

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

Comparative analysis of biotic indexes used to evaluate water quality in a Mediterranean river of Chile: Chillán River, VIII Region

RICARDO FIGUEROA^{1,*}, ALEJANDRO PALMA², VICTOR RUIZ² & XAVIER NIELL³

¹Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile

²Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Chile

³Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Málaga, España

*e-mail para correspondencia: rfiguero@udec.cl

RESUMEN

El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos es de larga tradición en los países desarrollados y son incorporados en todas las evaluaciones de calidad ecológica de sistemas fluviales. En América Latina estos estudios son menos frecuentes y las normativas para la protección de los recursos acuáticos recién comienzan a elaborarse, como es el caso de Chile, dejando abierta la posibilidad al uso de criterios biológicos. El presente estudio realiza una adaptación de índices bióticos (IBE, BMWP, IBF y SIGNAL) los que son aplicados y comparados en una cuenca mediterránea de Chile, el río Chillán. Los resultados muestran el mismo patrón de comportamiento para todos los índices, definiendo áreas en buen estado y otras fuertemente impactadas desde el punto de vista biológico. Sin embargo, el IBF y el SIGNAL son más sensibles a perturbaciones no detectadas por el IBE y BMWP. Se discute la factibilidad de aplicación y ventajas que ofrece cada uno de los índices, permitiendo hacer una propuesta metodológica para Chile central.

Palabras clave: índices bióticos, macroinvertebrados bentónicos, Chile mediterráneo.

ABSTRACT

Developed countries have traditionally used benthic macroinvertebrates as biological indicators, incorporating them into the environmental quality evaluations of fluvial systems. These studies are less frequent in Latin America, where the environmental protection standards for aquatic resources are just beginning to be elaborated. Thus, in Chile, the use of biocriteria for such studies remains a possibility. This study of the Chillán River (Chile) adapts these biotic indexes (IBE, BMWP, IBF, and SIGNAL) for their application and comparison in a Mediterranean basin. The results showed the same behavior pattern for all indexes, defining some areas as having good conditions and others, which, from a biological perspective, have been strongly impacted. Specifically, the IBF and SIGNAL indexes are more sensitive to disturbances than the IBE and BMWP. Application feasibility and the advantages of the different indices are discussed, proposing a new methodology for central Chile.

Key words: biotic indexes, benthic macroinvertebrates, mediterranean Chile.

INTRODUCCIÓN

La mayoría de las zonas con climas mediterráneos están localizadas en la cuenca del mar Mediterráneo (30-45° N) entre Europa, Asia y Africa. Las otras se encuentran en las costas del Pacífico desde el suroeste de Oregon al noroeste de Baja California (31-41° N), parte

del suroeste de Australia (32-38° S), suroeste de Región del Cabo en Sudáfrica (32-35° S) y las costas de Chile central (32-41° S) (Di Castri 1981, Strahler & Strahler 1989). En estas zonas los ríos y arroyos son ejemplos de convergencia en términos de estructura y características funcionales, siendo Chile la más desconocida (Gasith & Resh 1999).

Como en las otras partes del mundo, la zona mediterránea en Chile es una de las más pobladas y de intensa actividades agrícolas e industriales, que ejercen una fuerte presión sobre el uso del suelo y el recurso hídrico. Muchas de las normativas para controlar estos impactos son de reciente elaboración en el país y aplicadas de manera experimental. Solo en los últimos años se encuentra en desarrollo la primera "Norma para la Protección de la Calidad de las Aguas Superficiales", hoy reconocida como un documento guía de la autoridad ambiental (CONAMA 2004), lo que sin duda es un paso importante como inicio en la protección de los recursos acuáticos chilenos, y cuyo objetivo central es "la protección y conservación de las comunidades acuáticas". Sin embargo, se fundamenta en valores límites de variables físico-químicas, dejando abierta la posibilidad para abordar el problema a través de la evaluación de las comunidades biológicas.

Este tipo de enfoque ya ha sido abordado en Norteamérica (Plafkin et al. 1989, Resh et al. 1995, 1996, Barbour 1997), Australia (Chessman 1995, 2003, Schofield & Davies 1996, Mitzeling et al. 2002, Tiller & Metzeling 2002), Inglaterra (Wright et al. 1984, Wright et al. 2000) África (Chuter 1972) y en general, por varios países de Europa que hoy se encuentran ajustando metodologías dentro de la Directiva Marco del Agua (Bonada 2003), siendo los macroinvertebrados bentónicos el grupo más utilizado en este tipo de estudio (Bonada et al. 2006). Especialmente por su probada sensibilidad y diversidad, que permite responder diferencialmente a varios tipos de perturbaciones y contaminantes, reflejando el efecto integrado de todas las variables ambientales (Bunn & Davies 2000, Tiller & Metzelling 2002, Allan 2004). Por lo tanto, reflejan la calidad integral del ecosistema (Karr & Chu 2002) entendida como una comunidad de organismos con una composición específica, diversidad y organización funcional natural de una región conocida (Karr & Dudley 1981, Norris & Hawkins 2000, Simon 2000, Butcher et al. 2003) que previamente definida, puede ser utilizada como de referencia (Norris & Thoms 1999).

En contraste a los estudios señalados, los ecosistemas acuáticos continentales chilenos han sido abordados de manera general en la últimas décadas (e.g., Campos et al. 1984, Arenas 1995, Habit et al. 1998, Figueroa et al. 2000, Figueroa

et al. 2006) y solo se conoce una aplicación experimental del Índice Biótico de Familias de Hinselhoff (1988) realizada por Figueroa et al. (2003), dejando ver la escasa experiencia que se tiene en Chile en el uso de criterios biológicos, lo que amerita la necesidad de recopilar información y la estandarización de métodos de evaluación y monitoreo. Este estudio realiza una caracterización de la calidad ecológica de la cuenca del río Chillán, Chile central, mediante la comparación de índices bióticos que han sido aplicados en regiones biogeográficas similares y de amplia aceptabilidad en la comunidad científica internacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende la cuenca hidrográfica del río Chillán, en la provincia de Ñuble, VIII Región, Chile central (36°33'-36°53' S, 72°21'-71°24' O) con un área de drenaje de ca. 757,7 km². Se extiende desde los Nevados de Chillán, hasta el Valle Central, entre los 3.200 y los 75 m de altitud, con una longitud aproximada de 105 km, desemboca sus aguas al río Ñuble. La parte superior de la cuenca se localiza dentro de la cordillera de los Andes con una cobertura característica de hielo y nieve, bosque nativo y escasas plantaciones forestales, que se extiende hasta el sector de Esperanza, a 570 m de altitud, donde el río se estrecha y da inicio a la parte de menor pendiente. Las partes media y baja están localizadas en el valle central donde predomina la actividad agrícola (remolacha, trigo, cereales, viñedos y frutales) y las actividades forestales. El clima es mediterráneo, con un periodo estival de casi cinco meses de duración (noviembre-marzo). La parte media y baja de la cuenca presenta temperaturas máximas medias de 28 °C durante el mes de enero, siendo este el mes más cálido. La temperatura mínima media es en julio de ca. 3,5 °C. Durante el periodo invernal (junio-agosto) se concentran más del 50 % de las precipitaciones, con un promedio de 1.025 mm por año. El río Chillán tiene un caudal promedio en su desembocadura de 22,9 m³, sin embargo, existen fuertes variaciones y puede llegar a valores inferiores a 1 m³ durante la época estival. Estas mínimas de caudal no es una condición natural, puesto que ocurren

principalmente por la extracción del agua para fines de riego y secundariamente, para provisión de agua potable (Debels et al. 2005). Estos mismos autores señalan que sobre el seguimiento anual de 10 variables físico-químicas, es posible definir que las aguas del río Chillán son de buena calidad, a excepción de las estaciones aguas abajo, que reciben el impacto de las aglomeraciones urbanas.

Este estudio consideró 18 estaciones de muestreo (Fig. 1), ocho en el curso principal (E1-E8) y 10 en los ríos tributarios (T1-T10). La estación El se sitúa en el sector de Esperanza, que cierra la parte alta de la cuenca y que de acuerdo a sus características de uso, no sería influida por algún tipo de actividad que modifique la calidad de las aguas, por lo cual se consideró como estación de referencia.

