,67	-	-	-	-0,38	-0,69	0,656	--	--
CF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,511	-0,798	-0,817	-0,549
CT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,15	-0,638	-0,571	-0,499
ICF	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ChIBF	-	-	-	0,7	-	-0,86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(a): Factores PCA con Le02 y sin Le02; -: No Significativo ( $r > 0,65$ ;  $p < 0,05$ ); --: no correlacionadas por no presentar variabilidad en esos casos; S: riqueza de taxa; N: abundancia de individuos; J: Equitatividad de Shannon; H': Diversidad de Shannon; D: Diversidad de Simpson (Dominancia); %EPT: porcentaje de individuos de órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera; ChIBF: índice biótico de familias para Chile; ICF: índice de calidad fluvial.

Por otro lado, el Factor 2 explica 18,6% de la varianza, siendo los sólidos suspendidos totales ( $r = -0,62$ ;  $p < 0,05$ ), nitrito ( $r = -0,58$ ;  $p < 0,05$ ) y amonio ( $r = -0,57$ ;  $p < 0,05$ ) las variables más importantes y que muestran una influencia de origen antrópico.

En el PCA con datos biológicos (Figura 3) se observa una diferenciación menor en el ordenamiento de los sitios de estudio. El primer factor de ordenamiento explica el

20,4% de la varianza de los datos, teniendo mayor correlación con las familias Eustenidae ( $r = -0,79$ ;  $p < 0,05$ ), Coloburicidae ( $r = -0,76$ ;  $p < 0,05$ ), Psephenidae ( $r = 0,73$ ;  $p < 0,05$ ) y Coridalidae ( $r = 0,73$ ;  $p < 0,05$ ). En el segundo eje se explica el 15,6%, correlacionándose con las familias Chironomidae ( $r = -0,66$ ;  $p < 0,05$ ), Hydrobiosidae ( $r = -0,65$ ;  $p < 0,05$ ), Caenidae ( $r = 0,64$ ;  $p < 0,05$ ) y Grypopterigidae ( $r = 0,62$ ;  $p < 0,05$ ). En cuanto a la relación entre

