

# CRITERIOS DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LAGOS Y EMBALSES BASADOS EN LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

## ASSESSMENT CRITERIA OF WATER QUALITY IN LAKES AND RESERVOIRS BASED ON BENTHIC MACROINVERTEBRATES

Narcís Prat<sup>1</sup> y María Rieradevall<sup>1</sup>

### Resumen

El estudio del zoobentos de lagos y embalses en países templados cuenta con una larga tradición que ha dado lugar a un buen conocimiento de cuáles son las causas de la mayor o menor abundancia de las especies y su relación con los factores del medio. Así es fácil encontrar tipologías que relacionan la eutroficación y la acidificación de los lagos con las comunidades indicadoras. Sin embargo estos criterios no son aplicables directamente a los lagos y embalses españoles ni a los de la zona tropical. La relación entre producción primaria y secundaria y la dependencia de las comunidades del fondo de los lagos de aquélla no es tan clara en los lagos más cálidos y en los embalses. Otros factores aparecen como claves, especialmente el contenido de oxígeno que puede depender de la duración de la termoclina y la entrada de materiales alóctonos más que de la importancia de la producción primaria.

*Palabras claves:* calidad de aguas, embalses, bioindicación, macroinvertebrados bénticos.

### Abstract

The zoobenthos of lakes and reservoirs has been widely studied in temperate lakes and the relationships between the species abundance and the physicochemical factors is well known. Thus is relatively simple to found adequate typologies relating the eutrophication and acidification of lakes and reservoirs with zoobenthic communities. However criteria for temperate lakes cannot be applied directly to Spanish lakes and reservoirs or to the lakes of tropical areas. In these environments and geographical areas the trophic dependence of zoobenthos from the primary production is not as clear as is in temperate lakes. Other aspects appear as key factors, specially oxygen content, thermocline duration and the input of allocthonous materials.

*Key words:* water quality, reservoirs, bioindication, macroinvertebrates, benthos.

## INTRODUCCIÓN

Existe una considerable información sobre las características del bentos de lagos y embalses y de su relación con los factores ambientales (Jonasson, 1978, 1996). De complejidad relativamente simple, con densidades en muchos casos bajas y poblados por organismos de taxonomía complicada, estas comunidades nunca han recibido una atención destacada por parte de los ecólogos y hoy en día este es un campo limitado a pocos investigadores. En los congresos de la NABS (North American Benthological Society) las presentaciones sobre bentos de lagos son casi anecdóticas, como lo son las

publicaciones que referentes al tema se publican en la revista de la sociedad (JNABS). En España, por ejemplo, el número de investigadores que se han dedicado a este tema se reduce a menos de cinco (Prat *et al.*, 1992). En Latinoamérica hay diversos estudios del macrozoobentos de lagos y embalses, aunque por el momento es difícil generalizar los resultados por la variabilidad geográfica que existe (Rodríguez-Capítulo *et al.*, 1995).

El interés para utilizar los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua es antiguo (Thienemann, 1922) y su uso en la tipología de lagos dio como resultado esquemas efectivos que predicen

Recibido: noviembre de 1998; aprobado para publicación: febrero de 1999.

<sup>1</sup>Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, Diagonal 645; 08028 Barcelona, España. E-mail: narcis@porthos.bio.ub.es

correctamente las comunidades con respecto a la eutrofización en los lagos templados y fríos de todo el mundo (Brundin 1958, Brinkhurst, 1974; Saether, 1979). Sin embargo estos sistemas no se han mostrado tan efectivos en otras áreas climáticas ni tampoco cuando se usan para la tipología de la fauna profunda de embalses o lagos cársticos (Prat *et al.*, 1992), en donde otros factores aparecen como mas importantes.

Respecto de las comunidades y la tipología bentónica de los lagos latinoamericanos de media y alta montaña existen pocos trabajos por lo que no existe un esquema similar al que se puede encontrar en los lagos europeos o norteamericanos (Brundin, 1958). Por otra parte, en muchos lagos de la zona tropical la falta de oxígeno de forma permanente en el fondo reduce la fauna a tal simplicidad (cuando existe) que no hace posible el uso de los organismos bentónicos como indicadores.

