

---

# SIMPLIFICACIÓN EN EL USO DE MACROINVERTEBRADOS EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN SISTEMAS FLUVIALES

---

Ricardo Figueroa, Victor H. Ruíz, Francisco Encina-Montoya y Alejandro Palma

## RESUMEN

Los macroinvertebrados han sido utilizados por décadas para evaluar la calidad de las aguas, utilizando medidas de diversidad, índices bióticos y comparativos, sugiriendo que el nivel taxonómico de familia permite una buena interpretación general de la calidad ecológica de un sistema fluvial y es posible hacer inferencias sobre la calidad de éstos sistemas respecto a condiciones de referencias seleccionadas. Este trabajo analiza inde-

pendientemente tres localidades de Chile centro-sur, mediante un análisis de agrupación, evaluando si existe pérdida de información al utilizar dos niveles jerárquicos, destacando que el nivel de familias en macroinvertebrados bentónicos es suficiente para la realización de monitoreos ambientales. Se discuten las ventajas prácticas, la capacidad integradora que puede alcanzarse y su relación con las variables ambientales.

## SUMMARY

Macroinvertebrates have been used for decades to evaluate water quality, using measures of diversity, biotic indexes and comparative analysis. The taxonomic level of family allows a general interpretation of the ecological quality of a fluvial system, and is possible to infer the quality of these systems compared to selected references sites. This paper analyzed three localities of Central-

South Chile by means of grouping analysis, evaluating if there is any loss of information when using two hierarchic levels. It is shown that the family level of benthic macroinvertebrates is sufficient for environmental monitoring. The practical advantages, the integrating capacity that can be reached and its relation with environmental variables are discussed.

## Introducción

Los métodos desarrollados para la evaluación de la calidad de las aguas son diversos y tradicionalmente han sido agrupados en índices de diversidad, índices bióticos e índices comparativos (Washington, 1984). Los últimos son de gran importancia al permitir valorar diferencias entre localidades de muestreos (Salusso y Moraña, 2002) y definir grupos de estaciones o localidades con similitud faunística, lo cual es de utilidad cuando se ha definido *a priori* un área en buen estado ecológico y que puede ser considerada como de referencia para comparar con las localidades restantes.

Asimismo, cuando se selecciona un método para evaluar la calidad de las aguas como un índice biótico, es imprescindible tener dos consideraciones, primero la precisión del método para entregar resultados que se ajusten a una condición lo más real posible y segundo, que el método seleccionado sea simple de aplicar para obtener resultados rápidos (Vernaux, 1982; Ricco *et al.*, 1992; Resh *et al.*, 1995). Ambas condiciones pueden resultar contradictorias, cuando tradicionalmente la precisión guarda relación con el nivel taxonómico al cual se trabaje y esto requiere de personal científico calificado y dedicar mucho tiempo

en el análisis de las muestras, para lograr una identificación detallada de cada taxa a nivel genérico o específico (Ricco *et al.*, 1992; Rosenberg y Resh, 1993).

Este tema no es nuevo y ha sido ampliamente discutido en relación a los programas de evaluación y monitoreo, utilizando principalmente macroinvertebrados bentónicos, por las agencias de protección ambiental de los EEUU (Barbour *et al.*, 1995, 1999), Australia y diversos países de Europa que hoy apuntan a la normalización de métodos e intercalibración dentro de la Normativa Marco de la Comunidad Europea (Bonada, 2003). Todos estos

métodos se fundamentan en una evaluación de la comunidad biológica que permita reflejar la calidad integral del ecosistema (Karr, 1981; Karr y Chu, 2002), entendida como una comunidad de organismos que tienen una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a un hábitat natural de una región definida (Simon, 2000). Por lo tanto, expresa la "salud general" del ecosistema o del río en estudio (Boulton, 1999; Norris y Hawkins, 2000) en términos comparativos a un área natural semejante y que previamente ha sido definida como de referencia (Norris y Thoms, 1999).