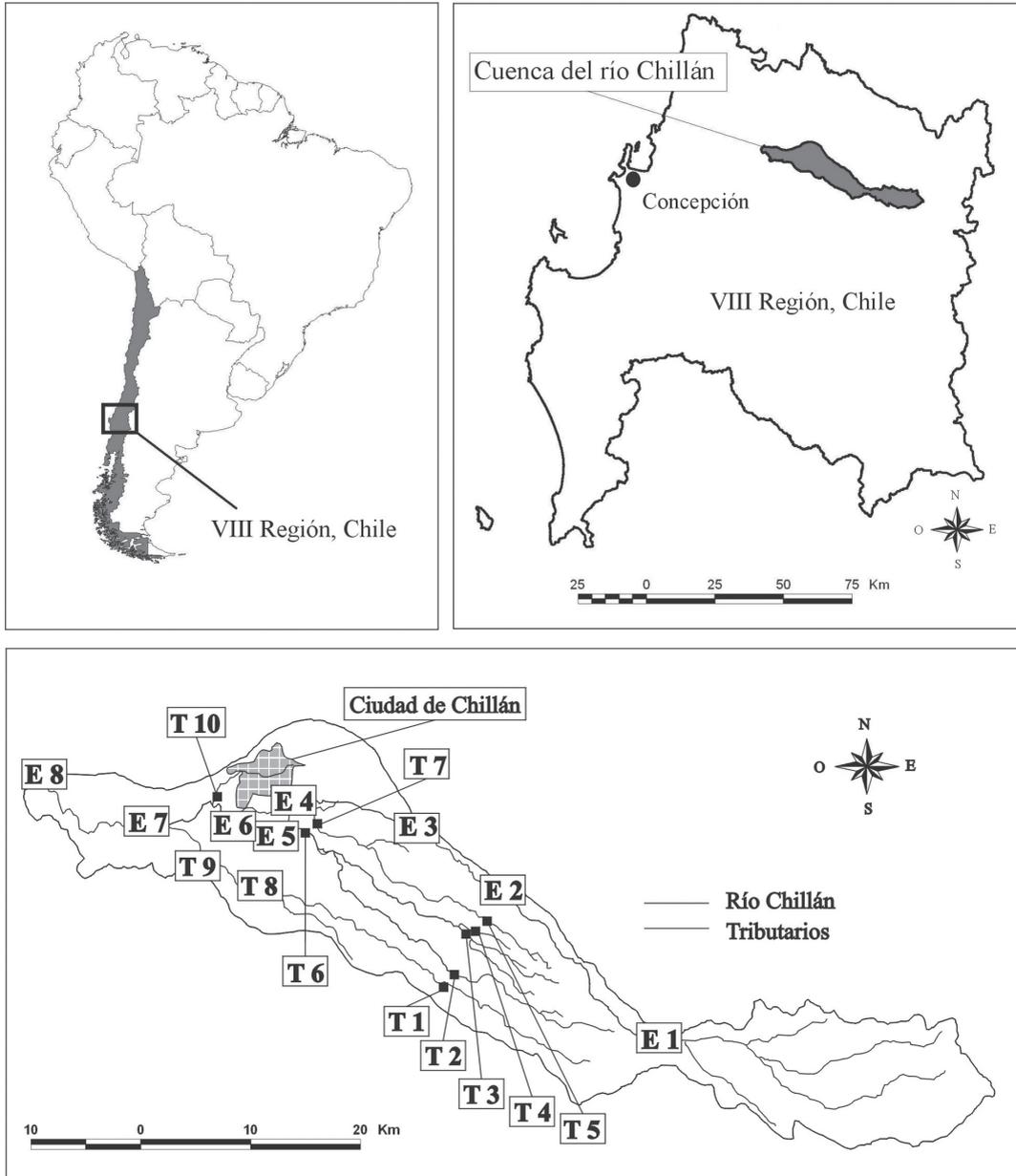


Fig. 1: Estaciones de muestreo en el río Chillán (E1-E8) y sus principales tributarios (T1-T10).
 Sampling stations on the Chillán River (E1-E8) and its tributaries (T1-T10).

Obtención y análisis de las comunidades de macrozoobentos

Los muestreos fueron realizados en dos períodos de primavera y dos de verano, por ser estos donde la fauna se encuentra mejor representada (25/10/1999, 29/01/2000, 3/11/2000 y 22/2/2001). Las muestras cuantitativas se realizaron mediante una red Surber de 0,09 m² de área de superficie de muestreo y 250 µm de abertura de malla, considerando seis réplicas por estación, estandarizando los sitios de muestreo con fondos de cantos rodados (entre 6-10 cm), con velocidades moderadas (0,1-0,2 m s⁻¹) y a una profundidad entre 0,20 y 0,25 m. Paralelamente se consideraron muestreos con sustratos artificiales correspondientes a canastos plásticos llenos de piedras de color y tamaño estandarizado (cuatro réplicas), los que fueron depositados en el lecho del río en tres ocasiones por un periodo cercano a un mes (19/1-10/2, 14/10-13/11 de 2000 y 11/5-21/6 de 2001), con el fin de registrar resultados comparativos con esta metodología, la cual ha sido sugerida por Alba-Tercedor (1996), cuando resulte imposible realizar muestreos directos.

Por otro lado, se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de redes de mano, obteniendo un catastro general de los taxa presentes, con el fin de complementar la información según lo exigen las metodologías propuestas (Prat et al. 2000). Las muestras obtenidas fueron individualizadas, para la posterior separación e identificación de los organismos bajo lupa estereoscópica (Zeiss Stemi SR) y con el apoyo de literatura especializada, tratando de llegar hasta el nivel taxonómico más bajo posible, siguiendo principalmente a: CSIRO (1991), Domínguez et al. (1992), Holzenthal & Harris (1992), Castellanos (1994), Hauer & Lamberti (1996), McLellan et al. (1996) y Fernández & Domínguez (2002).

Para todos los muestreos, las réplicas fueron integradas y expresadas como número de individuos por m², obteniendo una matriz correspondiente a la abundancia de cada taxa por estación de muestreo (Miranda 1987, Torralva et al. 1996, Rieradevall et al. 1999), sobre la cual se realizó el análisis de las variables comunitarias determinando riqueza específica (s), diversidad de Shannon Log₂ (H') y Shannon máxima (H' máx), equitatividad (J) y diversidad de Simpson (D).

Índices bióticos para definir calidad del agua

Existe una extensa lista de índices bióticos (IB), sin embargo, reconociendo que muchos de ellos son modificaciones y/o adaptaciones, este estudio contempló la aplicación de cuatro de ellos. El primero corresponde al Índice Biótico Extendido (IBE) el cual es una modificación del IB de Woodiwis (1978), adaptado a sistemas fluviales italianos por Ghetti (1986) y que desde 1997 es aplicado como normativa por todas las agencias de protección ambiental de Italia. Este mismo IB ha sido adaptado por Prat et al. (1986), para los ríos Besós y Llobregat (España), denominándolo BILL y revisado por Muñoz & Prat (1994). La aplicación considera la identificación de familias, géneros y especies (ver Guetti 1996), los cuales son relacionados en una tabla de doble entrada (Tabla 1), donde la horizontal corresponde a las unidades sistemáticas de más a menos sensibles presentes en la muestra o sector de estudio. La entrada vertical es definida por el número total de unidades sistemáticas encontradas. De la intersección de ambas entradas se obtiene el puntaje que se relaciona a una clase de calidad ambiental y eventualmente, puede ser asociada a un color para su representación cartográfica (Tabla 2).

El segundo IB corresponde al British Biological Monitoring Working Party score system (BMWP) de Armitage et al. (1983) el cual ha sufrido una serie de revisiones y readaptaciones a sistemas fluviales de la Península Ibérica (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Muñoz & Prat 1992, 1994, Alba-Tercedor 1996, Prat et al. 2000, Alba-Tercedor et al. 2002). También este índice fue adaptado para algunos sistemas fluviales de Colombia (Roldán 1988) y de Australia (Tiller & Metzelling 2002). Su aplicación consiste en identificar las familias por segmento y asignación de un valor de tolerancia (BMWP, Tabla 3). Los valores totales son sumados y se obtiene el valor final asociado a la clase de calidad (Tabla 2). Sin embargo, siguiendo el método original (Armitage et al. 1983), estos valores pueden ser divididos por el total de familias encontradas asignando un puntaje ("score") que de acuerdo a la misma Tabla 2, se corresponden a cinco clases de calidad ambiental denominadas ASPT (Average Score per Taxon, Friedich et al 1996). Esta misma

adaptación fue hecha para Australia, ajustados los valores de tolerancia a sus aguas denominándolo SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-Average Level, Chessman 1995, 2003, Tiller & Metzelling 2002).

La cuarta opción consideró el IB de Familias, el cual fue desarrollado por Chuter (1972) para ríos de Sudáfrica y modificada por Hilsenhoff (1988) para aguas de climas templados de Norteamérica y que actualmente es uno de los más utilizados por la USEPA (Mackie 2001), con una aplicación reciente en Chile (Figueroa et al. 2003). Este índice requiere una aproximación

cuantitativa de las familias y asignación de un valor de tolerancia para cada una de ellas (IBF, Tabla 4). El resultado resulta de la razón: $IBF = 1/N \sum n_i t_i$, donde n_i es el número de individuos en una familia; t_i el puntaje de tolerancia de cada familia y N el número total de individuos en la muestra (estación), el valor obtenido igualmente es asociado a una clase de calidad (Tabla 2). Este índice originalmente considera siete clases de calidad que fueron reducidas a 5, por medio de una ampliación de las clases en igual proporción, con el fin de hacerlo comparable a los otros IB.

