

Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles

A. Alonso, J.A. Camargo

Dpto. Interuniversitario de Ecología. Sección de Alcalá. Edificio de Ciencias. Universidad de Alcalá. E-28871, Alcalá de Henares, España.

Desde siempre los ecosistemas fluviales se encuentran sometidos a numerosas perturbaciones causadas por las actividades humanas. La regulación y rectificación de cauces, la contaminación por materia orgánica, la eutrofización y las actividades mineras, entre otros, producen cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que albergan los ríos. Una de las comunidades que responde a estas perturbaciones es la de macroinvertebrados bentónicos, es decir invertebrados que habitan en el lecho fluvial y que son visibles a simple vista. El estudio de esta comunidad permite evaluar el grado de alteración al que está sometido un ecosistema fluvial. En este artículo se hace una revisión de los atributos de esta comunidad que pueden ser utilizados como indicadores de calidad ambiental y mostraremos algunos casos en los que se ha aplicado a ecosistemas fluviales españoles. Además se discuten las necesidades futuras en la biovaloración fluvial utilizando dicha comunidad.

Fluvial ecosystems are nowadays affected by several anthropogenic activities. Impounded and channelized rivers, organic matter pollution, eutrophication, and mining activities, among others, cause changes in the structure and function of biological communities inhabiting rivers and streams. Benthic macroinvertebrate communities are sensitive to those environmental impacts. These communities enclose invertebrates that dwell the bottom substrate and that can be detected with the naked eye. The study of those communities permits to assess the health of fluvial ecosystem. In this article we review the main traits of macroinvertebrate communities that are used as environmental indicators, and we show several cases of Spanish fluvial bioassessments. Besides the future necessities in fluvial macroinvertebrate bioassessment are discussed.

Introducción

Los ecosistemas fluviales han sido empleados desde antiguo por el hombre como fuente de recursos y como vía para la eliminación de residuos, lo cual ha producido una degradación histórica de estos ecosistemas. Tras la Revolución Industrial, este proceso se vio agravado por una mayor producción de materiales residuales, por la introducción de nuevos contaminantes y por la concentración de la población en ciudades, que generan cada vez más residuos. En la actualidad hay numerosas causas de degradación de la calidad del agua y de las comunidades biológicas que habitan en ella, tales como la contaminación por materia orgánica y el enriquecimiento en nutrientes, la eliminación o degradación del bosque de ribera, la rectificación y canalización de ríos, la regulación de cauces, la presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes, o las actividades mineras (Prat y Ward, 1994; Allan, 1995; Wetzel, 2001; Angelier, 2002; Suárez *et al.*, 2002; Toro *et al.*, 2002). Los primeros intentos de evaluación de muchas de estas alteraciones se basaron en una valoración físico-química de la calidad del agua, estableciendo umbrales de concentración para algunas sustancias consideradas tóxicas o indicadoras de calidad. No obstante, estos análisis proporcionan una valoración instantánea de la calidad del agua, mientras que los efectos de un vertido sobre la comunidad biótica pueden persistir mucho después de que los valores de los parámetros físico-químicos hayan vuelto a la normalidad. Para obtener una visión más amplia de la calidad de un río habría que realizar un seguimiento físico-químico continuado en el tiempo, lo que implica un elevado coste ya que requiere

instrumentación específica. Una solución más económica e integral consiste en estudiar una comunidad biológica, ya que su estructura funcional integra el efecto de muchos factores ambientales y, además, necesita un tiempo más o menos prolongado para recuperarse tras sufrir una perturbación. De tal forma que una alteración de la estructura de la comunidad con respecto a las condiciones naturales puede ser indicativa de una perturbación sufrida tiempo atrás o que aún está afectando a la comunidad: a este procedimiento se le denomina biovaloración. En otras palabras, un análisis físico-químico puntual equivaldría a una 'fotografía' del río en un momento dado, mientras que el análisis de una comunidad biológica sería una 'película' de lo que le ha sucedido durante un tiempo determinado hasta la fecha. De hecho, determinados procesos de contaminación esporádica se detectan mejor por medio de un seguimiento biológico que físico-químico (Rueda *et al.*, 2002).

La nueva Directiva Marco del Agua de la Unión Europea ha recogido la utilidad de las comunidades biológicas para valorar el estado ecológico de los ecosistemas fluviales, lo que obliga a los países miembros a incluir las comunidades de plantas acuáticas, peces y macroinvertebrados bentónicos en la valoración del estado de sus ríos y arroyos. De tal manera, que antes del año 2016 los países miembros tienen que haber conseguido el buen estado ecológico de sus masas de agua empleando esas comunidades (Directiva Marco del Agua, 2000; Ortiz Casas, 2002; Bonada, 2003). Por tanto, el conocimiento de la estructura y funcionamiento ecológico de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y las técnicas para su recolección y seguimiento son esenciales para alcanzar adecuadamente los objetivos de dicha Directiva.