---

## PALABRAS CLAVE / Calidad de Aguas / Indicadores / Macroinvertebrados / Nivel Taxonómico / Sistemas Fluviales /

---

Recibido: 14/05/2005. Modificado: 28/10/2005. Aceptado: 02/11/2005.

Ricardo Figueroa. Profesor de Biología y M.Sc. en Zoología, Universidad de Concepción (UdeC), Chile. Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad de Málaga, España. Investigador, Centro Eula-Chile. Dirección:

Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. e-mail: rfiguero@udec.cl  
Victor H. Ruíz. Profesor de Biología y M.Sc. en Zoología, UdeC, Chile. Profesor, UdeC, Chile. e-mail: vruiuz@udec.cl

Francisco Encina-Montoya. Biólogo Marino y Doctor en Ciencias Ambientales, UdeC, Chile. Académico, Universidad Católica de Temuco, Chile. e-mail: fencina@uct.cl

Alejandro Palma. Licenciado en Biología, M.Sc. en Zoología, UdeC, Chile. Colaborador académico, Departamento de Zoología, UdeC, Chile. e-mail: lpalma@udec.cl

RESUMO

Os macroinvertebrados têm sido utilizados por décadas para avaliar a qualidade das águas, utilizando medidas de diversidade, índices bióticos e comparativos, sugerindo que o nível taxonômico de família permite uma boa interpretação geral da qualidade ecológica de um sistema fluvial e é possível fazer inferências sobre a qualidade destes sistemas com respeito às condições de referências selecionadas. Este trabalho analisa

independentemente três localidades do Chile centro-sul, mediante uma análise de agrupação, avaliando se existe perda de informação ao utilizar dois níveis jerárquicos, destacando que o nível de famílias em macroinvertebrados bentônicos é suficiente para a realização de monitoramentos ambientais. Discutem-se as vantagens práticas, a capacidade integradora que pode se alcançar e sua relação com as variáveis ambientais.

Para ello se definen protocolos de trabajo, diseñados para ser funcionales en el sentido de efectividad para expresar cambios en el ecosistema, facilidad de uso y que de aplicaciones locales puedan ser llevados a regiones más amplias (Norris y Georges, 1993; Resh y Jackson, 1993; Resh, 1995). Estos, además de entregar resultados rápidos, permiten abordar un mayor número de estaciones y/o ríos y mantener un seguimiento temporal de ellos, lo que eventualmente puede ir en desmedro por la pérdida de información al realizar muestreos cualitativos o semi-cuantitativos que pasan por establecer tiempos de muestreos, disminuyendo el número de muestras por sitio y con un bajo procesamiento de las mismas (Resh *et al.*, 1995). Esto último también ha tenido un amplio debate, relacionado con la importancia de los tiempos mínimos y el número mínimo de individuos que deben ser considerados (Barbour, 1997; Barbour *et al.*, 1999; Plafkin *et al.*, 1989; Metzelling *et al.*, 2002).

Este trabajo analiza los datos obtenidos previamente en tres cuencas del centro sur de Chile, las cuales son tratadas independientemente mediante técnicas simples de agrupación a dos niveles jerárquicos. El planteamiento general es discutir si hay una pérdida de información en los resultados de agrupación a niveles elevados de clasificación (familias), sobre el total de taxa identificados.

**Materiales y Métodos**

Las localidades de estudio corresponden a tres cuencas

del centro-sur de Chile: la cuenca del río Chillán, la del río Damas y la del Estero Nonguén (Tabla I). La información analizada difiere en el tipo y tamaño de las cuencas, números de estaciones y del número de muestreos realizados en cada una de ellas. Sin embargo, cada cuenca estudiada es analizada independientemente con el fin de establecer patrones de agrupación para dos niveles jerárquicos definidos como “todas las taxa identificadas” hasta el nivel taxonómico más bajo posible y comparado con el nivel de familia. La información procesada corresponde a un trabajo previo de Figueroa *et al.* (2003) realizada en el río Damas de la localidad de Osorno, donde se estudiaron 15 estaciones a lo largo del curso principal y tributarios; a la cuenca del río Chillán en la localidad agrícola de Chillán, donde se estudiaron 18 estaciones también distribuidas en el curso principal y los tributarios más importantes (Figueroa, 2004) y, finalmente, un pequeño río el Estero Nonguén en Concepción, donde se estudiaron 5 estaciones localizadas en la cabecera del río, equidistantes a