TABLA 1

Tabla de doble entrada para la determinación del IBE modificada para ríos mediterráneos de Chile (ChIBE)

Double entrance table for the determination of the IBE, modified for Chilean Mediterranean rivers (ChIBE)

Grupos faunísticos y número de unidades sistemáticas por grupo	Número total de unidades sistemáticas (US)									
	0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36>	
Plecoptera	>1 US	-	-	8	9	10	11	12	13	14
(menos <i>Limnoperla jaffueli</i>)	1 US	-	-	7	8	9	10	11	12	13
Ephemeroptera más <i>L.jaffueli</i>	>1 US	-	-	7	8	9	10	11	12	-
(menos Baetidae y Caenidae)	1 US	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Trichoptera	>1 US	-	5	6	7	8	9	10	11	-
(más Baetidae y Caenidae)	1 US	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Parastacidae y/o Aeglidae	+	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Janiiridae	+	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligochaeta o Chironomidae	+	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Otros	+	0	1	-	-	-	-	-	-	-

Limnoperla jaffueli debe ser considerada con Ephemeroptera ya que es el equivalente a Leuctridae (inexistente en Chile) en el IBE. También el IBE consideraba Gammaridae, Atyidae, Paleomonidae y Asellidae que no existen en Chile. +: sin los grupos previos (tabla modificada de Guetti 1996)

Limnoperla jaffueli should be considered with Ephemeroptera since it is the equivalent of Leuctridae (nonexistent in Chile). The IBE also considers Gammaridae, Atyidae, Paleomonidae, and Asellidae, which do not exist in Chile. +: Without the previous groups (modified table from Guetti 1996)

TABLA 2

Tabla de transformación a cinco clases de calidad para los índices utilizados, su relación con las características ambientales y el color para su representación cartográfica

Transformation to five quality ranges for each of the indexes used its relationship with the environmental characteristics, and the color of its cartographic representation

Clase	ChIBE	ChBMWP	ChSIGNAL	ChIBF	Características ambientales	Color
I	>10	>100	>7	0,00-3,75	Muy bueno, no perturbado	Azul
II	8-9	61-100	6-7	3,76-4,63	Bueno, moderadamente perturbado	Verde
III	6-7	36-60	5-6	4,64-6,12	Regular, perturbado	Amarillo
IV	4-5	16-35	4-5	6,13-7,25	Malo, muy perturbado	Naranja
V	<4	<15	<4	7,26-10,00	Muy malo, fuertemente perturbado	Rojo

TABLA 3

Valores de tolerancia para macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas para ríos mediterráneos de Chile (ChBMWP y ChSIGNAL, modificado de Alba-Tercedor 1996). Las letras mayúsculas en la primera columna indican el orden y/o clase para facilitar la búsqueda en Anexo 1

Tolerance values to freshwater benthic macroinvertebrates from Chilean Mediterranean rivers (ChBMWP and ChSIGNAL, modified from Alba-Tercedor 1996). Capital letters in the first column indicate the order to facilitate searches, see Appendix 1

Familias presentes		Puntuación
P	Austroperlidae, Diaphniptidae, Eustheniidae, Notonemouridae, Perlidae	10
E	Nesameletidae, Ameletopsidae, Oligoneuriidae, Coloburiscidae	
T	Anomalopsychidae, Calamoceratidae, Helicophidae, Kokriidae, Philopotamidae, Sericostomatidae, Stenopsychidae	
D	Blephariceridae	
C	Limnichidae, Psephenidae	
E	Leptophlebiidae	9
D	Glossosomatidae, Limnephilidae	
T	Athericidae, Dixidae	
E	Oniscigastridae	8
T	Phylorheytiidae, Polycentropodidae, Tasiimidae	
O	Calopterygidae, Libellulidae	
Cr	Parastacidae	
P	Gripopterygiidae	
T	Ecnomidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae,	7
O	Lestidae, Gomphidae, Corduliidae, Coenagrionidae	
T	Hydroptilidae	
D	Ceratopogonidae	6
O	Petaluridae, Aeshnidae	
C	Elmidae	
Cr	Aeglididae, Hyallelidae	
M1	Ancylidae, Chilinidae, Hyriidae	
E	Baetidae	
T	Hydropsychidae	
Mg	Corydalidae	5
D	Tipulidae, Simuliidae	
C	Dryopidae, Gyrinidae	
Tu	Turbellaria*	
M1	Amnicolidae	
E	Caenidae	
Mg	Sialidae	
D	Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Limoniidae, Psychodidae	4
C	Haliplidae, Curculionidae, Psephenidae	
H	Belostomatidae	
A	Acari*	
C	Hydrophilidae, Dytiscidae	
H	Gerridae, Notonectidae, Corixidae	3
M1	Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae	
Cr	Janiiridae	
Hi	Hirudinea*	
D	Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae	
D	Syrphidae	2
Ol	Oligochaeta	
		1

Se han eliminado aquellas que no se encuentran en Chile, así como incorporado otras asignando puntajes de tolerancia de acuerdo a datos de Hilsenhoff (1988), Bode (1988), Lennat (1993), Roldán (1999), Chessman (1995, 2003), Tiller & Metzelling (2002), Mackie (2001), Prat et al. (2000) y Figueroa et al. (2003). Tabla modificada de Alba-Tercedor (1996); (*) se consideran todas las familias dentro del grupo

Families not found in Chile have been eliminated, whereas others have been incorporated and assigned tolerance values according to the data from Hilsenhoff (1988), Bode (1988), Lennat (1993), Roldán (1999), Chessman (1995, 2003), Tiller & Metzelling (2002), Mackie (2001), Prat et al. (2000), and Figueroa et al. (2003). Table modified from Alba-Tercedor 1996; (*) all families within the group were considered

Cada uno de los índices debió ser adaptado a aguas chilenas, excluyendo las familias no presentes e incluyendo aquellas de distribución anfinótica o que son propias del Neotrópico, por ello se ha antepuesto “Ch” para cada uno de ellos. Al respecto, hoy existen complejas herramientas estadísticas que permiten una aproximación multimétrica para relacionar variables físico-químicas versus valores de tolerancia (Chessman 2003), pero en Chile se

carece de una base de datos adecuada para un levantamiento de este tipo, por lo cual se recurre a la información bibliográfica y acercamiento biogeográfico que mejor represente la realidad, como puede ser Australia a través de AusRivas (Tiller & Metzelling 2002, Chessman 2003) y la experiencia de los autores. Ello explica la ausencia de algunas familias en ChIBF (Tabla 4), que si están presentes en el ChSIGNAL (Tabla 3), de donde se tiene la información.

TABLA 4

Valores de tolerancia para macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas para ríos mediterráneos de Chile (ChIBF)

Tolerance values for freshwater benthic macroinvertebrates from Chilean Mediterranean rivers (ChIBF)

Plecoptera		Trichoptera		Coleoptera	
Gripopterygiidae	1	Calamoceratidae	3	Elmidae	4
Notonemouridae	0	Glossosomatidae	0	Psephenidae	4
Perlidae	1	Helicopsychidae	3		
Diamphipnoidae	0	Hydropsychidae	4	Diptera	
Eustheniidae	0	Hydroptilidae	4	Athericidae	2
Autroperlidae	1	Leptoceridae	4	Blephariceridae	0
Limnephilidae	2			Ceratopogonidae	6
Ephemeroptera		Ecnomidae	3	Chironomidae	7
Baetidae	4	Helicophidae	6	Empididae	6
Caenidae	7	Polycentropodidae	3	Ephydriidae	6
Leptophlebiidae	2	Philopotamidae	2	Psychodidae	10
Nesameletidae	7	Hydrobiosidae	0	Simuliidae	6
Oligoneuridae	2	Sericostomatidae	3	Syrphidae	10
Ameletopsidae	2			Tabanidae	6
Oniscigastridae	3	Megaloptera		Tipulidae	3
		Corydalidae	0		
Odonata		Sialidae	4	Amphipoda	
Aeshnidae	3			Hyaellidae	8
Calopterygidae	5	Lepidoptera			
Gomphidae	1	Pyralidae	5	Isopoda	
Lestidae	9			Janiriidae	4
Libellulidae	9	Mollusca			
Coenagrionidae	9	Amnicolidae	6	Decapoda	
Cordulidae	5	Lymnaeidae	6	Aeglidae	3
Petaluridae	5	Physidae	8	Parastacidae	6
		Sphaeridae	8		
Acari*	4	Chiliniidae	6	Platyhelminthes	
				Turbellaria	4
Oligochaeta*	8	Hirudinea*	10		

Se han eliminado aquellas que no se encuentran en Chile, así como incorporado otras asignando valores de tolerancia siguiendo a diversos autores (Bode 1988, Hilsenhoff 1988, Lennat 1993, Roldán 1999, Mackie 2001, Prat et al. 2000, Figueroa et al. 2003); tabla modificada de Hauer & Lamberti (1996); *: todas las familias se consideran dentro del grupo