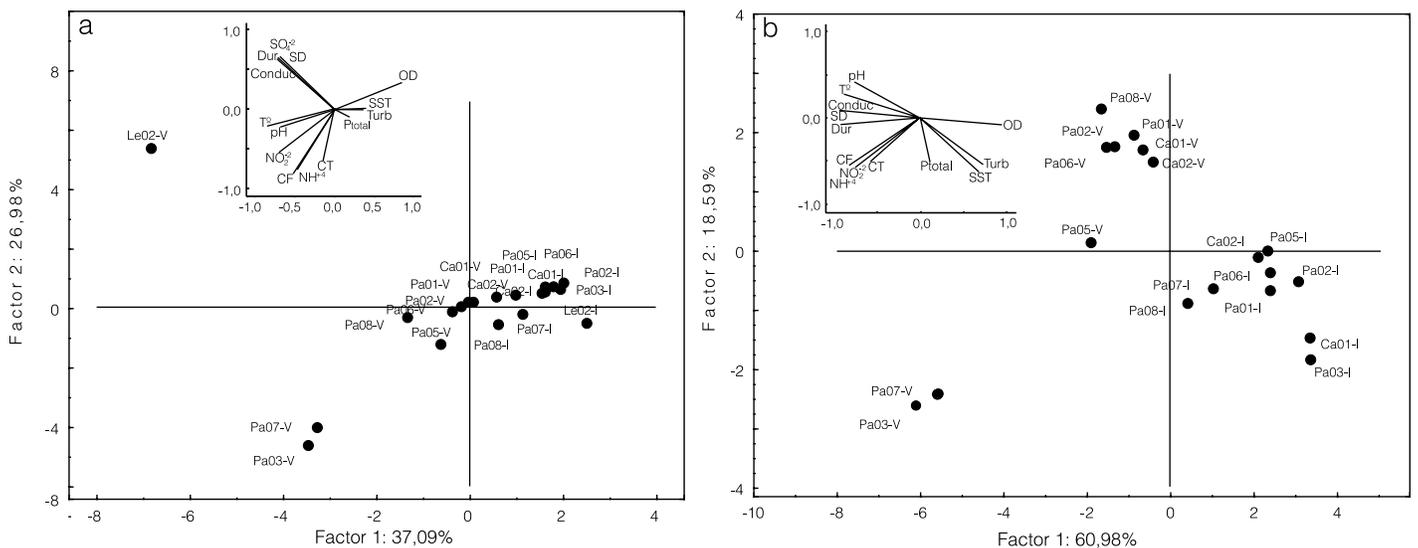


Figura 2. Análisis de componentes principales (PCA) para parámetros de calidad de agua y los sitios estudiados considerando todas las estaciones. a: Todos los sitios muestreados; b: sitio Le02 excluido del análisis.

la comunidad biológica y variables físico-químicas, presentó una regresión significativa con nitrito ( $R^2$  ajustado = 0,621;  $p=0,01$ )

## Discusión

Los cambios hidrológicos y perturbaciones físicas (alteración de hábitat, uso del suelo de la cuenca de drenaje) y contaminación puntual o difusa de tipo química, son los procesos más comunes de deterioro de los sistemas fluviales (Verdonschot, 2000). Estas variables han sido tradicionalmente evaluadas en paralelo pero con resultados individuales. No obstante, un problema a nivel de cuenca requiere de una aproximación más compleja, puesto que los ríos reflejan varias de las actividades que se desarrollan en el área de drenaje y responden de diversas formas según el periodo de evaluación. El reconocimiento de otras variables de importancia como lo son las comunidades biológicas del sistema fluvial (Maul *et al.*, 2004; Guevara-Cardona *et al.*, 2006; Figueroa *et al.*, 2007) o los estados de conservación de la zona ribereña (Boothroyd *et al.*, 2004; Sweeney *et al.*, 2004; Ríos y Bailey, 2006), es otro ejemplo de la complejidad del problema.

En el presente estudio se reconoció a Le02 como el sitio con mayor impacto tanto en el aspecto físico-químico como biológico. Esto también fue observado mediante la aplicación del índice biótico ChIBF y el índice de la estructura fluvial (ICF). Al respecto, el PCA permitió identificar las variables temperatura,  $O_2$  disuelto, conductividad, sólidos disueltos y dureza como las que mejor explican el funcionamiento de los sistemas estudiados, y se asocia a la ubicación de Le02 en la desembocadura del río Lebu, un área de alta influencia marina y con diferentes presiones antrópicas, especialmente urbanización. El ejercicio de aislar esta estación de los análisis, mostró que se repitieron las mismas variables que explican el primer componente, aunque con diferente orden de importancia (conductividad, sólidos disueltos,  $O_2$  disuelto y dureza) y eliminó la variable temperatura como relevante. Esta aproximación permitió obtener una mayor definición entre los sitios de muestreo y períodos estacio-