Los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua

Entendemos por invertebrados bentónicos aquellos que habitan en el lecho fluvial (entre las piedras, plantas acuáticas sumergidas, etc.) ya sea durante todo su ciclo vital (como los moluscos) o parte de él (como muchos insectos, en los que la fase adulta es terrestre y la fase larvaria es acuática). Se denominan 'macroinvertebrados' a los que alcanzan a lo largo de su ciclo de vida un tamaño superior a 0,200 mm, lo que les puede hacer visibles a simple vista (Rosenberg y Resh, 1993). Esta comunidad se caracteriza por una elevada diversidad taxonómica, en la **Tabla 1** y en la **Figura 1** se muestran algunos ejemplos de los principales grupos de macroinvertebrados que podemos encontrar en nuestros ríos. Esta comunidad también posee una alta variedad de adaptaciones morfológicas y de comportamiento para poder aprovechar los diferentes recursos tróficos que ofrece un ecosistema fluvial. En un río podemos encontrar invertebrados que se alimentan de restos vegetales en descomposición procedentes principalmente de la vegetación de ribera (hojas, ramas, raíces, etc.), a estos invertebrados se les denomina desmenuzadores, entre ellos los anfípodos que son pequeños crustáceos y algunas especies de tricópteros y plecópteros. Este grupo permite la reducción de la materia orgánica más gruesa en partículas más finas, de tal manera que puedan ser utilizadas por otros invertebrados. A estos últimos invertebrados se les denomina colectores, ya que se alimentan de las pequeñas partículas orgánicas en suspensión (colectores-filtradores) o depositadas en el fondo (colectores-recogedores), a este grupo pertenecen numerosas especies de dípteros y tricópteros. Para poder capturar estas partículas (inferiores a 1 mm de diámetro) algunos invertebrados presentan adaptaciones morfológicas específicas, como pueden ser premandíbulas dotadas de pequeños filamentos, que permiten retener las partículas en suspensión. Otros grupos tejen redes, con seda sintetizada por ellos mismos, que situadas a contracorriente retienen esas partículas. Otro recurso trófico es el perifiton, el cual crece alrededor de los substratos sumergidos que reciben suficiente luz, y que está formado principalmente por algas microscópicas autótrofas, hongos y bacterias. Este recurso es utilizado por muchos invertebrados, entre ellos los moluscos gasterópodos que por medio de la rádula consiguen arrancarlo, debido a este mecanismo de alimentación a estos invertebrados se les denomina raspadores. Otros invertebrados se alimentan de animales vivos y son por tanto depredadores, las presas más habituales son otros invertebrados o pequeños alevines de peces y renacuajos. Los mecanismos de depredación pueden ser al acecho, como es el caso de algunas larvas de libélulas que enterradas en el sedimento detectan el movimiento en la superficie y proyectan su mandíbula hacia fuera para capturar a la presa, o por búsqueda activa como pueden ser las planarias que deslizándose por el lecho fluvial buscan pequeñas presas, y una vez localizadas las inmovilizan por medio de neurotoxinas, alimentándose de los fluidos internos de las mismas.

Tabla 1. Se muestran algunos ejemplos de los diferentes grupos de macroinvertebrados que podemos encontrar en ríos españoles. La letra A muestra un ciclo de vida que se desarrolla en su integridad en el agua, mientras que la L indica que en el río se desarrolla parte de su ciclo vital (larva y/o pupa).

Phylum	ORDEN-CLASE	Familia	Género-Especie	Ciclo
Platyhelminthes	Cl. Turbellaria	Planariidae Dugesidae	<i>Polycelis felina</i> <i>Dugesia tigrina</i>	A
Annelida	Cl. Oligochaeta	Tubificidae Lumbriculidae	<i>Tubifex tubifex</i> <i>Lumbriculus variegatus</i>	A
	Cl. Hirudinea	Glossiphoniidae Erpobdellidae	<i>Glossiphonia complanata</i> <i>Erpobdella monostriata</i>	A
Mollusca	Cl. Gastropoda	Hydrobiidae Ancyliidae Lymnaeidae	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> <i>Ancylus fluviatilis</i> <i>Lymnaea stagnalis</i>	A
	Cl. Bivalvia	Sphaeriidae Unionidae	<i>Pisidium casertanum</i> <i>Anodonta cygnea</i>	A
Arthropoda (Cl. Crustacea)	Ord. Amphipoda	Gammaridae	<i>Eulimnogammarus toletanus</i> <i>Eulimnogammarus macrocarpus</i> <i>Echinogammarus echinosetosus</i> <i>Gammarus pulex</i>	A
	Ord. Decapoda	Astacidae Cambaridae	<i>Austropotamobius pallipes</i> <i>Procambarus clarkii</i>	A
Arthropoda (Cl. Insecta)	Ord. Ephemeroptera	Baetidae Caenidae Ephemerellidae	<i>Baetis rhodani</i> <i>Caenis luctuosa</i> <i>Ephemerella ignita</i> <i>Serratella hispanica</i>	L
	Ord. Plecoptera	Nemouridae Perlidae Leuctridae	<i>Amphinemoura sulcicollis</i> <i>Perla marginata</i> <i>Leuctra geniculata</i>	L
	Ord. Trichoptera	Hydropsychidae Rhyacophilidae Glossosomatidae Limnephilidae	<i>Hydropsyche exocellata</i> <i>Rhyacophila meridionalis</i> <i>Agapetus fuscipes</i> <i>Limnephilus guadarramicus</i>	L
	Ord. Odonata	Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster boltoni</i>	L
	Ord. Coleoptera	Elmidae Gyrinidae Hydraenidae	<i>Elmis aenea</i> <i>Esolus angustatus</i> <i>Limnius volckmari</i> <i>Gyrinus urinator</i> <i>Hydraena flavipes</i>	A
	Ord. Diptera	Chironomidae Simuliidae Athericidae	<i>Chironomus plumosus</i> <i>Simulium ornatum</i> <i>Atherix ibis</i>	L
	Ord. Heteroptera	Veliidae Gerridae Notonectidae	<i>Velia caprai</i> <i>Gerris najas</i> <i>Notonecta glauca</i>	A