## ORGANISMOS UTILIZADOS

Para el estudio de los problemas de calidad de aguas en lagos y embalses, los macroinvertebrados bentónicos se consideran de escasa importancia. Su uso como indicadores no aparece recomendado para el diagnóstico y la evaluación de los diferentes problemas que se pueden presentar en aquellos

cuerpos de agua como eutrofización o acidificación, mientras que se recomiendan otros grupos de organismos (algas) o más a menudo las características fisicoquímicas (Chapman, 1996) (tabla 1).

Los macroinvertebrados que han recibido más atención en los estudios bentónicos de sustrato blando son los oligoquetos y los quironómidos (Armitage *et al.*, 1995). A los demás componentes bentónicos (hidrácaros, nemátodos, ostrácodos, briozoos, algunos dípteros) se les ha deparado una atención escasa, proporcional a su poca densidad o a que su estima no se ha hecho de forma adecuada; Por ejemplo, después del filtrado con redes de 150 o 250 micras que sólo recogen parte de su población y no permiten la investigación de la dinámica de sus poblaciones. Algunos grupos de organismos se desarrollan preferentemente en la zona litoral (hidrácaros, ostrácodos, cladóceros), lo cual ha sido mucho menos estudiado que la parte profunda por la dificultad de estandarizar el muestreo y la heterogeneidad del hábitat (Crozet, 1984; Prat, 1979, 1980b; Dall *et al.*, 1990; Orendt, 1993) y de aquí el menor grado de conocimiento de los mismos unido a las dificultades que entraña su taxonomía. En muchos lagos o embalses se ha estudiado alguno de los grupos de macroinvertebrados, pero faltan estudiar muchos más, siendo lo más común que se

**Tabla 1.** Problemas, causas y efectos que se producen en la calidad de las aguas de lagos y embalses y niveles de evaluación. Obsérvese que los macroinvertebrados no se consideran en ningún nivel de evaluación. (Tomado de Chapman, 1996).

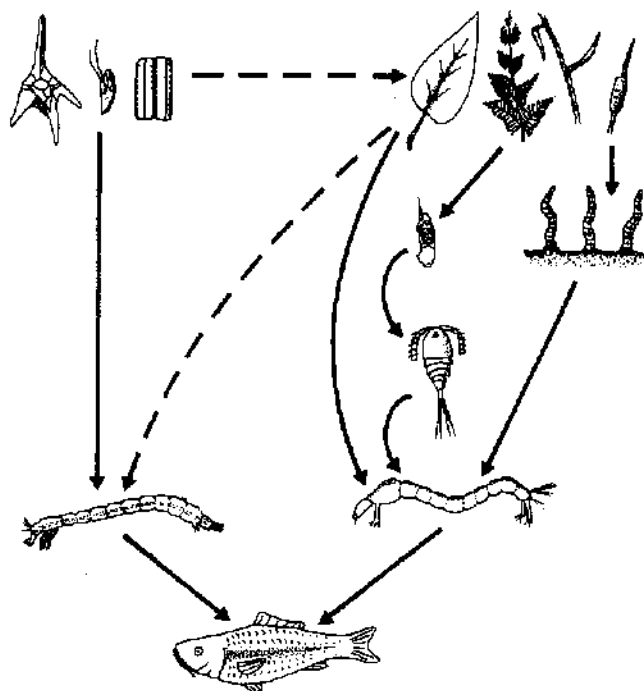
Problemas	Causas	Efectos sobre calidad de aguas	Nivel de evaluación		
			Elemental	Intermedio	Avanzado
Eutrofización	Exceso de nutrientes	Incremento productivo primario; anoxia, Fe, Mn y metales, NH; baja diversidad	Biomasa algal transparencia cel/ml (una vez al año)	TRP, SR, fuentes P oxígeno (varias veces al año)	Balance de nutrientes, análisis espacio-temporal
Efectos sobre la salud	Vertidos orgánicos	Infecciones bacterianas, eutrofización	Coliformes	Contajes bacterianos y bioensayos	Virus microcontaminantes
Acidificación	Deposición atmosférica de óxidos de azufre y nitrógeno	Baja el pH, aumenta el aluminio y otros metales, pérdida de especies	Medida de pH	Medida de suma de cationes y aniones	Medida de deposición seca y húmeda
Tóxicos	Residuos industriales y agrícolas	Metales y pesticidas, bioacumulación	Bioensayos (microtox)	Análisis de metales; bioensayos	Microcontamin balance con atmósfera
Salinización	Problemas balance de agua, agricultura	Incremento de sales	Conductividad nivel lago	Análisis del contenido iónico	Balance hidrológico, fuentes de sales

conozcan de forma más amplia los quironómidos frente a los otros macroinvertebrados bentónicos, aunque para la zona profunda los oligoquetos son también objeto preferente de estudio.