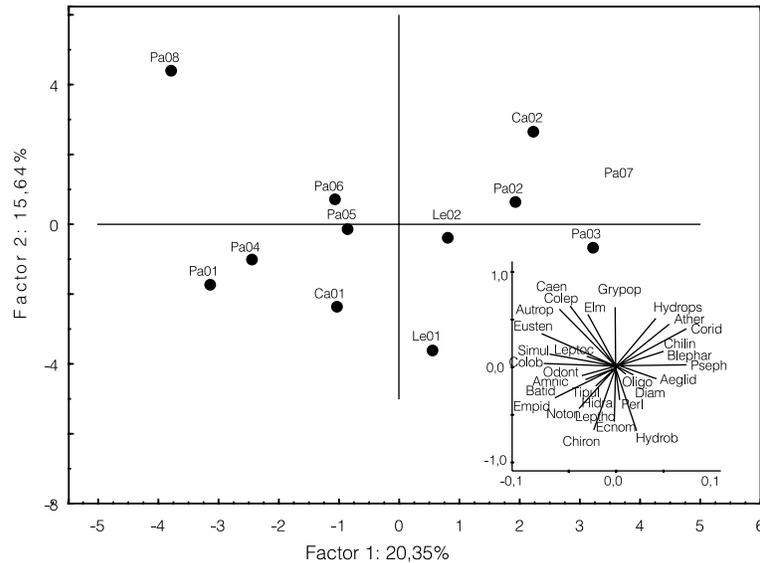


Figura 3. Análisis de componentes principales (PCA) para abundancias relativas de familias de macroinvertebrados bentónicos y los sitios estudiados considerando todas las estaciones.

nales (invierno-verano), reflejando un fuerte comportamiento natural asociado al arrastre de invierno causado por un aumento de caudal debido a mayores precipitaciones en esta época.

Las diferencias que se dan entre estas variables tienen que ver con la estacionalidad de las condiciones climáticas, que influyen sobre el caudal de los arroyos vinculado estrechamente con deshielos y la falta de caudal en época de estiaje e intensidad de las precipitaciones en época de crecida (Kazi *et al.*, 2009), lo cual se aprecia también en el segundo componente que asocia los sólidos suspendidos totales con nitrito, amonio y coliformes fecales, indicando la presión antrópica que se hace más evidente en los períodos estivales.

Resultados semejantes han sido observados en otras regiones climáticas como ríos en el noreste del Mississippi en Norte América (Maul *et al.*, 2004) donde los sólidos disueltos, fósforo, amonio y conductividad fueron importantes para definir la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, en el río Langart, Península de Malasia (Azrina *et al.*, 2006) donde las variables importantes fueron la conductividad y los sólidos suspendidos, y en el río Yaque, norte de la República Dominicana (Soldner *et al.*, 2004), donde las variables relevantes fueron temperatura, conductividad, dureza,  $O_2$  disuelto y porcentaje de superficie ocupada por bolones en el lecho del río en estudio.

Al respecto, Debels *et al.* (2005) observaron que para un río

de similar región climática, las variables que mejor explicaron la varianza fueron amonio, conductividad y  $O_2$  disuelto, además de ortofosfatos,  $DBO_5$  y DQO. La diferencia en las variables corresponde a los diferentes usos de la cuenca estudiada, donde el uso urbano y agrícola-industrial es más relevante. No obstante, es posible diferenciar períodos estacionales, reflejando un efecto combina-

do. La aproximación biológica diferenció al sitio Pa08 como más distante en relación a la composición de la comunidad de macroinvertebrados. En este sentido, el estudio

de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores de calidad de agua, permite estimar si han sido afectados por cambios químicos o físicos de su hábitat, pero no indica directamente cuál es la causa específica que los afecta, que debe ser estimada por su asociación con información de hábitat físico y potenciales fuentes de estrés (Figueroa *et al.*, 2003). Esta aproximación mostró una relación estrecha con nitrito, siendo la variable química que estaría determinando la composición de la comunidad y el ordenamiento encontrado en el PCA, lo cual se relaciona con la presencia de poblamientos humanos y diferentes usos del suelo.

La conductividad y los sólidos disueltos tienen, además, una correlación significativa con ChIBF e ICF y negativa con %EPT. A su vez, ChIBF y %EPT mostraron una alta correlación ( $r = -0,86$ ), resultado observado también por Astin (2006), señalando la utilidad de los bioindicadores en la evaluación del estado de salud de sistemas acuáticos (Norris y Hawkins, 2000). Entre los criterios que considera el ICF, aquellos relacionados con la calidad de las riberas (protección de laderas y ancho de vegetación ribereña) tienen una fuerte correlación negativa con la turbidez, lo cual refleja un mayor transporte de material disuelto, especialmente en períodos de lluvia, y que pueden asociarse a la falta de una buena protección vegetal de ribera. Esto sugiere que el mantenimiento de la vegetación ribereña es importante para reducir la carga de sedimentos

transportados hacia los ríos (Jones *et al.*, 2001; Quinn *et al.*, 2004; Chang, 2008), dar estabilidad a las laderas (Lyon y Gross, 2005) y con ello, aportar a una buena calidad de hábitat fluvial e integridad biótica de ríos (Stone *et al.*, 2005).