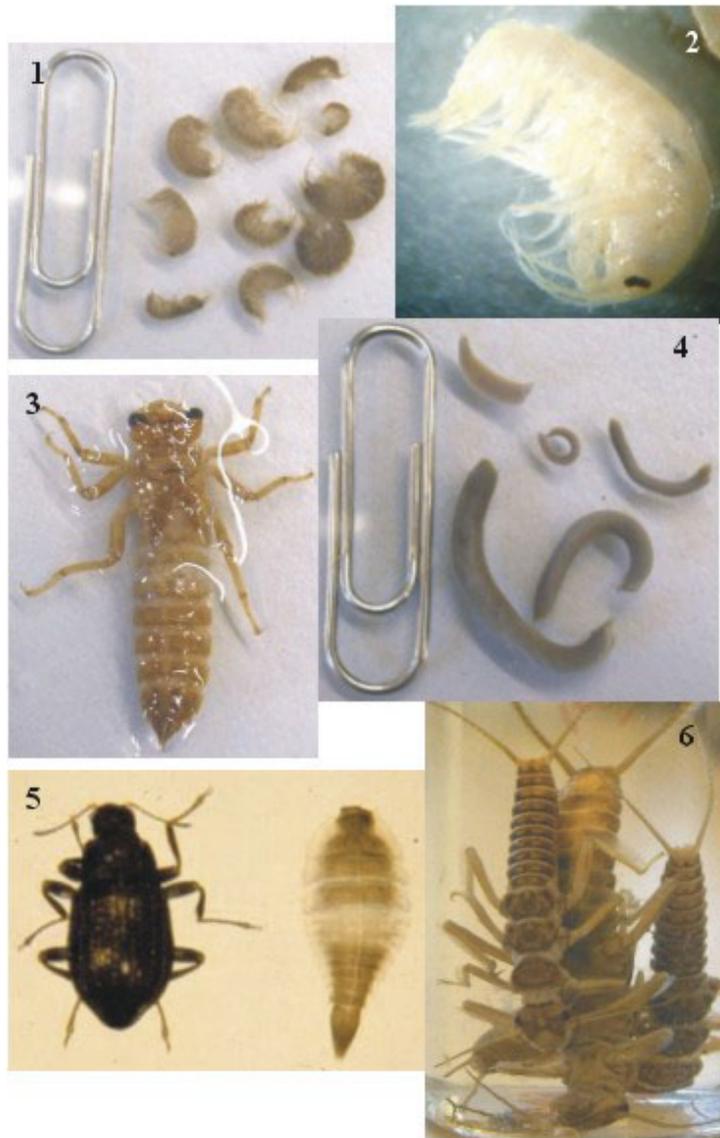


Figura 1. Se muestran varios ejemplos de macroinvertebrados bentónicos comunes en nuestros ríos. Los anfípodos (1 y 2), larva de odonato o libélula (3), hirudíneos o sanguijuelas (4), adulto y larva de coleóptero de la familia Elmidae (5) y larvas de plecópteros (6). Fotos Álvaro Alonso y Julio Camargo.

Esta alta diversidad taxonómica, de tipos de alimentación y de diferentes ciclos de vida hacen de la comunidad de macroinvertebrados una buena indicadora de la calidad ecológica de los ríos, ya que ofrece un amplio espectro de respuestas a las diferentes perturbaciones ambientales. Además, la relativamente escasa capacidad de desplazamiento de los macroinvertebrados permite un efectivo análisis espacial de la contaminación, que unido a los largos ciclos de vida de algunos grupos (existen especies de plecópteros que pueden permanecer hasta 2 años en fase larvaria) permiten también el análisis temporal de las perturbaciones (Rosenberg y Resh, 1993). Entre los grupos más sensibles a las alteraciones del ecosistema están las larvas acuáticas de los insectos pertenecientes a los órdenes Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, y las larvas y adultos de los coleópteros acuáticos. Estos grupos han mostrado una alta sensibilidad a la contaminación y a la degradación de los ecosistemas acuáticos españoles (García de Jalón y González del Tánago, 1986; García-Criado *et al.*, 1999; Ribera *et al.*, 2002; Sánchez-Fernández *et al.*, 2004). No obstante, otros grupos muestran una alta resistencia a las perturbaciones y a la contaminación, como pueden ser algunas especies de oligoquetos, dípteros y moluscos (Rosenberg y Resh, 1993; Alonso y Camargo, 2004; Camargo *et al.*, 2004). Entre las estrategias para soportar estas condiciones se encuentran la alta tolerancia a compuestos tóxicos o la corta duración de sus ciclos de vida, lo que les permite medrar en condiciones adversas.

Esta variedad de rangos de tolerancia a las perturbaciones significa que ante una alteración hay especies muy sensibles que pueden desaparecer o reducir su abundancia, mientras que las más tolerantes pueden incrementar sus densidades cuando otras ya han desaparecido. Esta propiedad ha permitido el desarrollo de los denominados índices bióticos basados en la tolerancia de los diferentes taxones de macroinvertebrados a la contaminación o a las perturbaciones humanas (Chandler, 1970; Hilsenhoff, 1977; Armitage *et al.* 1983; García de Jalón y González del Tánago, 1986; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Camargo, 1993; Rosenberg y Resh, 1993; García-Criado *et al.*, 1999; Alba-Tercedor y Pujante, 2000).