Estudios completos del bentos de lagos son escasos. El caso más paradigmático es el lago Esrom (Dinamarca), en donde el inventario faunístico es casi completo (Jonasson, 1972, 1996), aunque otros lagos también han sido muy estudiados como el lago Mytvan (Lindegaard, 1992) o el lago de Ginebra (Lods-Crozet y Lachavanne, 1994). En España la lista más completa de especies de un lago con muestras tomadas en la parte profunda y sublitoral (sólo sustratos blandos) es la realizada por Rieradevall (1991) en el lago de Banyoles, que incluye cuatro hidrácaraos, ocho ostrácodos, cuatro nématodos, nueve oligoquetos, 22 quironómidos, cinco quidóridos y cinco copépodos, además de bivalvos, cladóceros, gammáridos y efemerópteros hasta llegar a un total de 66 especies. En España, en los estudios bentónicos realizados hasta el momento en sus lagos y embalses (Prat *et al.*, 1992) han sido citadas 92 especies considerando las conocidas del lago de Banyoles, del lago de Sanabria y de los embalses españoles. En los estudios actuales de los lagos de montaña de la Península Ibérica, Rieradevall (1991) ha encontrado hasta 98 taxones, la mayoría de ellos quironómidos, aunque muchos de ellos son propias de la zona litoral, de los ríos de entrada y salida del lago o quironómidos encontrados solamente como exuvias (Rieradevall y Prat, en prensa).

### Los organismos bentónicos como bioindicadores

Los organismos bentónicos dependen del flujo de energía que les llega desde la zona planctónica. La red trófica (y por ende la estructura y densidad de las poblaciones) se organiza de acuerdo con esta entrada y el tipo de material que llega al fondo del lago o embalse. Así, cuando el lago sea muy productivo se favorecerán las especies herbívoras que se alimenten del plancton que sedimenta (mayormente quironómidos), mientras que en lagos oligotróficos la red trófica se desarrollará a partir de organismos detritívoros (especialmente oligoquetos y cladóceros) que usen los materiales alóctonos que sedimenten hacia el fondo del lago; es decir, lo que se conoce como el bucle meobentónico, el cual favorece también la presencia de diferentes grupos de carnívoros (Strayer, 1991) (fig. 1). Como la



**Figura 1.** Bucle meobentónico y dependencia de la comunidad macrobentónica de la producción primaria o de la entrada de material alóctono. A la izquierda se ve el modelo del lago eutrófico característico de lagos templados donde *Chironomus* domina. A la derecha los lagos oligotróficos o aquellos donde hay una entrada de material orgánico alóctono que se descompone por vía detritica y origina la presencia de quironómidos carnívoros como *Procladius*. (Tomado de Prat *et al.*, 1992).

calidad del alimento disminuye con la profundidad, en lagos y embalses someros se tenderá más hacia una red trófica del primer tipo (el fitoplancton llega fresco al fondo), mientras que en lagos más profundos los organismos tenderán a ser detritívoros para una misma producción primaria ya que el fitoplancton llega en parte en forma de detritus.

La dependencia de la producción secundaria de la primaria en los lagos ha sido puesta de manifiesto varias veces y tomada como ejemplo en muchos manuales, especialmente en el lago Esrom (Jonasson, 1972, 1978, 1996), pero también en otros (Strayer y Likens, 1986). Esto se cumple de forma clara en lagos y embalses mesotróficos o eutróficos templados y fríos, pero no en los lagos oligotróficos, y cuando el oxígeno del fondo se agota. En estos casos aunque la producción primaria del lago sea baja, como en los lagos cársticos o en las zonas más cálidas del planeta, la importancia de los aspectos

tróficos es menor y la conexión plancton-bentos no está tan clara. Todo ello influye de forma importante en la bioindicación.