Al hacer referencia a los sitios con buena calidad, en el caso del ChIBF, los sitios están ubicados en la parte media de la cuenca en todos los casos estudiados. Esto fue semejante a los estudios realizados por Figueroa *et al.* (2003, 2007) quienes encontraron que el ChIBF en la cabecera de las cuencas mostró una calidad excelente, en la parte media de buena a relativamente mala, y una muy mala calidad en el cierre de la cuenca, lo que en el presente estudio está representado por Le02. En el caso del ICF, los sitios con mejor calidad están emplazados en cuencas con mayor porcentaje de vegetación nativa y menor intervención antrópica. En base a los resultados obtenidos, se puede afirmar que existe una concordancia en lo que indican ambos índices, siendo complementarios en la señal que entregan en relación a la calidad ecológica de los sistemas acuáticos. En el presente estudio no se encontró una correlación significativa entre los índices ChIBF e ICF con los valores de nutrientes registrados, contrario a lo indicado por Figueroa *et al.* (2003) y Wang *et al.* (2007), lo cual puede ser explicado por el tipo de presión que reciben estas cuencas, principalmente de grandes centros urbanos. En cambio, en el presente estudio, los impactos fueron por el recambio del bosque nativo en parte importante de la cuenca y por el estado de las riberas de los ríos y, consecuentemente, la pérdida de características naturales de estos sistemas. Sin embargo, el ChIBF en ambas situaciones permite evaluar el impacto sobre las comunidades acuáticas.

Finalmente, este estudio permite validar la aproximación multiparamétrica para la evaluación del estado integral de un sistema fluvial, considerando todos los aspectos que ellos involucran, es decir, caracterización físico-química de la columna de agua, calidad del área ribereña y de la condición del hábitat fluvial, factores que determinan la calidad ecológica de los sistemas fluviales y por ende, puede ser reflejada en la condición biológica que se expresa en los índices bióticos. Todos los parámetros, en conjunto, entregan información relevante con respecto al estado de salud del ecosistema y permiten definir medidas de

gestión para su conservación o restauración.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Centro EULA-Chile de la Universidad de Concepción, Chile, por el apoyo e infraestructura. Al Sr. Waldo San Martín por su colaboración en terreno y Alejandra Oyanedel por sus valiosos comentarios al manuscrito.

#### REFERENCIAS

- APHA-AWWA-WPCF (1995) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. Washington, DC. EEUU. 1008 pp.
- Astin L (2006) Data synthesis and bioindicator development for nontidal streams in the interstate Potomac River basin, EEUU. *Ecol. Indic.* 6: 664-685.
- ASTM (1989) *Standard Practice for Collecting Benthic Macroinvertebrates with Surber and Related Type Samplers*. American Society for Testing and Materials, ASTM D 4557. West Conshohocken, PA, EEUU. 85 pp.
- Azrina MZ, Yap CK, Rahim Ismail A, Ismail A, Tan SG (2006) Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicol. Env. Saf.* 64: 337-347.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. EPA 841-B-99-002. USEPA. Washington, DC, EEUU. 35 pp.
- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495-523.
- Boothroyd I, Quinn J, Langer E, Costley K, Steward G (2004) Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. *For. Ecol. Manag.* 194: 199-213.
- Caamaño M (1985) *Taxonomía de las Ninfas Terminales de Plecoptera (Insecta) en Tres Ritrones Preandinos de Riñihue, X Región, Chile*. Tesis. Universidad Austral de Chile 146 pp.
- Chang H (2008) Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *Water Res.* 42: 3285-3304.
- Davies-Colley RJ (1997) Stream channels are narrower in pasture than in forest. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 31: 599-608.
- Debels P, Figueroa R, Urrutia R, Barra R, Niell X (2005) Evaluation of water quality in the Chillán river (Central Chile) using physicochemical parameters and modified water quality index. *Env. Monit. Assess.* 110: 301-322.
- DeWalt R, Webb D, Harris M (1999) Summer Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) species richness and community structure in the lower Illinois River basin of Illinois. *Great Lakes. Entomologist* 32: 115-132.