Estos índices bióticos suelen ser específicos para un tipo de contaminación y/o región geográfica, y se basan en el concepto de organismo indicador. Permiten la valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación, para ello a los grupos de invertebrados de una muestra se les asigna un valor numérico en función de su tolerancia a un tipo de contaminación, los más tolerantes reciben un valor numérico menor y los más sensibles un valor numérico mayor, la suma de todos estos valores nos indica la calidad de ese ecosistema. Aunque en un principio se desarrollaron índices bióticos en los cuales era necesario una identificación taxonómica de los macroinvertebrados hasta el nivel de género o especie (como por ejemplo el índice de Chandler, 1970), o una estimación cuantitativa de sus abundancias (como por ejemplo el índice de Hilsenhoff (1977, 1987)), se ha comprobado posteriormente que los índices más prácticos son aquellos en los que solo son necesarios datos cualitativos (presencia o ausencia) y una identificación taxonómica hasta el nivel de familia. Dentro de este tipo de índices bióticos caben destacar: el índice para valorar la contaminación orgánica en las Islas Británicas (BMWP ?Biological Monitoring Working Party?), su variante para la Península Ibérica (IBMWP ?Iberian Biomonitoring Working Party?, antes BMWP?) y el índice biótico de calidad del agua para la Península Ibérica (BMWQ ?Biological Monitoring Water Quality?) (**Tabla 2**) (Armitage *et al.*, 1983; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Camargo, 1993; 1994; Alba-Tercedor y Pujante, 2000; Alba-Tercedor *et al.*, 2002). Estos índices han tenido una amplia difusión debido a que simplifican las complejas respuestas de una comunidad en un valor numérico que es fácilmente comprensible e interpretable, además de no requerir un elevado conocimiento taxonómico ni una cuantificación de los individuos de cada taxon. No obstante, para estudiar esta comunidad y aplicar los índices bióticos es necesario recolectar los macroinvertebrados del bentos fluvial. Para ello se suelen emplear redes de mano, muestreadores (tipo Hess o Surber) o 'substratos artificiales' compuestos por diferentes materiales que se introducen en el río y, tras un periodo adecuado de colonización, se recolectan (**Fig. 2**) (Alonso y Camargo, 2005). La facilidad y casi nulo coste económico de los mismos se une a las ventajas antes citadas para el empleo de esta comunidad en la biovaloración fluvial (Rosenberg y Resh, 1993; Alonso y Camargo, 2005).



Figura 2. Se muestran cuatro métodos para la recolección de macroinvertebrados bentónicos en ríos: los muestreadores Hess (A) y Surber (B), varios tipos de substratos artificiales construidos con materiales naturales (C) y una manga o red de mano (D). Los tres primeros son métodos de muestreo cuantitativos en los que se puede cuantificar el número de ejemplares de cada especie por unidad de superficie, mientras que el último se emplea para conocer el número de especies presentes en un tramo fluvial. Fotos Álvaro Alonso.

Los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de contaminación por materia orgánica

La contaminación por materia orgánica de los ríos se debe principalmente a los vertidos procedentes de núcleos urbanos, piscifactorías, actividades ganaderas e industrias sin tratamientos de depuración adecuados. Este tipo de contaminación es muy frecuente en los ecosistemas fluviales produciendo graves consecuencias en los mismos, por este motivo sus efectos sobre las comunidades biológicas han sido muy estudiados desde el punto de vista científico (Hilsenhoff, 1987; Camargo, 1992; 1994; Loch *et al.*, 1996; Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996; Walsh, 2000; Angelier, 2002; Rueda *et al.*, 2002; Dahl *et al.*, 2004). El incremento de materia orgánica en el agua produce una proliferación de los microorganismos encargados de su descomposición, lo que genera entre otros efectos una reducción de la concentración de oxígeno disuelto en el agua y un aumento de la concentración de nutrientes inorgánicos, como el amonio y el fosfato. La mayoría de invertebrados son sensibles a esta reducción de oxígeno disuelto, de tal forma que reducen su abundancia, o incluso desaparecen. Por el contrario, otros grupos toleran bien las bajas concentraciones de oxígeno disuelto, como es el caso de algunas larvas de dípteros de la familia Chironomidae o algunas especies de oligoquetos, de tal manera que una elevada abundancia de estos grupos con respecto a las condiciones naturales o de referencia es indicadora de este tipo de contaminación (**Tabla 2**). Estos grupos presentan adaptaciones a la anoxia, como mayor cantidad de pigmentos respiratorios específicos (eritrocruorina) capaces de fijar oxígeno a muy baja concentración o la capacidad de obtener energía por medio de fermentación anaerobia (Hoback y Stanley, 2001; Angelier, 2002). Los índices bióticos aprovechan estas diferencias de tolerancia en la comunidad de macroinvertebrados para poder valorar el grado de contaminación orgánica de un tramo fluvial, siendo una herramienta fundamental en la biovaloración. El BMWP (?Biological Monitoring Working Party?) y el IBMWP (?Iberian Biomonitoring Working Party?) otorgan valores de 1 a 10 a las diferentes familias de invertebrados, de tal forma que los oligoquetos reciben un valor de 1 y la familia Chironomidae un valor de 2, mientras que muchas familias de plecópteros que son muy sensibles a la disminución de oxígeno disuelto tienen valores de 10 (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988). En el caso del índice BMWQ (?Biological Monitoring Water Quality?) se otorgan valores de 1 a 15 a las diferentes familias de macroinvertebrados (**Tabla 2**) (Camargo, 1993). Este último índice ha mostrado una elevada eficacia para valorar el efecto de vertidos procedentes de piscifactorías en ríos del centro y norte de España (Camargo, 1993; 1994), de vertidos de aguas residuales urbanas en el río Henares (Camargo *et al.*, 2001; Alonso *et al.*, 2002; 2005), de descargas de agua con déficit de oxígeno disuelto río abajo de una gran presa situada en los tramos medios (Camargo, 1993), o de descargas de agua con elevada concentración de nutrientes río abajo de pequeñas presas situadas en la cabecera de ríos de montaña (Camargo *et al.*, 2004). El índice IBMWP se ha mostrado como una herramienta eficaz a la hora de valorar el efecto de la contaminación por materia orgánica producida por la industria aceitera (el residuo que produce esta industria se denomina alpechín) en ríos de la cuenca del Guadalquivir (Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 1996). Además, este último índice también ha sido aplicado con éxito para valorar diferentes perturbaciones humanas en ríos de la Comunidad Valenciana y en la provincia de Barcelona (Martínez-López *et al.*, 1996; Rueda *et al.*, 1998; Bonada *et al.*, 2000).

Tabla 2. Resumen del fundamento y la utilidad de los diferentes índices citados en el texto.