TABLA I  
LOCALIZACIÓN, CARACTERÍSTICAS Y NÚMERO DE ESTACIONES DE MUESTREO POR CUENCA ESTUDIADA

| Cuenca  | Localidad                        | Tamaño (km <sup>2</sup> ) | Números de estaciones | Número de muestreos |
|---------|----------------------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------|
| Chillán | 72°21'-71°24'O<br>36°33'-36°53'S | 757,7                     | 18                    | 4                   |
| Damas   | 72°36'-73°9'O<br>40°33'-40°45'S  | 513,0                     | 15                    | 1                   |
| Nonguén | 72°57'-73°01'O<br>36°49'-36°59'S | 44,0                      | 5                     | 4                   |

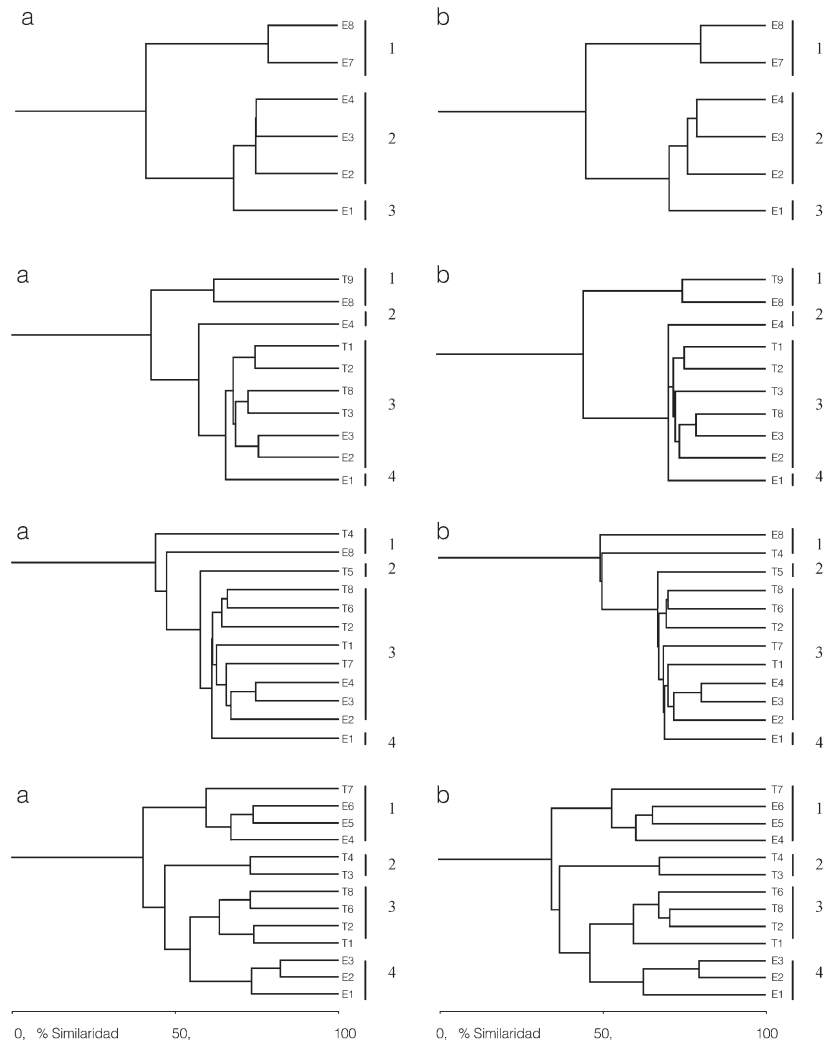


Figura 1. Agrupación de las estaciones obtenidas en los 4 muestreos realizados en la cuenca del río Chillán utilizando a: todas las taxa identificadas, y b: el nivel de familia.