Those not present in Chile have been removed, whereas others have been incorporated and assigned tolerance values according to diverse authors (Bode 1988, Hilsenhoff 1988, Lennat 1993, Roldán 1999, Mackie 2001, Prat et al. 2000, Figueroa et al. 2003); table modified from Hauer & Lamberti (1996); *: all families are considered within the group

A partir de estos resultados, se realizó un análisis comparativo entre los IB aplicados considerando tanto los muestreos directos como de sustratos artificiales. Como los datos confrontados son rangos que identifican clases de muy buena a mala calidad (cinco clases), se seleccionó la prueba de rangos de Friedman, la cual permite obtener un valor denotado como χ^2 ($gl = k-1$), que se aproxima a χ^2 cuando k y N son grandes ($k = 3$ y $n > 9$, o $k > 3$ y $n > 4$). Bajo el mismo criterio, se realizó una comparación de pares confrontando los IB mediante la prueba de suma de rangos de Wilcoxon, de modo de identificar cual de ellos presentan mayor similitud, que para un $n > 25$ asociado a una probabilidad P , un alto valor de z indica diferencias significativas entre los pares (Siegel 1985). Asimismo, se realizó un análisis exploratorio de modo de establecer las mejores correlaciones (Pearson) entre las variables comunitarias y los valores absolutos de los IB utilizados.

RESULTADOS

Composición faunística

La riqueza faunística encontrada en el área de estudio se entrega en el Anexo 1. Se identificaron un total de 83 taxa, la mayoría de los cuales son estados inmaduros de insectos que alcanzan un 79,5 % del total. Debido a la imposibilidad de identificar todos los taxa encontrados a nivel de especie, estos se tratan indistintamente (familia, género, especie) como entidades individuales. Los órdenes más diversos fueron Ephemeroptera con 16 taxa (19,3 %), Plecoptera con 13 taxa (15,7 %), Diptera con 12 taxa (14,5 %) y Trichoptera también con 12 taxa (14,5 %) que en conjunto alcanzan una representatividad del 64 % del total de los taxa.

Los grupos más abundantes fueron Chironomidae indet. y *Nais* sp., y secundariamente *Smicridea* spp. En los experimentos de colonización destaca *Tubifex* sp. debido a que estos se concentran en la estación T10 (Las Toscas) estación que recibía el efluente urbano de la ciudad de Chillán (esta estación no fue muestreada directamente con Surber por precauciones sanitarias). También fueron importantes Simuliidae indet., *Aprophila bidentata*, *Meridialaris* spp.,

Andesiops sp. y *Deceptiviosa* sp., mientras que el único plecóptero fue *Limnoperla jaffueli*.

Los parámetros comunitarios obtenidos en el curso principal del río Chillán (Anexo 2) indican que la estación E1 (Esperanza) se encuentra en mejor condición en términos de riqueza faunística, diversidad (H') y equitatividad (J), siendo la estación que presenta las menores dominancia (D) y abundancia. Le secundan las estaciones E2, E3 y E4, mientras que las restantes se encuentran valores menores en términos de estas variables, especialmente las estaciones E7 y E8. Los principales tributarios tienen valores muy similares, destacando T1 y T2 como las estaciones con las mayores riquezas faunísticas y diversidades, mientras que T7, T9 y T10 tienen las menores. La estación T10 (Las Toscas, muestreada por medio de sustratos artificiales) mostró la menor representatividad en taxa y los valores más altos de dominancia (D) y abundancia.

Índices bióticos

Una visión espacial y temporal de los resultados obtenidos mediante los muestreos directos (Fig. 2), muestran en general una tendencia a la disminución de la calidad del agua a medida que se sigue el curso del río. También es posible apreciar que el ChIBE, ChBMWP y el ChSIGNAL muestran prácticamente las mismas clases de calidad, con un paso gradual de una muy buena o buena calidad en la parte alta de la cuenca, una calidad regular en la parte media de la cuenca y el empeoramiento aguas abajo y que se acentúa después de la aglomeración urbana de la ciudad de Chillán. Por otro lado, el ChIBF mostró peores clases de calidad que los índices anteriores e incluso, en la parte alta de la cuenca, donde prácticamente no reconoce aguas de buena calidad biológica, puesto que solo en una fecha de muestreo (febrero de 2001) muestra una comunidad estructurada de clase I en la estación E1, la cual había sido considerada a priori como una estación de referencia. De modo que el ChIBF, en términos medios muestra un sistema de calidad regular a malo. Comparativamente, esta misma tendencia es válida para los experimentos de colonización, aunque siempre presentaron una calidad levemente inferior que los muestreos directos para todos los IB aplicados. Por otro lado, permitieron abordar la estación T10, donde llega el efluente urbano de

la ciudad y que se presenta de “muy mala calidad” incorporando sus aguas a la estación E7 del curso principal (también de “muy mala calidad”).

La Tabla 5 muestra el análisis comparativo entre todos los IB aplicados (prueba de rangos de Friedman), que entregó un elevado valor de χ^2 (n = 24; P < 0,001), por lo que las diferencias son

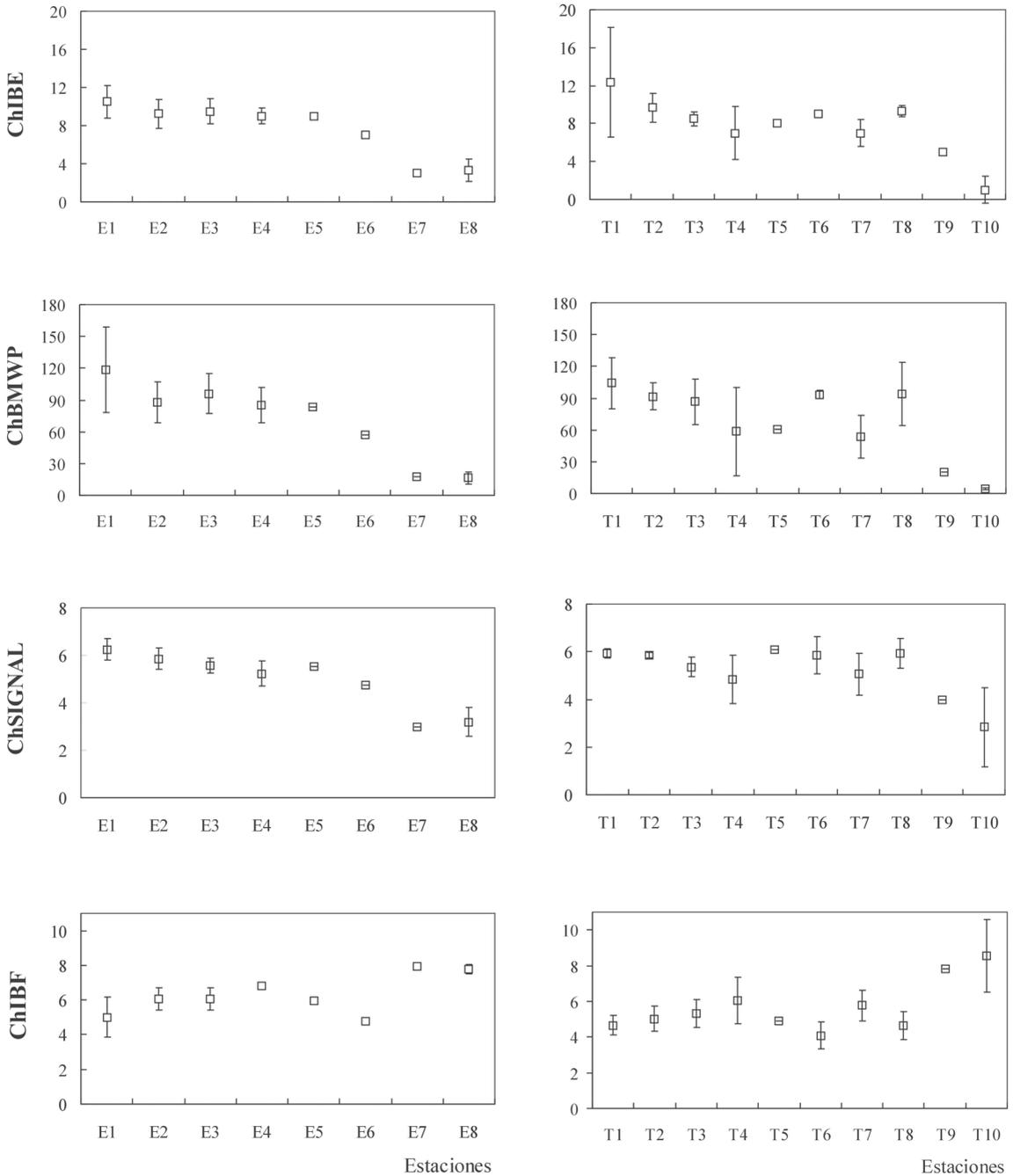


Fig. 2: Variación espacio temporal (valor medio y su desviación estándar) de los índices bióticos adaptados para Chile central (ChIBE, ChBMWP, ChSIGNAL y ChIBF), aplicados en el río Chillán (E1-E8) y sus principales tributarios (T1-T10).