ÍNDICE	NOMBRE EXTENDIDO	FUNDAMENTO	UTILIDAD
BMWP	?Biological Monitoring Working Party?	Otorga valores de 1 a 10 a las diferentes familias de macroinvertebrados. Las más tolerantes a la contaminación reciben valores menores y las más sensibles valores mayores. La suma total de valores nos indica la calidad biológica de la comunidad.	Valoración de la contaminación por materia orgánica en las Islas Británicas.
IBMWP (antes BMWP?)	?Iberian Monitoring Working Party?	Adaptación del BMWP a la Península Ibérica	Valoración de la contaminación por materia orgánica en la Península Ibérica.

BMWQ	?Biological Monitoring Water Quality?	Mismo fundamento que el anterior pero con valores de 1 a 15.	Valoración de la contaminación por materia orgánica en la Península Ibérica.
Riqueza EPT	Riqueza de taxones pertenecientes a los grupos de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros	En general las especies de estos grupos de insectos son sensibles a las perturbaciones humanas.	Contaminación en general y alteraciones del hábitat.
Porcentaje de Raspadores	Porcentaje de individuos de la comunidad pertenecientes al grupo trófico de los raspadores	El incremento en nutrientes aumenta la producción primaria lo que favorece a este grupo.	Eutrofización fluvial.
Abundancia de Chironomidae	Abundancia de individuos de la familia Chironomidae	En general este grupo es muy tolerante a la contaminación por materia orgánica.	Contaminación por materia orgánica.
Abundancia de Oligochaeta	Abundancia de individuos de la clase Oligochaeta	En general este grupo es muy tolerante a la contaminación por materia orgánica.	Contaminación por materia orgánica.

En la **Figura 3** se muestra la relación existente entre el índice BMWQ y la concentración de oxígeno disuelto y de amonio medidos a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica en el río Henares (Alonso *et al.*, 2002). Se puede observar como la disminución de oxígeno disuelto en el agua y el incremento de amonio reducen el valor de este índice. Por el contrario, según se incrementa la concentración de oxígeno y disminuye la de amonio, el valor del índice aumenta. Esta variación conjunta que muestran estos dos parámetros con el BMWQ valida la utilidad de este índice como bioindicador de contaminación por materia orgánica.

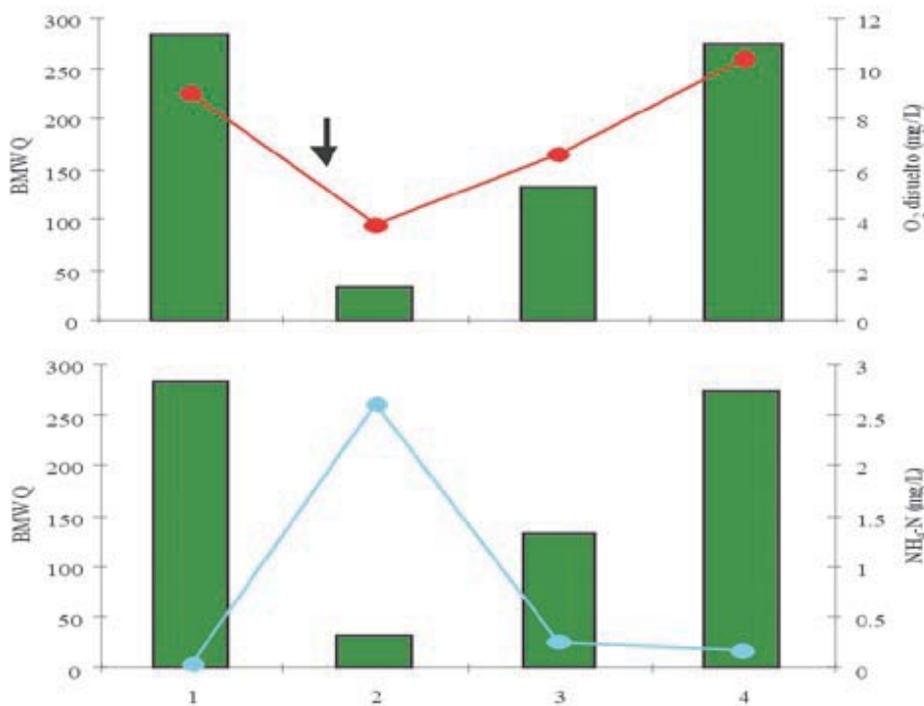


Figura 3. Se muestra el valor del índice biótico BMWQ (barras) a lo largo de un gradiente de contaminación por materia orgánica en la cabecera del río Henares (provincia de Guadalajara, España). La flecha indica un vertido por materia orgánica urbana. El número 1 indica un tramo de río no afectado por el vertido, y los puntos 2, 3 y 4 tramos alejados gradualmente del vertido. Se muestra la concentración de oxígeno disuelto en el agua (puntos rojos) y la concentración de amonio (puntos azules). Datos obtenidos de Alonso *et al.* (2002).

Como hemos podido ver, los dos índices de calidad biótica más empleados en la Península Ibérica (BMWQ y IBMWP) responden de forma adecuada a la contaminación por materia orgánica. No obstante, debido a la limitada información taxonómica y ecológica de que se dispone para la fauna macrobentónica de la Península, especialmente para la mediterránea (Vivas *et al.*, 2002), los futuros trabajos deberían profundizar en ambos aspectos. Además, es necesario comprobar la eficacia de este tipo de índices para valorar la contaminación no orgánica que afecta a nuestros ríos (metales pesados, contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes, productos farmacéuticos, etc.). De hecho, el índice BMWQ ya ha mostrado ser sensible a contaminantes inorgánicos como el flúor (F⁻) y el ortofosfato (PO₄³⁻) (Camargo, 1993; Camargo *et al.*, 2004). Una vez completada dicha información, estos índices podrían ser empleados para valorar el estado ecológico de nuestros ríos y de esta forma disponer de una herramienta eficaz para cumplir adecuadamente con la Directiva Marco del Agua (Directiva Marco del Agua, 2000).