1km desde su nacimiento. Las dos primeras localidades son cuencas de tamaño medio sometida a un uso agrícola y ganadero intensivo, y de reciente desarrollo en silvicultura. El Nonguén, en cambio, es una pequeña cuenca protegida que se encuentra en un buen estado de conservación

en su parte más alta, con importante desarrollo de bosque nativo y es donde se centra este estudio. En todas las localidades y estaciones estudiadas se realizaron muestreos con una red de Surber (250µm); los macroinvertebrados recolectados fueron depositados en bolsas plásticas, fi-

jados con formalina (5%) y transportados al laboratorio para su posterior separación e identificación hasta el nivel taxonómico más bajo posible. En Figueroa *et al.* (2003) se detalla la metodología y la literatura especializada. Para cada caso se consideraron 4 réplicas, las que fueron integradas y expresadas en N°ind.m<sup>2</sup>.

Para el análisis comparativo entre las estaciones de cada cuenca y para cada fecha de muestreo, estas fueron comparadas y agrupadas en áreas con similar composición taxonómica, trabajando sobre una matriz de densidad (N°ind.m<sup>2</sup>). Para ello los datos de abundancia por taxa fueron transformados mediante  $\log_{10}(x+1)$  y como medida de similitud se utilizó el índice de Bray y Curtis (1957). Este índice es apropiado para este tipo de datos puesto que no toma en cuenta las dobles ausencias (Field *et al.*, 1982; Urkiaga-Alberdi *et al.*, 1999). Posteriormente, la matriz de similitud obtenida fue representada en un dendrograma, de acuerdo al método de la media ponderada (UPGMA). Finalmente, se realizó el análisis inverso, comparando y agrupando los taxa, previa reducción de la matriz a taxa dominantes.

### Resultados

La clasificación de las estaciones obtenidas para las cuencas de los ríos

Chillán, Damas y Nonguén, es presentada en las Figuras 1, 2 y 3, respectivamente. Es posible observar que si bien el número de estaciones por muestreo no es el mismo para cada localidad y además existen diferencias temporales, las asociaciones obtenidas son coincidentes cuando se realiza el análisis sobre la abundancia de todos los taxa identificadas (Figuras 1a, 2a y 3a) y cuando se realiza utilizando sólo el nivel de familias (Figuras 1b, 2b y 3b). Considerando que el análisis se realiza independientemente para cada uno de los muestreos, estos pueden ser considerados como 9 casos de estudio. La misma información fue observada cuando se realizó el ejercicio inverso analizando los taxa dominantes, puesto que éstas forman parte de las familias que explican las asociaciones observadas.

### Discusión

Los resultados obtenidos indican que la tendencia internacional a utilizar el nivel de familia en los estudios de monitoreos de sistemas fluviales puede ser aplicada en aguas de Chile. Las asociaciones obtenidas en este estudio muestran una alta coincidencia cuando se realiza el análisis sobre la abundancia de toda la riqueza faunística identificada y cuando se realiza utilizando el nivel de familias. El nivel de familia no sólo es práctico, sino menos sensible a la pérdida de especies raras y por lo mismo, aplicable a regiones geográficas más amplias (Cao *et al.*, 1997), que es uno de los objetivos de los índices bióticos (Resh, 1995). Esto justificaría el uso de las familias en este tipo de análisis y, eventualmente, en la aplicación de índices bióticos, lo cual ofrece grandes ventajas al reducir el esfuerzo en los muestreos y reducir el tiempo de trabajo en la identificación (Warwick, 1988). Naturalmente, la potencia del método sólo puede ser evaluada a través de una serie mayor de datos, que muestren patrones de compor-