Así, en los lagos oligotróficos los aportes que recibe la parte profunda pueden tener un origen más dependiente de su cuenca adyacente (materiales alóctonos como polen o hojas) o bien de los producidos en el lago pero por vía detritica (macrófitos), y no de los generados en el epilimnion del lago (fitoplancton). Por ello la comunidad puede organizarse de modo muy diferente a lo descrito clásicamente. Los detritívoros de pequeño tamaño (nemátodos, ostrácodos, oligoquetos) pueden verse así favorecidos y ello provocar que los pequeños microcarnívoros (quironómidos, especialmente los géneros *Cladopelma*, *Microchironomus* o *Procladius*) sean más abundantes que los fitófagos como *Chironomus* (fig. 1). Esto explicaría las bajas densidades de animales filtradores en lagos oligotróficos y la mayor dominancia de los oligoquetos en sus partes más profundas junto a los quironómidos carnívoros del género *Procladius* como ocurre en el lago de Banyoles (Rieradevall y Prat, 1991) o en otros lagos de este tipo (Stankovic *et al.*, 1971; Bazzanti, 1983).

Esta situación se repite en los embalses donde los aportes alóctonos son siempre abundantes por el cambio de nivel de sus orillas (que origina una rápida sedimentación), la rápida renovación de sus aguas y la erosión de sus cuencas. Esto cuadra bien con la dominancia del quironómido *Procladius* en la mayoría de embalses españoles (Prat, 1978, 1980a; Real y Prat, 1992; Real *et al.*, 1991) y en otros lagos (Stankovic *et al.*, 1971). Incluso para las especies de un mismo género puede observarse la importancia de la alimentación más o menos detritívora que implica una mayor densidad de una especie u otra en las zonas profundas. Así en los embalses españoles, mientras *Chironomus plumosus* prefiere zonas menos profundas con abundancia de material fitoplanctónico, *Chironomus bernensis* y *Ch. nuditarsis* se encuentran en áreas más profundas donde predomina el material detritico (Real *et al.*, en prensa). La importancia de la alimentación detritívora o de material fresco ha sido resaltada en algunos trabajos realizados en el bentos de algunos lagos (Goedkoop y Johnson, 1996; Goedkoop *et al.*, 1997; Johnson, 1985).

Las condiciones climáticas de la zona donde se

encuentren los lagos o embalses pueden ser determinantes, ya que las características fisicoquímicas de las aguas del fondo del lago cercanas al sedimento van a depender de la duración de la termoclina y de cómo esto afecte la concentración de oxígeno. Es bien conocido de los estudios bentónicos la importancia del oxígeno en determinar la composición de la comunidad (Jonasson, 1972). Los experimentos de Frank (1983) y Heinis y Crommentuijn (1989) demostraron la importancia del oxígeno como factor clave y cómo las diferentes especies tienen tolerancias a diferentes concentraciones, lo que se manifiesta en su comportamiento respiratorio y alimentario.

Por ello, en los lagos nórdicos o de montaña, con duración de la termoclina relativamente corta, los déficits de oxígeno que se producen en el fondo son limitados en el tiempo, incluso en lagos eutróficos (excepto si el lago está muchos meses cubierto por el hielo). En cambio, a medida que se desciende de latitud la duración de la termoclina aumenta y por ello también la probabilidad de que el lago se quede sin oxígeno en el fondo (Petr, 1974). Este factor llega a su expresión máxima en las zonas tropicales donde la termoclina puede ser permanente lo que puede originar una ausencia constante de oxígeno cerca del fondo y por ello la ausencia de fauna profunda a pesar de que el lago puede ser oligotrófico. El oxígeno se revela por ello como un factor clave que debe ser tenido en cuenta en la tipología de los lagos basada en macroinvertebrados, como ya indicó Brundin (1958) en su momento. Por ejemplo, en el lago de Banyoles, considerado como oligotrófico, la meromixis en alguna de sus cubetas o los déficits de oxígeno ocasionados por la mineralización de los aportes de materia orgánica alóctona, origina que en sus partes profundas aparezcan larvas de *Chironomus plumosus*, lo cual lo calificaría de eutrófico (Rieradevall y Prat, 1991), cuando en realidad su producción primaria es muy baja, propia de un lago oligotrófico.