Spatial and temporal variation (average and standard deviation) of the biotic indexes adapted to central Chile (ChIBE, ChBMWP, ChSIGNAL y ChIBF), applied in the Chillán River (E1-E8) and its tributaries (T1-T10).

altamente significativas. El tratamiento de pares entre los índices (prueba de suma de rangos de Wilcoxon), identificó que los IB que presentaban mayor similitud son los pares ChIBE/ChIBMWP ($P < 0,009$) y ChIBF/ChSIGNAL ($P < 0,001$).

Los análisis de correlación realizados entre los IB y las variables de diversidad analizadas, son presentados en la Tabla 6, donde es posible observar que existe una alta correlación entre el ChIBE y el ChBMWP ($r = 0,83$) y la riqueza específica ($r = 0,81$ y $0,89$, respectivamente) y secundariamente estos tres con el ChSIGNAL ($r = 0,79$, $0,78$ y $0,61$ respectivamente). Estos mismos IB no se correlacionan bien con Shannon (H') y la Equitatividad (J), para los cuales sí lo hace el ChIBF ($-0,82$ y $-0,61$, respectivamente) con valores de r negativos puesto que mayores valores del ChIBF indican una peor condición biológica. Por otro lado, aunque en menor grado,

también se aprecia una buena correlación entre el ChSIGNAL con el ChIBE y H' ($-0,66$ y $0,57$, respectivamente). Los resultados son consistentes puesto que en todos los casos son altamente significativos ($P < 0,001$, $n = 74$).

DISCUSIÓN

La caracterización física y química de los ríos es de gran relevancia para establecer planes de manejo, aunque se reconoce su debilidad para registrar cambios temporales y de su capacidad integradora a nivel ecosistémico. Por ello hoy se aconseja complementar los estudios con la biota más representativa, donde los macroinvertebrados bentónicos son los grupos más recurrentes en este tipo de aproximación (Wright 1995, Bonada et al. 2006), principalmente porque representan varios

TABLA 5

Valores para las pruebas comparativas en conjunto (prueba de Friedman) y pareados (prueba de Wilcoxon) entre los índices bióticos (* = $P < 0,0001$)

Values for the total (Friedman test) and paired (Wilcoxon test) comparative tests of the biotic indexes (* = $P < 0.0001$)

	Prueba de rangos de Friedman			
	n	gl	Valor de χ^2	Valor de P
ChIBE / ChBMWP / ChIBF	74	3	100,01	< 0,001
	Prueba de la suma de rangos de Wilcoxon			
	n	Valor de T	Valor de z	Valor de P
ChIBE / ChIBMWP	74	52,5	2,60	0,394
ChIBE / ChIBF	74	65,0	5,91	*
ChIBE / ChSIGNAL	74	18,5	6,04	*
ChIBMWP / ChIBF	74	173,5	5,09	*
ChBMWP / ChSIGNAL	74	58,5	5,27	*
ChIBF / ChSIGNAL	74	224,0	2,32	*

TABLA 6

Correlaciones de Pearson obtenidas entre los índices bióticos y de diversidad.
(* = $P < 0,01$; ** = $P < 0,001$; *** = $P < 0,0001$)

Pearson's correlations obtained between the biotic and diversity indexes. (* = $P < 0.01$, ** = $P < 0.001$; *** = $P < 0.0001$)

	ChIBE	ChBMWP	ChSIGNAL	ChIBF	s	H'
ChBMWP	0,83***					
ChSignal	0,79***	0,78***				
ChIBF	-0,61***	-0,52***	-0,66***			
S	0,81***	0,89***	0,61***	-0,46***		
H'	0,57***	0,51***	0,57***	-0,82***	0,51***	
J	0,32*	0,30*	0,29**	-0,61***	0,33*	0,76***

niveles tróficos, haciendo fluir la energía hacia niveles superiores (Wallace et al. 1997, Cummins 2002), de modo que cualquier cambio en la estructura comunitaria implica y/o explicaría cambios en toda la comunidad acuática, dando un fuerte carácter integrador del ecosistema.

El río Chillán, a pesar del grado de intervención que presenta desde su parte media, tiene una riqueza faunística importante en relación al tamaño de la cuenca (757 km², 83 taxa) y en comparación con otros estudios realizados en cuencas vecinas como el río Biobío (24.400 km², 97 taxa, Arenas 1995), río Itata (11.090 km², 56 taxa; Habit et al. 1998), el río Damas (514 km², 77 taxa, Figueroa et al. 2003). Sin embargo, este trabajo así como los referidos, no presentan un listado a nivel genérico o específico para todos los grupos y en muchos casos, el nivel de familia es el más utilizado. Esto señala la potencialidad de aumentar el conocimiento de la biodiversidad del lugar. Al respecto, parte de este estudio permitió conocer tres nuevas especies de Trichoptera (Holzenthal 2004) único grupo revisado por un especialista.

También ha sido posible distinguir que la mayor diversidad local se limita a la parte alta de la cuenca, tanto en el curso principal como en los tributarios, disminuyendo en la parte media y drásticamente en la parte baja de la cuenca, excepcionalmente a la altura de la ciudad de Chillán (E7 y E8). La distribución de órdenes de reconocida sensibilidad como Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera (Norris & Hawkins 2000, Rabeni & Wald 2001, Rice et al. 2001) especialmente en las estaciones E1, T1, T2, T4 y T7, indica que estas taxa no toleran las condiciones de la parte media y más baja de la cuenca, mostrando bajas abundancias cuando se encuentran.

Esto se expresa no solo para la riqueza faunística, sino también en la diversidad (H'), equitatividad (J) y dominancia (D) donde grupos oportunistas como quironómidos, oligoquetos, gastrópodos (físidos) e hirudíneos, son capaces de tolerar altas concentraciones de carga orgánica y extensos periodos con bajas concentraciones de oxígeno, facilitando altas tasas reproductiva en estos ambientes (Welch 1992, Kolar & Frank 1993, Muñoz & Prat 1996, Beavan et al. 2001, Kay et al. 2001, Newall & Tiller 2002).

Los IB utilizados en este estudio mostraron una misma tendencia general y permitió definir

áreas en buen estado y otras, fuertemente impactadas desde el punto de vista biológico. Sin embargo, ChIBF expresó siempre peores clases de calidad que los otros IB, mostrándose más exigente o más sensible a perturbaciones no detectadas por los otros IB, como podría ser un efecto mecánico (e.g. alteración de hábitat) o eventuales entradas de plaguicidas (contaminación difusa) asociado al uso agrícola-forestal de la cuenca. Esto podría también explicar la menor calidad biológica expresada en los muestreos de colonización, al mostrar un efecto acumulativo no detectado en un muestreo puntual y que sí detecta el ChIBF y secundariamente el ChSIGNAL.

Al respecto, debe señalarse que los índices seleccionados, son el resultado de una serie de modificaciones y revisiones en el tiempo, lo que ofrece una gran ventaja de carácter conclusivo respecto a su aplicación y rangos de tolerancia. Los cualitativos tienen un fuerte respaldo en términos de experiencia/calibración (Ghetti 2000), mientras que los cuantitativos (e.g., IBF) se fundamentan en extensas base de datos (Hinselhoff 1988) y son continuamente revisados (Lenat 1993, Lenat & Barbour 1994, Mackie 2001). Esta situación no puede ser considerada en Chile, por la falta de experiencia en estudios de estructuras comunitarias, toxicidad, variaciones estacionales, además de las diferencias y/o semejanzas faunísticas con otras regiones del mundo de climas similares (Bonada 2003). Esto nos lleva a un proceso inevitablemente subjetivo, al no contar con un respaldo temporal que nos permita afinar las respuestas de los organismos (Rosenberg & Resh 1993, Chapman 1995, Lowell et al. 2000).

En este sentido el ChIBF, mostró una mayor correlación con la diversidad (H'), mientras que los índices ChIBE, ChBMWP y ChSIGNAL, se correlacionaron mejor con la riqueza específica. Al respecto la diversidad (H'), tradicionalmente ha sido utilizada como un indicador de calidad ambiental (Margalef 1983). De modo que la aparición de uno o pocos individuos de una familia de baja tolerancia en un ambiente perturbado, no necesariamente lo califica de buena calidad y la suma de valores de tolerancia o la sola presencia de familias no serían buenos indicadores de la salud del sistema (Tiller & Metzelling 2002). El ChIBF considera este concepto al tener un carácter cuantitativo y

parcialmente el ChSIGNAL, cuando incorpora la razón entre la tolerancia y el total de las familias encontradas, factor que permitiría absorber el error de los muestreos cualitativos (Cao et al. 1997, Figueroa et al. 2005).