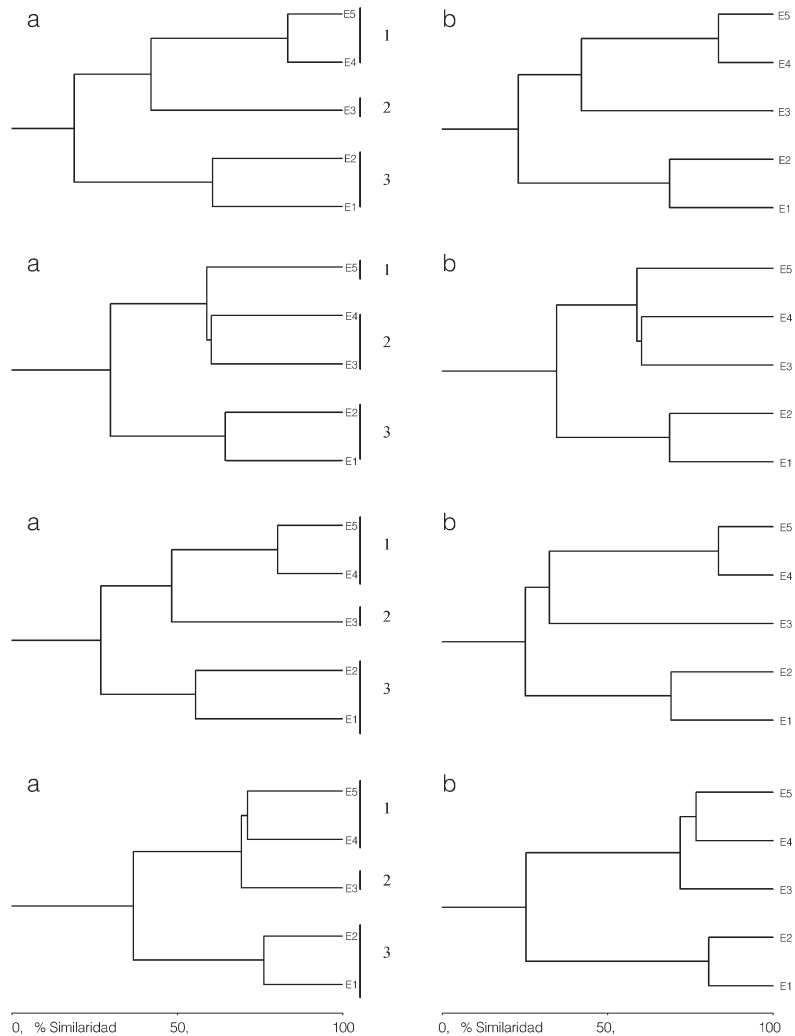


Figura 2. Agrupación de las estaciones obtenidas en los 4 muestreos realizados en el Estero Nonguén utilizando a: todas las taxa identificadas, y b: el nivel de familia.

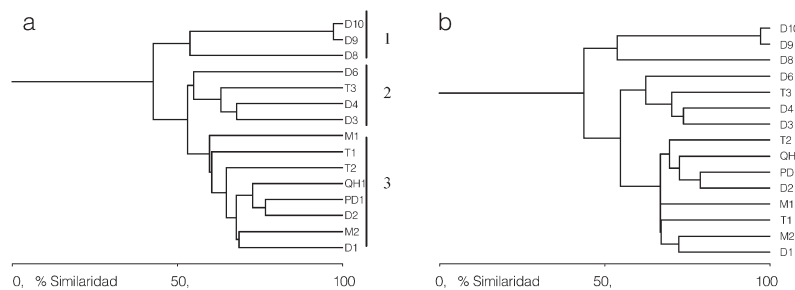


Figura 3. Agrupación de las estaciones de muestreo realizados en la cuenca del río Damas utilizando a: todas las taxa identificadas, y b: el nivel de familia.

tamientos espaciales y temporales similares cuando se trabaja a dos niveles jerárquicos (Urkiaga-Alberdi *et al.*, 1999; Lowell *et al.*, 2000). Sin embargo, esta primera aproximación muestra el potencial de trabajo y lo fácil que resultaría preparar personal para realizar programas de monitoreos a nivel de gestión gubernamental, dejando el trabajo más especializado, pero no menos importante, a los especialistas.