La profundidad es otro factor importante (Prat, 1980b). Las comunidades de los embalses o lagos profundos suelen ser diferentes a las de aquellos menos profundos. A más profundidad disminuye la presencia o abundancia de muchas especies y aumenta, en general, la abundancia de los oligoquetos con respecto a los quironómidos. Esto ocurre tanto en un lago o embalse en concreto comparando la fauna sublitoral con la profunda

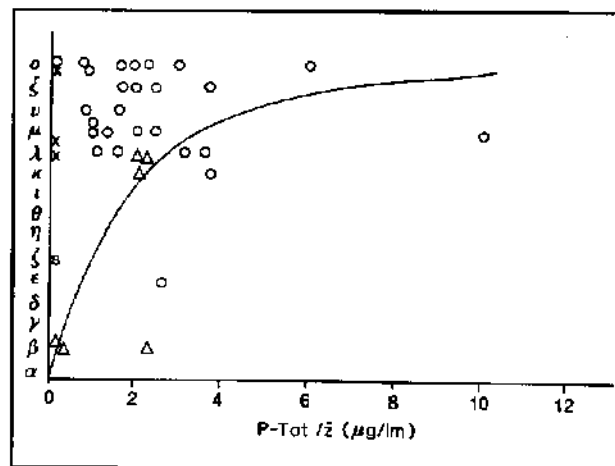
como comparando diferentes situaciones de profundidad máxima distinta (embalses) (Rieradevall y Prat, 1991; Real y Prat, 1992; Real *et al.*, 1991). La densidad total del bentos disminuye a medida que aumenta la profundidad. Esto no conlleva siempre necesariamente una menor variedad de especies. Cuanta mas profundidad, menos fresco llega el material producido en el propio lago (fitoplancton) y por lo tanto la proporción de material procesado por la vía detritica aumenta, con lo que los detritívoros y carnívoros son más importantes, por ser la vía meiobentónica la que procesa la mayor parte del material como se ha explicado anteriormente.

Otro aspecto importante son las condiciones químicas del sedimento y su composición. Especialmente importante es la presencia de sulfatos y la generación de sulfhídrico que por su toxicidad puede impedir la presencia de ciertos organismos que podrían soportar la falta de oxígeno como ocurre en el lago de Banyoles (Rieradevall y Prat, 1991). También debe tenerse en cuenta la textura del sedimento; su naturaleza fina favorece a los organismos que pueden construir tubos en él (quironómidos), a los que su forma les permite vivir en el interior del sedimento (oligoquetos) o en la parte superior el mismo (*Procladius*). Los sedimentos más gruesos de las zonas litorales o sublitorales pueden favorecer la presencia de otros grupos y aumentar la diversidad del sistema.

## TIPOLOGÍA

**Eutroficación.** El bentos de lagos y embalses ha sido siempre considerado como un buen indicador de la eutrofia de un lago (Jonasson, 1972; Saether, 1979, 1980; Kansanen *et al.*, 1984; Kansanen *et al.*, 1990). Para este fin se han desarrollado diversos sistemas en los que se usan como indicadores especialmente los oligoquetos y los quironómidos.

Para los quironómidos el sistema simple inicial diseñado por Thienemann (1922) y más tarde por Brundin (1958) fue aplicado a los embalses por Prat (1978) y desarrollado de forma más completa por Saether (1979) para todos los lagos fríos y templados. Incluye 15 clases de lagos tipificados según las comunidades de quironómidos presentes y parece funcionar bien para los grandes lagos americanos y del norte de Europa (fig. 2).



**Figura 2.** Tipología de los lagos según la eutrofia basado en Saether (1980). Se indica la posición dentro del sistema de los lagos y embalses estudiados en España. Con una cruz están los datos del lago de Banyoles en diferentes cubetas, en círculos algunos embalses españoles, en triángulos lagos de montaña. S es el lago de Sanabria. Obsérvese que mientras los lagos de montaña se sitúan bastante cerca de la tendencia general sugerida por Saether, el lago de Banyoles y los embalses no siguen esta tendencia y por ello las comunidades no se relacionan bien con la eutrofia aquí representada por el fósforo total en el epilimnion.