La cuenca del Chillán presenta aguas de excelente calidad, excepto en su porción final, donde la mayor presión la ejerce el uso urbano (Debels et al. 2005). Sin embargo, esto debe ser tratado con atención puesto que la mayor parte de la cuenca de drenaje se encuentra intervenida por agricultura intensiva y plantaciones forestales. Los suelos agrícolas suelen ser sometidos a la aplicación intermitente de plaguicidas y fertilizantes, con explotaciones anuales que dejan un mayor tiempo el suelo descubierto y removido, aumentando las probabilidades de erosión. Podraza (2002) señala que este fenómeno puede actuar como una perturbación intermedia a las perturbaciones naturales y de mayor frecuencia, la cual no permite la recolonización de especies tardías, llevándolas a su desaparición definitiva. Esto ha sido observado en este estudio al detectar una degradada calidad biológica a partir de la parte media de la cuenca.

Finalmente, este trabajo tiene carácter de propuesta, al intentar estandarizar métodos de muestreos y análisis de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad ecológica en ríos de Chile central, con miras a sustentar la futura normativa chilena para la protección de la diversidad acuática. Para ello, la utilización de ChIBF es útil por su probada sensibilidad y correlación con otras variables ambientales (Figueroa et al. 2003). Sin embargo, no es costo-efectivo al requerir un trabajo cuantitativo de mayor precisión y tiempo de análisis. El ChIBE requiere un conocimiento de la biología de las especies cuando trabaja a distintos niveles (familias, géneros y especies), mientras que el ChBMWP es de fácil aplicación pero tiene un fuerte carácter cualitativo, que lo hace muy subjetivo en sistemas pocos estudiados. Frente a esto, el ChSIGNAL corrige esta deficiencia incorporando la razón obtenida con el total de las familias encontradas. Su mayor correlación con el ChIBF y por otro lado, los valores de tolerancia de las familias fundamentado en las relaciones biogeográficas entre Chile y Australia, indican que este índice puede ser una buena herramienta para ser aplicada en Chile central, permitiendo a futuro

ajustar su precisión sustentada en la experiencia y diferencias biogeográficas propias del país.

AGRADECIMIENTOS

A Elizabeth Araya y Cristina Furriana por su apoyo de campo y laboratorio. A Roberto Urrutia y Alberto Araneda por sus valiosos comentarios y en especial, a los correctores anónimos que ayudaron a mejorar sustancialmente este trabajo. Este trabajo fue realizado en colaboración entre el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción y el grupo de investigación RNM-176 de la Universidad de Málaga. Financiado por el Servicio Agrícola Ganadero Proyecto SAG N° VIII 4-36-0199 y parcialmente por el Proyecto DIUC 205.310.048-1 de la Universidad de Concepción.

LITERATURA CITADA

- ALBA-TERCEDOR J & A SÁNCHEZ-ORTEGA (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Helawell (1978). *Limnética (España)* 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR J (1996) macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería (España) II: 203-213.
- ALBA-TERCEDOR J, P JÁIMEZ-CUELLAR, M ALVAREZ, J AVILÉS, N BONADA, J CASAS, A MELLADO, M ORTEGA, I PARDO, N PRAT, M RIERADEVALL, S ROBLES, C SÁINZ-CANTERO, A SÁNCHEZ-ORTEGA, ML SUÁREZ, M TORO, MR VIDAL-ABARCA, S VIVAS & ZAMORA-MUÑOZ (2002) Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (= BMWP'). *Limnética (España)* 21: 175-186.
- ALLAN JD (2004) Landscape and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Reviews of Ecological Systems* 35: 257-284
- ARENAS JN (1995) Composición y distribución del macrozoobentos del curso principal del río Biobío, Chile. *Medio Ambiente (Chile)* 12: 39-50.
- ARMITAGE PD, D MOSS, JF WRIGHT & MT FURSE (1983) The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- BARBOUR MT (1997) The re-invention of biological assessment in the U.S. *Human and Ecological Risk Assessment* 3: 933-940.
- BEAVAN L, J SADLER & C PINDER (2001) The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia* 445: 97-108.
- BONADA N (2003) Ecology of the macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels. Tesis de grado para optar al grado de Doctor en Ciencias. Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Barcelona.

- BONADA N, N PRAT, V RESH & B STATZNER (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523
- BUNN AJ & PM DAVIES (2000) Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 461-470.
- BUTCHER JT, PM STEWARD & TP SIMON (2003) A benthic community index for streams in the northern lakes and forests ecoregion. *Ecological indicators* 3: 181-193.
- CAMPOS H, J ARENAS, C JARA, T GONSER & R PRINS (1984) Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas limníticas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente (Chile)* 7: 52-64.
- CAO Y, A BARK & P WILLIAMS (1997) Analyzing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31: 884-892.
- CASTELLANOS ZA (1994) Fauna de agua dulce de la República Argentina. Volumen 33. Insecta: Ephemeroptera. Fascículo 1. Editorial Sigma S.R.L., Buenos Aires, Argentina. 142 pp.
- CHAPMAN JC (1995) The role of ecotoxicity testing in assessing water quality. *Australian Journal Ecology* 20: 20-27.
- CHESSMAN BC (1995) Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification and a biotic index. *Australian Journal Ecology* 20: 122-129.
- CHESSMAN BC (2003) New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research* 54: 95-103.
- CHUTTER FM (1972) An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research* 6: 19-30.
- CONAMA (2004) Guía para el desarrollo de Normas para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales. Comisión Nacional del Medio Ambiente CONAMA, Gobierno de Chile, Santiago, Chile. 23 pp.
- CSIRO (1991) The insects of Australia. A textbook for students and research workers. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Division of Entomology. 1,029 pp.
- CUMMINS KW (2002) Riparian-stream linkage paradigm. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 49-58.
- DEBELS P, R FIGUEROA, R URRUTIA, R BARRA & X NIELL (2005) Evaluation of water quality in the Chillán river (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment* 110: 301-322.
- DI CASTRI F (1981) Mediterranean-type shrublands of the world. En: Di Castri F, DW Goodall & RL Specht (eds) *Ecosystems of the world 11: Mediterranean-type shrublands*. Elsevier, New York, USA. 643 pp.
- DOMÍNGUEZ E, M HUBBARD & W PETERS (1992) Claves para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) Sudamericanos. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", *Biología acuática* 16 (Argentina). 36 pp.
- FERNÁNDEZ H & E DOMÍNGUEZ (2002) Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Editorial Universitaria de Tucumán, Tucumán, Argentina. 282 pp.
- FIELD JG, KR CLARE & RM WARWICK (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecological Progress Series* 8: 37-52.
- FIGUEROA R, E ARAYA & C VALDOVINOS (2000). Deriva de macroinvertebrados bentónicos en un sector de rítrón: río Rucue, Chile centro-sur. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile)* 71: 23-32.
- FIGUEROA R, C VALDOVINOS, E ARAYA & O PARRA (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.
- FIGUEROA R, VH RUIZ, F ENCINA-MONTOYA & A PALMA (2005) Simplificación en el uso de macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de las aguas en sistemas fluviales. *Interciencia* 30: 770-774.
- FIGUEROA R, VH RUIZ, E ARAYA, X NIELL & A PALMA (2006) Invertebrates colonization patterns in a Mediterranean Chilean stream. *Hydrobiologia* 571: 409-417.
- GASITH A & VH RESH (1999) Stream in Mediterranean climate region: abiotic influences and biotic responses to predictable. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51-81.
- GHETTI PF (1986) I Macroinvertebrati nell'Analisi di qualità dei corsi d'acqua. *Stazione Sperimentale Agraria Forestale, Università di Parma, Italia*. 105 pp.
- GHETTI PF (2000) L'Indice Biotico Esteso (IBE). *Biología Ambiental (Italia)* 14: 55-61.
- HABIT E, C BELTRÁN, S ARÉVALO & P VICTORIANO (1998) Benthonic fauna of the Itata river and irrigation canals (Chile). *Irrigation Science* 18: 91-99.
- HAUER FR & GA LAMBERTY (eds) (1996) *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, California, USA. 674 pp.
- HINSELHOFF WL (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- HOLZENTHAL RW & SC HARRIS (1992) Hydroptilidae (Trichoptera) of Costa Rica: the genus *Oxyethira* Eaton. *Journal of the New York Entomological Society* 100: 155-177.
- HOLZENTHAL RW (2004) Three new species of Chilean caddisflies (Insecta: Trichoptera). *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 106: 110-117.
- KARR JR & DUDLEY DR (1981) Ecological perspectives on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55-68.
- KARR JR & EW CHU (2002) Introduction: sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423: 1-24.
- KAY WR, SA HALSE, MD SCANLON & MJ SMITH (2001) Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zones of southwestern Australia. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 182-199.
- KOLAR CS & JR FRANK (1993) Interaction of a biotic factor (predator presence) and abiotic factor (low oxygen) as an influence on benthic invertebrates communities. *Oecologia* 95: 210-219.
- LENAT DR & MT BARBOUR (1994) Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. En: Loeb SL & A Spacie (eds) *Biological monitoring of aquatic systems: 187-215*. Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan, USA.
- LENAT DR (1993) Abiotic index for the southeastern