- Domínguez E, Molineri C, Pescador M, Hubbard MD, Nieto C (2006) Ephemeroptera of South America. En Adis J, Arias JR, Rueda-Delgado G, Wantzen KM (Eds.) *Aquatic Biodiversity in Latin America*. Vol. 2. Pensoft. Sofía, Bulgaria. 646 pp.
- ESRI (1999) *Arcview 3.2*. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA, EEUU.
- Fahey B, Jackson R (1997) Hydrological impacts of converting native forest and grassland to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agric. For. Meteorol.* 84: 69-82.
- Fernández HR, Domínguez E (2001) *Guía para la Determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos*. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina. 282 pp.
- Figueroa R, Valdovinos C, Araya E, Parra O (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76: 275-285.
- Figueroa R, Palma A, Ruiz V, Niell X (2007) Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 80: 225-242.
- Flint O (1979) Studies of neotropical caddisflies XXIII: New genera from the Chilean region. *Proc. Biol. Soc. Wash.* 92: 640-649.
- Flint O (1983) *Notochauiodes penai*, a new genus and species of Megaloptera from Chile (Neuroptera: Corydalidae). *Entomol. News.* 94: 15-17.
- Friberg N, Winterbourn MJ, Shearer KA, Larsen SE (1997) Benthic communities of forest streams in the South Island, New Zealand: effects of forest type and location. *Arch. Hydrobiol.* 138: 289-306.
- Guevara-Cardona G, Jara Senn C, Mercado M, Simón E (2006) Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, Sur de Chile. *Asoc. Col. Limnol. Neolimnos* 1: 98-105.
- Hildrew AG, Ormerod SJ (1995) Acidification: causes, consequences and solutions. En Harper DM, Ferguson AJ (Eds.) *The Ecological Basis for River Management*. Wiley. Londres, RU. pp. 147-160.
- Illies J (1963) Revision der Sudamerikanischen Gripopterygidae (Plecoptera). *Mitt. Schw. ent. Ges. Laus.* 36: 135-248.
- Jones KB, Neale AC, Nash MS, Van Remortel RD, Wickman JD, Ritters KH, O'Neill RV (2001) Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landsc. Ecol.* 16: 301-312.
- Kazi TG, Arain MB, Jamali MK, Jalbani N, Afridi HI, Sarfraz JA, Shah AQ (2009) Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotox. Env. Saf.* 72: 301-309.
- Klemm DJ, Blocksom KA, Thoeny WT, Fulk FA, Herlihy AT, Kaufman PR, Cormier SM (2002) Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the mid-Atlantic highlands region. *Env. Monit. Assess.* 78: 169-212.