En Chile no existen normativas respecto a la aplicación de estudios biológicos sobre los sistemas acuáticos. Una primera aproximación ha sido realizada por Figueroa *et al.* (2003), quienes trabajaron con un índice a nivel de familia, destacando las facilidades al trabajar con este nivel, aunque requiere de una aproximación cuantitativa para dar mayor sensibilidad al método. Este acelerado proceso, que más bien es una necesidad de abordar este problema con ejercicios continuos, el desconocimiento de la fauna de macroinvertebrados a niveles específicos y la falta de especialistas en el tema en Chile, lleva sin duda a la tentación de decidir utilizar índices de tipo cualitativo que marcan la tendencia mundial, los cuales requieren un largo proceso de ajuste y una buena correlación con otras variables ambientales (y sus variaciones temporales) para las cuales también se carece de una base de datos adecuada que permita abordar el problema con una aproximación multimétrica y con la potencia estadística requerida (Chessman, 2003).

El nivel de familia ha sido ampliamente recomendado (Kaesler y Herricks, 1979; Osborne *et al.*, 1980; Furse *et al.*, 1984; Hinselhoff, 1988; Lenat y Barbour, 1994) argumentando que es posible realizar identificaciones de campo con resultados inmediatos y personal con preparación básica (Warwick, 1988). Esto no significa que un nivel específico no sea necesario, puesto que confrontado con otras variables, incrementa el contenido de la información y permi-

te ajustar el conocimiento respecto a la tolerancia de los grupos (Verdonschot, 2000).

Bajo esta premisa, comenzar por definir el nivel de familia es una buena aproximación cuando se realizan exploraciones comparativas, y es un primer e importante paso. Además, éstas integrarían suficiente información para justificar su uso en la aplicación de índices bióticos para evaluar la calidad de agua. Otro punto relevante es definir si el tipo de muestreo debe ser cuantitativo o cualitativo. Al respecto, se puede decir que no se tiene la experiencia suficiente para cualificar directamente un sistema respecto a presencia/ausencias y se requiere de una formación previa para lograr una buena capacidad de observación del sistema (Guetti, 1997, 2000). Una aproximación a nivel de familia puede minimizar los errores sobre la presencia de géneros o especies muy poco tolerantes que pueden ser encontrados en ambientes perturbados, pero su relación con una baja abundancia determina una baja calidad. Al respecto, Figueroa (2004) ha adaptado tres índices bióticos a una cuenca de uso agrícola de Chile central, demostrando que solo el de carácter cuantitativo se correlaciona mejor con otras variables biológicas como diversidad (H') y uniformidad (J), los cuales son buenos descriptores de una comunidad (Margalef, 1985).

Finalmente, se debe destacar que la similitud en la agrupación de los taxa a ambos niveles, no sólo se debe a que los géneros/especies dominantes están dentro de la familia dominante, sino que clasificaciones a "nivel taxonómico más bajo posible", en algunos casos es familia o género/especie indeterminada, siendo finalmente el nivel de familia bastante recurrente. Ello lleva nuevamente al problema del desconocimiento de la fauna y por lo tanto, es inevitable que exista un nivel de subjetividad en todo el proceso que sólo puede ser mejorado con la experiencia, donde el carácter