- United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality rating. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 279-290.
- LOWELL R, J CULP & M DUBÉ (2000) A weight of evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. *Environmental Toxicology Chemistry* 19: 1182-1190.
- MACKIE GL (2001) *Applied aquatic ecosystem concepts*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, USA. 744 pp.
- METZELING L, F WELLS & P NEWALL (2002) The development and testing of biological objectives for the protection of rivers and streams in Victoria, Australia. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie (Germany)* 28: 106-111.
- MIRANDA A (1987) Utilización de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Viao-Piloña (Asturias). *Limnética (España)* 3: 141-150.
- MUÑOZ I & N PRAT (1992) Cambios en la calidad del agua de los ríos Llobregat y Cardener en los últimos 10 años. *Tecnología del Agua (España)* 91: 17-23.
- MUÑOZ I & N PRAT (1994) A comparison between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin (NE Spain). *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie (Germany)* 458: 1-6.
- MUÑOZ I & N PRAT (1996) Effects of water abstraction and pollution on macroinvertebrate community in mediterranean river. *Limnética (España)* 12: 9-16.
- NEWALL P & D TILLER (2002) Derivation of nutrients guidelines for streams in Victoria, Australia. *Environmental Monitoring and Assessment* 74: 85-103.
- NORRIS RH & CP HAWKINS (2000) Monitoring river health. *Hidrobiología* 435: 5-17.
- NORRIS RH & MC THOMS (1999) What is river health? *Freshwater Biology* 41: 197-209.
- PLAFKIN JL, KD BARBOUR, SK POTER, P GROSS & RM HUGHES (1989) Rapid bioassessment protocols for use in stream and rivers. Benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89/0001. Office of water regulations and standard, United States Environmental Protection Agency, Washington, District of Columbia, USA. 196 pp.
- PODRAZA PB (2002) The intermediate-disturbance hypothesis in urban stream. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie (Germany)* 28: 451-454.
- PRAT N, G GONZÁLEZ & X MILLET (1986) Comparación crítica de dos índices de calidad del agua: ISQA y BILL. *Artículos Técnicos (España)* 31: 33-49.
- PRAT N, A MUNNÉ, M RIERADEVALL, C SOLÀ & N BONADA (2000) ECOSTRIMED Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient, Barcelona, Catalunya, Espana. 94 pp.
- RABENI CF & N WALD (2001) Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the chironomidae necessary? *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 177-185.
- RESH VH, R NORRIS & MT BARBOUR (1995) Design and implementation of rapid assessment for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20: 108-121.
- RESH VM, MM MYERS & MJ HANNAFORD (1996) Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. En: Hauer FR & GA Lamberty (eds) *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, California, USA. 674 pp.
- RICE SP, MT GREENWOOD & CB JOYCE (2001) Tributaries sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 824-840.
- RIERADEVALL M, N BONADA & N PRAT (1999) Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Lloreç del Munt, NE Spain). *Limnética (España)* 17: 45-56.
- ROLDÁN G (1988) Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Ecología, Revista de la Academia Colombiana de Ciencia (Colombia)* 88: 375-387.
- SCHOFIELD NJ & PE DAVIES (1996) Measuring the health of our rivers. *Water (Australia)* 23: 39-43.
- SIEGEL S (1985) *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. Ediciones Trillas S.A., México, Distrito Federal, México. 344 pp.
- SIMON T (2000) The use of biological criteria as a tool for water resource management. *Environmental Science & Policy* 3: 43-49.
- STRAHLER AN & AH STRAHLER (1989) *Geografía física*. Tercera edición. Omega, Barcelona, España. 555 pp.
- TILLER D & L METZELING (2002) Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual. *Monitoring river health. Initiative Technical Report 15*, Commonwealth of Australia and VIC Environmental Protection Authority, Canberra, Australia. 20 pp.
- TORRALVA MM, FJ OLIVA, NA UBERO-PASCAL, J MALO & MA PUIG (1996) Efectos de la regulación sobre macroinvertebrados en el río Segura (S.E. España). *Limnética (España)* 11: 49-56.
- WALLACE JB, SL EGGERT, JL MEYER & JR WEBSTER (1997) Multiple trophic levels of a forest stream linked terrestrial litter input. *Science* 277: 102-104.
- WELCH EB (1992) Ecological effects of wastewater. *Applied limnology and pollutant effects*. Second edition. Chapman & Hall, Norwell, Massachusetts, USA. 425 pp.
- WRIGTH JF (1995) Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology* 20: 181-197.
- WRIGTH JF, DW SUTCLIFE & MT FURSE (2000) Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. *Freshwater Biological Association, Cumbria, United Kingdom*. 23 pp.
- WRIGTH JF, D MOSS, PD ARMITAGE & MT FURSE (1984) A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14: 221-256.

ANEXO 1

Composición de taxa recolectados en el sistema fluvial del río Chillán (* = encontrados solo en muestreos cualitativos, las letras entre paréntesis indican los órdenes para facilitar su búsqueda en la Tabla 3)

Taxa composition collected in the fluvial system of the Chillán river (* = found only qualitative samples, the letters between parenthesis indicate the order to facilitate searches in Table 3)

Phylum/Clase	Clase/Orden	Familia	Taxa
Nematoda	Adenophorea	Familia indet.	Nematoda indet.
Nematomorpha	Gordioida	Familia indet.	<i>Gordius</i> sp.
Platyhelminthes	Turbellaria (Tu)	Dugesidae	<i>Dugesia</i> sp.
Annelida	Oligochaeta (OI)	Naididae	<i>Nais</i> sp.
		Lumbriculiidae	<i>Lumbriculus</i> sp. <i>Tubifex</i> sp.
	Hirudinea (Hi)	Familia indet.	Especie indet.
Mollusca (Ml)	Prosobranchia	Chilinidae	<i>Chilina dombeyana</i> (Brugiere, 1789)
	Basommatophora	Physidae	<i>Physa chilensis</i> Clessin, 1886
		Amnicolidae	<i>Littoridina cumingi</i> (D'Orbigny, 1895)
		Ancylidae	<i>Gundlachia gayana</i> (D'Orbigny, 1895)
		Sphaeriidae	<i>Pisidium chilense</i> (D'Orbigny, 1846)
Crustacea (Cr)	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaella</i> sp.
	Decapada	Parastacidae	<i>Samastacus spinifrons</i> (Philippi, 1882)
		Aeglididae	<i>Aegla pewencha</i> Jara 1994
Chelicerata	Hydracarina (A)	Familia indet.	Especie indet.
Insecta	Odonata (O)	Aeshnidae	Especie indet.
		Gomphidae	Especie indet.
		Coenagrionidae	Especie indet.
	Ephemeroptera (E)	Leptophlebiidae	<i>Hapsiphlebia</i> sp. <i>Penaphlebia</i> sp. <i>Meridialaris</i> spp. <i>Massartelopsis irrazavali</i> Demoulin, 1955 <i>Masartella</i> sp.* <i>Nousia</i> sp. <i>Demoulinellus</i> sp.
		Baetidae	<i>Deceptiviosa</i> sp. <i>Andesiops</i> sp. <i>Camelobaetidius</i> sp.
		Amelotopsidae	Especie indet. <i>Chiloporter</i> sp.
		Oniscigastridae	Especie indet. <i>Siphonella</i> sp.
		Caenidae	<i>Caenis</i> sp.
		Nesameletidae	<i>Metamonius</i> sp.
	Plecoptera (P)	Austroperlidae	<i>Klapopterix armillata</i> Illies, 1963
		Gripopterygidae	<i>Limnoperla jaffueli</i> (Návas) 1928 <i>Antarctoperla michaelsoni</i> (Klapalek) 1904

ANEXO 1 (continuación)

Phylum/Clase	Clase/Orden	Familia	Taxa
			<i>Notoperlopsis femina</i> Illies 1963
			<i>Araucanioperla</i> sp.
			<i>Pelurgoperla personata</i> Illies 1963
			<i>Senzilloides</i> sp.*
			Especie indet.
		Diamphipnoidae	<i>Diamphipnopsis samali</i> Illies 1960
			Especie indet.
		Perlidae	<i>Kemnyella genualis</i> Illies 1964
		Notonemouridae	<i>Austronemoura</i> sp.
			<i>Udamocercia</i> sp.
Hemiptera (H)		Gerridae	Especie indet.
Megaloptera (Mg)		Corydalidae	<i>Protochauliodes</i> sp.
		Sialidae	<i>Sialis chilensis</i> McLachlan, 1870
Trichoptera (T)		Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> spp.
		Limnephilidae	Especie indet.
		Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.
			<i>Brachysetodes</i> sp.
			<i>Hudsonema flaminii</i> (Navas) 1926
			<i>Triplectides chilensis</i> Holzenthal, 1988
			Especie indet.
		Hydrobiosidae	Especie indet.
		Glossosomatidae	<i>Mastigoptila brevicornuta</i> Schmid, 1958
		Hydroptilidae	<i>Oxyethira</i> sp.
			<i>Metrichia</i> sp.
		Sericostomatidae	<i>Parasericostoma</i> sp.
Coleoptera (C)		Curculionidae	Especie indet.
		Elmidae	Especie indet.
		Gyrinidae	Especie indet.
		Hydrophilidae	Especie indet.
		Limnichidae	Especie indet.
		Psephenidae	<i>Tychepephenus felix</i> Waterhouse 1876
Diptera (D)		Chironomidae	Especie indet.
		Ceratopogonidae	Especie indet.
		Athericidae	Especie indet.
		Blephariceridae	Especie indet.
		Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.
		Empididae	Especie indet.
		Ephrydidae	Especie indet.
		Tipulidae	<i>Aprophila bidentata</i> Alexander
		Limoniidae	Limoniinae indet.
		Tipulidae	Especie indet.
		Dixidae	Especie indet.
		Psychodidae	Especie indet.
Lepidoptera		Pyralidae	Especie indet.