- Leek GJ (1992) Impact of plantation forestry on sediment transport processes. En Billi P, Hey RD, Thorney CR, Tacconi P (Eds.) *Dynamics of Gravel-bed Rivers*. Wiley. Chichester, RU. pp. 651-670.
- Luebert F, Plissock P (2005) Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. En Smith-Ramírez C, Armesto J, Valdovinos C (Eds.) *Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. Universitaria. Santiago, Chile. pp. 60-71.
- Lyon J, Gross N (2005) Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *For. Ecol. Manag.* 204: 267-278.
- Maul JD, Farris JL, Milam CD, Cooper CM, Testa III S, Feldman DL (2004) The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia* 518: 79-94.
- Maxted J, Barbour M, Gerritsen J, Poretti V, Primrose N, Silvia A, Penrose D, Renfrow R (2000) Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 19: 128-144.
- Merritt R, Cummins K (1996) Trophic relations of macroinvertebrates. En Hauer R, Lamberti G (Eds.) *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. San Diego, CA, EEUU. 674 pp.
- Norris HN, Hawkins CP (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- Oscos J, Campos F, Escala MC (2006) Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica* 25: 683-692.
- Quinn J, Boothroyd I, Smith B (2004) Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 2. Invertebrate communities. *For. Ecol. Manag.* 129: 129-146.
- Ríos SL, Bailey RC (2006) Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553: 153-160.
- Soldner M, Stephen I, Ramos L, Angus R, Wells NC, Grosso A, Crane M (2004) Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Res.* 38: 863-874.
- Stone M, While M, Webber J, Williard K, Reeves J (2005) Macroinvertebrate communities in agriculturally impacted Southern Illinois streams: Patterns with riparian vegetation, water quality, and in-stream habitat quality. *J. Env. Qual.* 34: 907-917.
- Sweeney B, Bott T, Jackson J, Kaplan L, Newbold D, Standley L, Hession WC, Horwitz R (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 101: 14132-14137.
- Thompson RM, Townsend CR (2004) Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organization, and food-web structure. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 38: 595-608.
- Trait CK, Lamberti GA, Pearsons TN, Li HN (1994) Relationship between riparian cover and the community structure of high desert streams. *J. North Am. Benthol. Soc.* 13: 45-56.
- Verdonschot PFM (2000) Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422/423: 389-412.
- Wang L, Robertson DM, Garrison PJ (2007) Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: Implication to nutrient criteria development. *Env. Manag.* 39: 194-212.

## MULTIMETRIC APPROACH TO WATER QUALITY EVALUATION OF BASINS WITH DIFERENT LEVELS OF ANTRÓPICO PERTURBATION

Gabriela Mancilla, Claudio Valdovinos, Marysol Azócar, Mariel Henríquez and Ricardo Figueroa

### SUMMARY

The riparian zone vegetation performs several functions for the ecosystem. It influences the hydrology, geomorphology, water chemistry; and supplies of allocthonous materials; therefore, it is important for the productivity and functioning of fluvial systems, stabilizing slopes, regulating temperature, filtering and retaining nutrients, and providing habitat to aquatic communities. This study followed a multiparametric approach in Central Chile

mediterranean streams. The results showed that the variables that better reflect the distribution of macroinvertebrates were conductivity and dissolved solids. These variables also correlated significantly with bank quality and stream habitat. This approximation suggests the integral evaluation of a stream system as a tool for conservation and restoration of integral health of aquatic ecosystems.

## APROXIMAÇÃO MULTIMÉTRICA À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA AGUA EM BACIAS COM DIFERENTES NÍVEIS DE INTERVENÇÃO ANTRÓPICA

Gabriela Mancilla, Claudio Valdovinos, Marysol Azocar, Mariel Henríquez e Ricardo Figueroa

### RESUMO

A vegetação ribereña desempenha um conjunto de funções ecossistêmicas. Tem influência sobre a hidrologia, geomorfologia, química da água e subministro de material alóctono, pelo qual é relevante na produtividade e funcionamento, estabilizando ladeiras, regulando a temperatura, filtrando e retendo nutrientes e outorgando habitat às comunidades aquáticas. Este estudo realizou uma aproximação multiparamétrica em rios mediterrâneos

do Chile central. Os resultados mostraram que as variáveis que melhor refletem a distribuição dos macroinvertebrados foram a condutividade e os sólidos dissolvidos, as quais também se correlacionaram significativamente com a qualidade de ribeira e do habitat fluvial. Esta aproximação sugere a avaliação integral do sistema fluvial como uma ferramenta para a conservação e restauração da saúde integral dos ecossistemas aquáticos.