La eutrofización produce cambios en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

La eutrofización de los ecosistemas fluviales consiste principalmente en un incremento excesivo en las concentraciones de compuestos inorgánicos de fósforo y nitrógeno. Este enriquecimiento de nutrientes es uno de los principales causantes de la degradación ecológica de los ecosistemas acuáticos (Vitousek *et al.*, 1997; Carpenter *et al.*, 1998). En condiciones naturales los nutrientes son limitantes para los productores primarios, de tal forma que su aumento genera un incremento de los organismos fotosintéticos. Cuando el aumento de nutrientes es causado por el hombre se le denomina 'eutrofización cultural'. El origen de estos nutrientes puede ser diverso: los vertidos de las estaciones de depuración de aguas residuales que carecen de tratamiento terciario (el cual elimina los nutrientes procedentes de la mineralización de la materia orgánica), algunos procesos industriales, la escorrentía procedente de zonas agrícolas donde se emplea gran cantidad de fertilizantes, la deposición atmosférica de determinados contaminantes o la descomposición de la materia orgánica procedente de núcleos urbanos o industriales. El incremento de productores primarios genera cambios en la estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, ya que las plantas acuáticas y el perifiton son un recurso alimenticio para muchos invertebrados. Además, en muchas ocasiones gran parte de la biomasa de productores primarios se descompone al terminar sus ciclos vitales, generando un efecto parecido al de la contaminación por materia orgánica antes descrito.

Aprovechando estos cambios en la comunidad, se han desarrollado índices basados en los grupos tróficos de macroinvertebrados. Uno de los primeros propuestos fue el índice de García de Jalón (1986), aunque posteriormente ha sido muy poco usado. Por otra parte, ante un proceso de eutrofización cabe esperar un incremento en la densidad del grupo de los raspadores, ya que su recurso trófico se ve incrementado. Esto se ha demostrado en ríos de cabecera del centro de España ante la eutrofización causada por pequeños embalses (Camargo *et al.*, 2005). En la **Figura 4** se muestra la proporción de raspadores aguas arriba y aguas abajo de pequeños embalses de cabecera en ríos del centro de España. Los puntos situados aguas abajo de los embalses presentaron mayores concentraciones de fosfato, lo que incrementó la producción primaria (medida como concentración de clorofila *a*) y como consecuencia la proporción de raspadores en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Camargo *et al.*, 2005). Debido a los graves efectos que genera la eutrofización en los ecosistemas fluviales, el incremento en el porcentaje de raspadores que forman la comunidad de macroinvertebrados respecto a las condiciones naturales o de referencia podría ser empleado como un buen indicador de este tipo de contaminación.

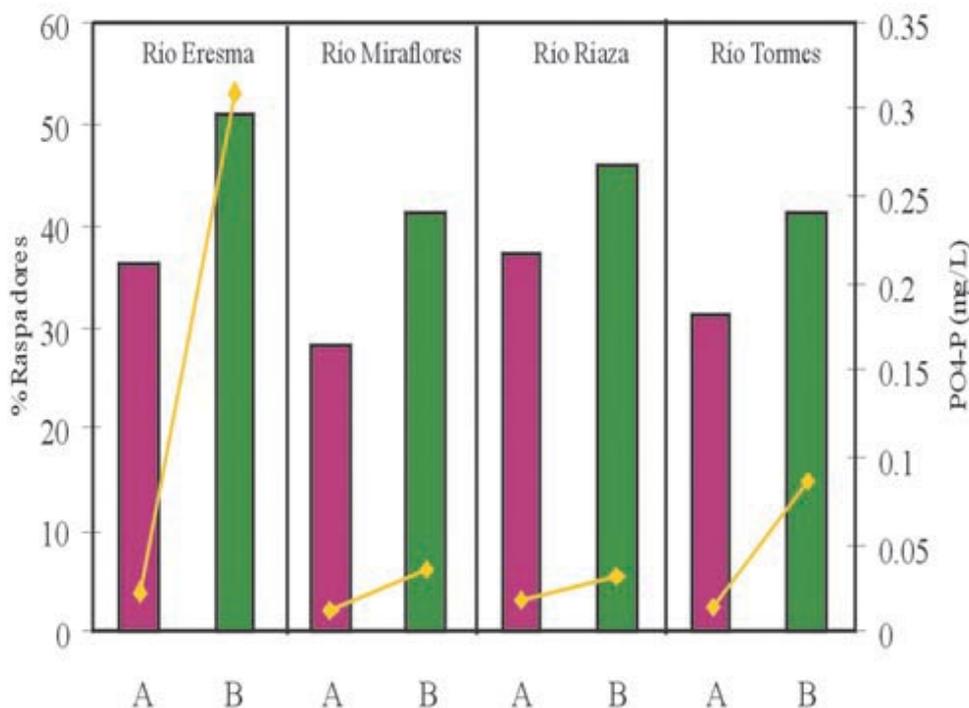


Figura 4. Porcentaje de la comunidad de macroinvertebrados formado por raspadores (barras) aguas arriba (A) y aguas abajo (B) de pequeños embalses de cabecera para cuatro ríos del centro de España. Los puntos amarillos indican la concentración de fosfato (mg/L de PO₄-P) en cada uno de los tramos estudiados. Datos obtenidos de Camargo *et al.* (2004).