globalizador de la información que se entrega mediante un índice tenga un fuerte apoyo temporal. Muchos de los estudios para definir causalidades indican la necesidad de contar con estudios a escalas temporales muy largos (Lowell *et al.*, 2000) y éstos deben ser corregidos continuamente a través de estudios de toxicidad que permitan afinar las respuestas de los organismos y con ello, el método que ha sido seleccionado (Rosenberg y Resh, 1993; Chapman, 1995; Mackie, 2001). Otra consideración es la fuerte influencia eco-regional que puedan tener algunos grupos (Vidal-Abarca *et al.*, 1990) y que debe ser considerado frente a la diversidad climática que ofrece Chile a lo largo de 4200km, por lo que estudios de gradientes de fauna de invertebrados acuáticos versus variables ambientales son imprescindibles. Como consideración final, Siligardi *et al.* (2000) señalan que cuando los métodos han sido calibrados mediante una serie de tiempo y los resultados son expresados en una misma escala para hacerlos comparables y comprensibles, es suficiente para justificar su uso y obtener las conclusiones más reales respecto al sistema estudiado.

## AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción, UdeC y la Dirección de Investigación de la Universidad Católica de Temuco por el apoyo e infraestructura. Este trabajo fue parcialmente financiado por la Dirección de Investigación UdeC a través del proyecto N° 99.113.50-1.

## REFERENCIAS

- Barbour MT (1997) The reinvention of biological assessment in the U.S. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 3: 933-940.
- Barbour MT, Stribling JM, Karr J (1995) The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. En Davis WS, Simon TP (Eds.) *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision-*

*making.* Lewis. Chelsea, MI, EEUU. pp. 63-77.

- Barbour MT, Gerritsen J, Zinder D, Stribling JB (1999) Revision to rapid bioassessment protocols for use in stream and river: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. 2<sup>nd</sup> ed. EPA 841/D-97-002. Office of Water. United States Environmental Protection Agency. Washington DC, EEUU. Chapter 7: 35 pp.
- Bonada N (2003) *Ecology of the macroinvertebrate communities in mediterranean rivers at different scales and organization levels.* Tesis. Universidad de Barcelona. España. 355 pp.
- Boulton AJ (1999) An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshw. Biol.* 41: 469-479.
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- Cao Y, Bark A, Williams P (1997) Analyzing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic indices. *Wat. Res.* 31: 884-892.
- Chapman JC (1995) The role of ecotoxicity testing in assessing water quality. *Austr. J. Ecol.* 20: 20-27.
- Chessman BC (2003) New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Mar. Freshw. Res.* 54: 95-103.
- Field JG, Clare KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8:37-52.
- Figueroa R (2004) *Calidad Ambiental de la cuenca hidrográfica del río Chillán, VIII Región, Chile.* Tesis. Universidad de Málaga. España. 132 pp.
- Figueroa R, Valdovinos C, Araya E, Parra O (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76: 275-285.
- Furse MT, Moss D, Wright JF, Armitage PD (1984) The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* 14: 257-280.
- Guetti PF (1997) *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE): I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti.* Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento, Italia. 222 pp.