ANEXO 2

Parámetros comunitarios (m²) obtenidos en las estaciones del Sistema Fluvial del Río Chillán a través de muestreo con "Surber" y sustratos artificiales; s = riqueza específica, H' = diversidad de Shannon (log2), H'máx = diversidad de Shannon máxima, J' = equidad, D = diversidad de Simpson, A = abundancia

Communitarian parameters (m²) obtained in the fluvial system stations of the Chillán river through sampling with Surber and artificial substrata; s = richness, H': Shannon's diversity (log2), H'máx = Shannon maximum diversity, J' = evenness, D = Simpson's diversity, A = abundance

Fecha	Estación	ChIBE	ChIBMWP	ChIBF	ChSIGNAL	s	H'	H'max	J	D	A
Octubre 1999	E1	11	144	4,96	5,76	31	2,92	4,95	0,59	0,25	3658
	E2	8	81	6,61	5,40	16	0,93	4,00	0,23	0,76	6992
	E3	10	121	6,43	5,50	26	1,10	4,70	0,24	0,70	14612
	E4	10	110	6,83	5,00	24	0,92	4,59	0,20	0,76	18184
	E7	3	18	7,96	3,00	6	0,23	2,81	0,08	0,93	358720
	E8	2	10	7,95	2,50	3	0,27	2,00	0,13	0,91	546978
Enero 2000	E1	11	117	5,81	6,16	22	2,28	4,46	0,51	0,26	36663
	E2	10	103	5,86	5,72	21	2,43	4,39	0,55	0,27	9548
	E3	9	83	6,22	5,19	19	2,02	4,32	0,47	0,42	17420
	E4	9	79	7,05	4,94	19	1,56	4,25	0,37	0,45	60383
	E8	4	22	7,48	3,67	7	1,40	2,81	0,50	0,44	5088
	T1	19	128	4,02	6,10	25	3,04	4,64	0,65	0,16	10010
	T2	11	104	5,43	5,78	26	2,88	4,70	0,61	0,21	10043
	T3	8	71	4,78	5,07	16	2,84	4,00	0,71	0,18	2922
	T8	9	90	5,46	5,29	20	2,80	4,32	0,65	0,18	18054
T9	5	20	7,83	4,00	5	0,71	2,32	0,31	0,73	3611	
Noviembre 2000	E1	8	62	5,86	6,20	11	1,79	3,46	0,52	0,46	1060
	E2	8	64	6,54	5,82	13	0,86	3,70	0,23	0,77	5954
	E3	8	80	6,53	5,71	15	1,10	3,91	0,28	0,69	14266
	E4	8	72	6,87	6,00	13	0,39	3,70	0,11	0,92	15541
	E8	4	17	7,96	3,40	5	0,23	2,32	0,10	0,93	277955
	T1	9	80	4,87	5,71	16	3,00	4,00	0,75	0,19	958
	T2	8	78	5,41	6,00	14	2,08	3,81	0,55	0,40	1230
	T4	5	29	6,95	4,14	8	0,50	3,00	0,17	0,88	1332
	T5	8	61	4,90	6,10	13	2,71	3,70	0,73	0,18	2506
	T6	9	96	3,55	6,40	18	3,15	4,17	0,76	0,15	1633
Febrero 2001	T7	8	68	6,38	5,67	13	0,93	3,70	0,25	0,66	18070
	T8	9	66	3,96	6,00	16	2,45	4,00	0,61	0,30	1321
	E1	12	151	3,41	6,86	28	2,67	4,81	0,55	0,21	14930
	E2	11	104	5,21	6,50	24	2,48	4,59	0,54	0,30	4643
	E3	11	100	5,10	5,88	25	2,38	4,64	0,51	0,28	11509
	E4	9	80	6,60	5,00	22	1,22	4,46	0,27	0,69	4551
	E5	9	83	5,93	5,53	17	1,37	4,09	0,34	0,50	6921
	E6	7	57	4,78	4,75	12	1,63	3,59	0,46	0,44	4545
	T1	9	102	5,11	6,00	21	2,59	4,39	0,59	0,26	1782

ANEXO 2 (continuación)

Fecha	Estación	ChIBE	ChIBMWP	ChIBF	ChSIGNAL	s	H'	H'max	J	D	A
	T2	10	87	4,21	5,80	18	2,68	4,17	0,64	0,21	3639
	T3	9	96	5,89	5,65	20	2,34	4,32	0,54	0,36	3533
	T4	9	78	5,12	5,57	16	2,70	4,00	0,68	0,21	2435
	T6	9	85	4,63	5,31	18	2,19	4,17	0,53	0,30	3724
	T7	6	40	5,15	4,44	9	2,03	3,17	0,64	0,28	10007
	T8	10	117	4,51	6,50	22	1,85	4,46	0,42	0,41	14430
Enero 19- febrero 10, 2000	E1	8	41	6,74	5,13	9	1,11	3,17	0,35	0,67	2425
	E2	9	63	6,75	5,73	20	0,80	4,32	0,19	0,8	25788
	E3	8	82	6,68	5,47	17	1,13	4,09	0,28	0,69	23425
	E4	7	64	6,99	4,57	16	1,85	4	0,46	0,38	9163
	E7	2	9	8,00	2,25	5	0,54	2,32	0,23	0,83	51088
	E8	5	33	7,06	4,13	11	0,42	3,46	0,12	0,88	26600
	T1	7	56	5,94	5,60	13	2,32	3,7	0,63	0,36	713
	T2	11	110	6,47	5,79	27	1,49	4,76	0,31	0,63	16550
	T3	11	91	6,59	5,35	22	1,18	4,46	0,27	0,65	60438
	T4	6	42	6,18	5,25	9	1,58	3,17	0,50	0,52	1900
	T8	6	41	4,25	5,13	10	1,88	3,32	0,57	0,45	2225
	T9	7	60	7,00	5,00	14	1,53	3,81	0,40	0,54	4450
	T10	0,001	4	10,00	4,00	1	-	-	-	1	13
Octubre 14- noviembre 13, 2000	E1	8	65	4,75	5,42	16	2,86	4	0,71	0,21	5425
	E2	8	55	6,22	5,50	13	1,24	3,7	0,34	0,65	10300
	E3	7	20	6,88	4,00	10	0,46	3,32	0,14	0,88	19350
	E4	11	51	6,61	5,10	17	1,27	4,09	0,31	0,62	18300
	E6	8	61	7,03	5,08	18	0,86	4,17	0,21	0,73	22188
	T1	10	63	6,34	5,73	18	1,83	4,17	0,44	0,5	5525
	T2	10	52	4,30	5,78	16	2,21	4	0,55	0,33	3813
	T4	7	22	7,16	4,40	7	1,79	2,81	0,64	0,35	2238
	T5	9	34	4,16	4,86	14	2,86	3,81	0,75	0,18	3175
	T6	6	28	2,97	5,60	8	2,86	3	0,95	0,15	975
	T7	5	13	7,16	4,33	5	0,91	2,32	0,39	0,63	2350
	T8	7	29	5,13	4,83	8	2,33	3	0,78	0,25	600
Mayo 11- junio 26, 2001	T1	9	46	5,43	5,11	16	2,28	3,46	0,66	0,27	2550
	T2	9	89	5,85	5,56	20	2,95	4,17	0,71	0,2	3175
	T3	7	31	7,19	4,43	16	2,20	3,32	0,66	0,29	1550
	T4	2	7	7,39	2,33	14	1,58	2	0,79	0,38	712,5
	T5	8	36	6,33	4,00	18	1,38	3,59	0,38	0,58	4775
	T7	6	26	6,60	4,33	14	2,02	2,81	0,72	0,34	1025
	T9	6	36	6,85	4,50	15	1,60	3,32	0,48	0,5	3250
	T10	2	5	7,13	1,67	13	0,59	2,32	0,26	0,77	23025