Las actividades mineras reducen la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Las minas abandonadas de donde se extraían metales a partir de sulfuros polimetálicos son una importante fuente de contaminación para los ríos cercanos (Marqués *et al.*, 2001). Los sulfuros polimetálicos no extraídos de las minas se oxidan al quedar expuestos a la intemperie generando sulfatos y ácido sulfúrico. Este último hace disminuir el pH de las aguas receptoras y por tanto facilita la biodisponibilidad de los metales (cobre, hierro, mercurio, cinc, etc.). Esta contaminación por metales genera graves efectos sobre los seres vivos, especialmente para los grupos más sensibles a estos compuestos como son los crustáceos y los gasterópodos (Rosenberg y Resh, 1993), lo cual se manifiesta por medio de cambios en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de los ríos afectados. Los estudios en España han mostrado como las actividades mineras producen una reducción del número de taxones de macroinvertebrados pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (=riqueza EPT) aguas abajo de una mina abandonada de cinc y plomo en un río del País Vasco (Marqués *et al.* 2001). Esta misma tendencia fue encontrada por García-Criado *et al.* (1999) en algunos ríos de la provincia de León afectados por minas de carbón (**Fig. 5**). Además, el índice EPT mostró una alta correlación con dos parámetros físico-químicos indicativos de contaminación minera, como fueron la conductividad del agua y la concentración de sulfatos. Este mismo estudio mostró que el índice biótico IBMWP también fue sensible a la contaminación minera (García-Criado *et al.*, 1999).

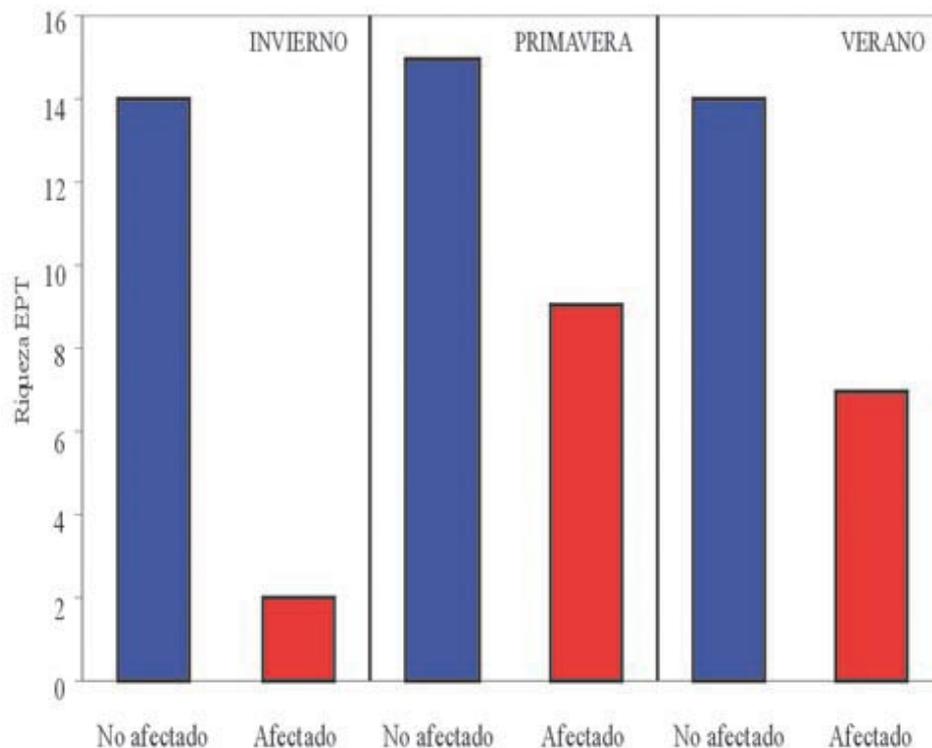


Figura 5. Se muestra el número de familias de macroinvertebrados pertenecientes a los grupos de insectos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en un tramo de un río no afectado por actividades mineras (barras azules) y en un tramo afectado (barras rojas) a lo largo de tres estaciones del año en la cuenca del río Sil (provincia de León, España). Datos obtenidos de García-Criado et al. (1999).

A pesar de los escasos estudios realizados en nuestro país para valorar el efecto de la contaminación minera, parece que los índices de riqueza de taxones EPT y el índice biótico IBMWP son adecuados como índices preliminares para valorar este tipo de perturbación. No obstante, no existe un índice específico de biovaloración basada en esta comunidad. Además los insectos acuáticos, en especial algunas especies de efemerópteros y tricópteros, son en general más tolerantes a la contaminación minera y la toxicidad de los metales pesados que los gasterópodos y los crustáceos (Rosenberg y Resh, 1993). Los futuros trabajos en este campo deberían centrarse en el desarrollo de índice bióticos similares a los existentes para valorar la contaminación por materia orgánica (BMWQ y IBMWP) pero específicos para la contaminación minera. De hecho ya se ha propuesto algún índice biótico para valorar la contaminación por metales pesados en ríos de Norte América (Reynoldson y Zarull, 1989; Barton y Metcalfe-Smith, 1992). En el caso de la Península Ibérica, sería necesario conocer mejor la sensibilidad de las diferentes familias de macroinvertebrados a la acidificación y a la toxicidad de los metales más frecuentes en nuestras aguas. De esta forma se podría desarrollar un índice análogo a los índices BMWQ o IBMWP para valorar el impacto de este tipo de actividades mineras.

Conclusiones

Los ríos españoles reciben vertidos contaminantes de naturaleza muy diversa. El estudio de los cambios que se producen en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se ha mostrado como una herramienta eficaz para valorar estas perturbaciones causadas por la contaminación por materia orgánica, la eutrofización y las actividades mineras. Aunque son cada vez más frecuentes en España los trabajos científicos que emplean esta comunidad como bioindicadora, aún es necesario profundizar en la ecología y taxonomía de este grupo para poder mejorar los índices existentes. Además, la presencia en nuestros ríos de nuevos contaminantes, como pueden ser los pesticidas empleados en agricultura o los restos de productos farmacéuticos en los vertidos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, hace necesario profundizar en sus efectos sobre las comunidades fluviales y desarrollar nuevos índices de biovaloración específicos para estos compuestos químicos. También es necesaria la incorporación de criterios de calidad ambiental en la legislación basados en estos índices, de tal forma que las comunidades fluviales puedan ser empleadas para detectar y sancionar episodios de contaminación fluvial de diversa índole.