- Guetti PF (2000) L'Indice Biotico Esteso (IBE). *Biol. Ambient. 14*: 55-61.
- Hinselhoff WL (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 65-68.
- Kaesler RL, Herricks EE (1979) Hierarchical diversity of communities of aquatic insects and fishes. *Wat. Res. Bull.* 15: 1117-1125.
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr JR, Chu EW (2002) Introduction: Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423: 1-14.
- Lenat DR, Barbour MT (1994) Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. En Loeb SL, Spacie A (Eds.) *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis, Chelsea, MI, EEUU. pp. 187-215.
- Lowell R, Culp J, Dubé M (2000) A weight of evidence approach for northern river risk assessment: integrating the effects of multiple stressors. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1182-1190.
- Mackie GL (2001) *Applied aquatic ecosystem concepts*. Kendall/Hunt. Dubuque, IO, EEUU. 744 pp.
- Margalef R (1985) *Limnología*. Omega. Barcelona, España. 1010 pp.
- Metzelling L, Wells F, Newall P (2002) The development and testing of biological objectives for the protection of rivers and streams in Victoria, Australia. *Verth. Internat. Ver. Limnol.* 28: 106-111.
- Norris HN, Hawkins CP (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- Norris RH, Georges A (1993) Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys. En Rosenberg DM, Resh VH (Eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman Hall. Nueva York, EEUU. pp. 234-286.
- Norris RH, Thoms MC (1999) What is river health? *Freshw. Biol.* 41: 197-209.
- Osborne LL, Davies RW, Linton KJ (1980) Use of hierarchical diversity indices in lotic community analysis. *J. Appl. Ecol.* 17: 567-580.
- Plafkin JL, Barbour KD, Potter SK, Gross K, Hughes RM (1989) *Rapid Bioassessment Protocols for use in stream and rivers. Benthic macroinvertebrates and Fish*. EPA/444/4-89/0001. Office of water. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC, EEUU. 196 pp.
- Resh VH (1995) Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. En Davis WS, Simon T (Eds.) *Biological Assessment and Criteria*. Lewis. Chelsea, MI, EEUU. pp. 165-175.
- Resh VH, Jackson JK (1993) Rapid assessment approaches to bio-monitoring using benthic macroinvertebrates. En Rosenberg DM, Resh VH (Eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman Hall. Nueva York, EEUU. pp. 195-223.
- Resh VH, Norris R, Barbour MT (1995) Design and implementation of rapid assessment for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.* 20: 108-121.
- Ricco E, Rallo A, Sevillano MA, Arretxe ML (1992) Comparison of several biological indices based on river macroinvertebrate benthic community for assessment of running water quality. *Annl. Limnol.* 28: 147-156.
- Rosenberg DM, Resh VH (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman Hall. Nueva York, EEUU. 488 pp.
- Salusso MM, Moraña LB (2002) Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Rev. Biol. Trop.* 50: 327-336.
- Siligardi M, Flaim G, Ziglio G, Monauni F, Cappelletti C (2000) L'esperienza di un corso sul confronto fra indice biológico europeo (IBE, BBI, BMWP', RIVPACS). *Biol. Amb.* 14: 39-41.
- Simon T (2000) The use of biological criteria as a tool for water resource management. *Envir. Sci. Pol.* 3: 43-49.
- Urkiaga-Alberdi J, Pagola-Carte S, Saiz-Salinas JI (1999) Reducing effort in the use of benthic bioindicators. *Acta Oecol.* 20: 489-497.
- Verdonschot PF (2000) Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchments management. *Hydrobiologia* 422/423: 389-412.
- Verneaux J (1982) Réflexions sur l'appréciation de la qualité des eaux courantes à l'aide de méthodes biologiques. *Ann. Sci. Univ. Besaçon, Biol. Anim.* 4ème Ser. 3: 3-9.
- Vidal-Abarca MR, Montes C, Suárez ML, Ramírez L (1990) Sectorización ecológica de cuencas fluviales: aplicación a la cuenca del río Segura (SE España). *Anales de Geografía, Universidad Complutense* 10: 149-182.
- Warwick RM (1988) The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Poll. Bull.* 19: 259-268.
- Washington HG (1984) Diversity, biotic and similarity indices, a review. *Wat. Res.* 18: 653-94.

## COMPLETE YOUR INTERCIENCIA COLLECTION

*Dear subscriber,*

We are offering the opportunity to complete your INTERCIENCIA collection at discounted prices

Just inform us of your missing issues (volume and number) by writing to

### INTERCIENCIA

Fax: (58-2) 992 32 24

Mail: Apartado 51842  
Caracas 1050 A  
Venezuela

e-mail: [interciencia@ivic.ve](mailto:interciencia@ivic.ve)  
[subs@revistainterciencia.org](mailto:subs@revistainterciencia.org)

You will receive availability confirmation and a price quotation