Referencias

- Alba-Tercedor, J. y Pujante, A. M. 2000. Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. En *Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and other techniques* (eds. Wright, J. F., Sutcliffe, D. W. y Furse, M. T.), pp.207-216, Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Vivas, S. y Zamora-Muñoz, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP?). *Limnetica* 21: 175-185.
- Allan, J. D. 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman y Hall, Londres, Great Britain.
- Alonso, A. y Camargo, J. A. 2004. Sub-lethal responses of the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca) to unionized ammonia: a tolerant invading species. *Fresenius Environmental Bulletin* 13: 607-615.
- Alonso, A. y Camargo, J. A. 2005. Evaluating the effectiveness of five mineral artificial substrates for the sampling of benthic macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology* 20: 311-320.
- Alonso, A., de la Puente, M. y Camargo, J. A. 2002. Valoración de los efectos de la contaminación orgánica sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares (Guadalajara, España). XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Ibérico de Limnología. Madrid 17-21 Junio.
- Alonso, A., de la Puente, M. y Camargo, J. A. 2005. Los invertebrados acuáticos del río Henares. *Quercus* 231: 16-22.
- Angelier, E. 2002. *Ecología de las aguas corrientes*. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. y Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Barton, D. R. y Metcalfe-Smith, J. L. 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment* 21: 225-244.
- Bonada, N. 2003. *Ecology of the macroinvertebrate communities in Mediterranean rivers at different scales and organization levels*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Bonada, N., Rieradevall, M. y Prat, N. 2000. Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo Mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). *Limnetica* 18: 81-90.
- Camargo, J. A. 1992. Structural and trophic alterations in macrobenthic communities downstream from a fish farm outlet. *Hydrobiologia* 242: 41-49.
- Camargo, J. A. 1993. Macrobenthic surveys as a valuable tool for assessing freshwater quality in the Iberian Peninsula. *Environmental Monitoring and Assessment* 24: 71-90.
- Camargo, J. A. 1994. The importance of biological monitoring for the ecological risk assessment of freshwater pollution: a case study. *Environment International* 20: 229-238.
- Camargo, J. A., Alonso, A. y de la Puente, M. 2001. Assessing anthropogenic pollution sources in the Henares river (Central Spain). 11th Annual Meeting of SETAC Europe, 6-10 May, Madrid (Spain).
- Camargo, J. A., Alonso, A. y de la Puente, M. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment* 96: 233-249.
- Camargo, J. A., Alonso, A. y de la Puente, M. 2005. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of

Central Spain. *Water Research* 39: 3376-3384.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. y Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.

Chandler, J. R. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control* 69: 415-421.

Dahl, J, Johnson, R. K. y Sandin, L. (2004) Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 161-172.

Directiva Marco del Agua 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco de actuación en el ámbito de la política de aguas.

García de Jalón, D., y González del Tánago, M. 1986. *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la Cuenca del Duero*. Monografía 45, ICONA (Spain).

García-Criado, F., Tomé, A., Vega, F. J. y Antolín, C. 1999. Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in northwestern Spain. *Hydrobiologia* 394: 209-217.

Hilsenhoff, W. L. 1977. *Use of arthropods to evaluate water quality of streams*. Technical Bulletin nº 100, US Department of Nature Research.

Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20: 31-39.

Hoback, W.W. y Stanley, D.W. 2001. Insects in hypoxia. *Journal of Insect Physiology* 47: 533-542.

Loch, D. D., West, J. L. y Perlmutter, D. G. 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture* 147: 37-55.

Marqués, M. J., Martínez-Conde, E. y Rovira, J. V. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 4: 25-31.

Martínez-López, F., Pujante, A. y Ribarrocha, V. 1996. Macroinvertebrados, comunidades vegetales y calidad de las aguas de la cuenca del río Palancia (Castellón, Valencia, España). *Ecología* 10: 113-135.

Ortiz Casas, J. L. 2002. La directiva marco del agua (2000/60/CE): aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21: 5-12.

Prat, N. y Ward, J. V. 1994. The tamed river. En *Limnology now: a paradigm of planetary problems* (ed Margalef, R.), pp. 219-236, Elsevier Science.

Reynoldson, T. B. y Zarull, M. A. (1989). The biological assessment of contaminated sediments: the Detroit River example. *Hydrobiologia* 188: 463-476.

Ribera, I., Aguilera, P., Hernando, C. y Millán, A. 2002. Los coleópteros acuáticos de la Península Ibérica. *Quercus* 201: 38-42.

Rosenberg, D. M. y Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London, Great Britain.

Rueda, J., Camacho, A., Mezquita, F., Hernández, R. y Roca, J. R. 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a Mediterranean stream. *Water, Air, and Soil Pollution* 140: 425-444.

Rueda, J., Tapia, G., Hernández, R. y Martínez-López, F. 1998. El río Magro, parte I: evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP? y del ASPT?. *Ecología* 12: 135-150.

Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Velasco, J. y Millán, A. 2004. Vulnerabilidad de los coleópteros acuáticos de la región de Murcia. *Ecosistemas* 13.

Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P., Munné, A., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Salinas, M. J., Toro, M. y Vivas, S. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 21: 135-148.

Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Nuño, C., Vivas, S., Bonada, N., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Casas, J., Guerrero, C., Jáimez-Cuéllar, P., Moreno, J. L., Moyá, G., Ramon, G., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Álvarez, M. y Pardo, I. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica* 21: 63-75.

Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H. y Tilman, D. G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750

Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Bayo, M. M., Jáimez-Cuéllar, P., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Zamora-Muñoz, C. y Moyá, G. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21: 149-173.

Walsh, C. J. 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia* 431: 107-114.

Wetzel, R. G. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press, Third Edition.

Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 332-352.