Mientras que los lagos más oligotróficos en el sistema de Saether (1979) (con el género *Heterotrissocladus* como más característico) se pueden encontrar a nivel del mar en el norte de Europa o en Canadá, se hallan presentes sólo en las partes más altas de las cordilleras de la Península Ibérica. Datos recientes del bentos de lagos de montaña estudiados en el programa ALPE:2 (Rieradevall *et al.*, 1998) permiten ver la similitud de la fauna de estos lagos oligotróficos y fríos a lo largo de un gradiente que va desde las Islas Spitzbergen a las cumbres de Sierra Nevada en el sur de España (tabla 2). En la curva que relaciona las concentraciones de fósforo con las comunidades de quironómidos de Saether (1979) (fig. 1) los lagos de montaña ibéricos quedan bien situados en el lugar que les corresponde, excepto el lago de La Caldera que es el más meridional y que mejor se puede considerar una laguna por su pequeño tamaño y los cambios interanuales de su nivel. Los lagos de la Sierra de Estrela en Portugal algo más eutróficos se ordenan también de forma correcta dentro de este tipo de clasificación.

Sin embargo, utilizando el sistema de Saether (1979), todos los embalses españoles quedan incluidos en las cinco clases de embalses eutróficos por su fauna bentónica de quironómidos (fig. 2),

**Tabla 2.** Comparación de las especies presentes en la zona profunda de diversos lagos de montaña muestreados con la misma metodología durante el programa ALPE 2. De izquierda a derecha se sigue un transecto desde los lagos más nórdicos a los más meridionales. El asterisco indica la presencia y abundancia relativa en una escala logarítmica. (Datos tomados de Fjellheim *et al.*, 1997).

**Zona profunda:**

	Spitzbg	Norway	Tatra	Alps	Pyrenees	Estrela	Nevada
Profundidad del muestreo (m)	11	17-25	4-15	11-45	24-73	11	6
<b>Especies comunes:</b>							
<i>Procladius</i> spp. (choreus + sagittalis)	-	*	***	***	*	**	-
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	-	*	***	***	**	**	(*)
<i>Corynoneura arctica</i>	-	*	-	*	*	*	*
<i>Micropsectra radialis</i>	**	*	***	***	**	-	**
<i>Tanytarsus</i> spp. (gr. Lugens, <i>Bathophilus, chinyensis</i> , cf. niger)	-	*	***	***	-	*	-
<b>Otras especies:</b>							
<i>Oliveridia tricornis</i>	***	-	-	-	-	-	-
<i>Arctopelopia melanosoma</i>	-	***	-	-	-	-	-
<i>Zavrelimyia</i> sp.	-	-	**	-	-	-	-
<i>Psectrotanypus trifascipennis</i>	-	-	**	-	-	-	-
<i>Monodiamesa bathiphyla</i>	-	**	-	-	-	-	-
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	-	-	-	**	-	-	-
<i>Heterotrissocladius brundini</i>	-	***	-	-	-	-	-
<i>H. grimshavi</i>	?	**	-	-	-	-	-
<i>Mesocricotopus thienemanni</i>	-	***	-	-	-	-	-
<i>Parakiefferiella bathophila</i>	-	***	-	-	-	-	-
<i>Parakiefferiella fennica</i>	-	***	-	-	-	-	-
<i>Psectrocladius septentrionalis</i>	-	**	-	-	-	-	-
<i>Cladopelma</i> sp.	-	-	-	-	-	***	-
<i>Dicrotendipes</i> sp.	-	-	***	-	-	-	-
<i>Pagastiella orophila</i>	-	-	-	-	-	***	-
<i>Micropsecta insignilobus</i>	**	*	-	-	-	-	-

(\* = <10 ind/m<sup>2</sup>; \*\* = 10-100 ind/m<sup>2</sup>; \*\*\* = >100 ind/m<sup>2</sup>)

aunque tengan valores bajos de fósforo o clorofila, ya que el factor clave en los embalses es la falta de oxígeno y la calidad del alimento (mayormente detrítico) que origina la falta de quironómidos o la dominancia de los predadores de meiobentos como *Procladius*. Ello significa que ni el fósforo ni la clorofila (la mayor o menor producción en síntesis) son el factor clave de la tipología de comunidades bentónicas en los embalses españoles. Lo mismo ocurre con el lago de Banyoles que a pesar de su oligotrofia aparece como eutrófico (fig. 2).

La temperatura de forma directa e indirecta juega un papel trascendente y modifica la importancia de otros factores como elementos claves de la tipología. Directa, al impedir la presencia de las especies más estenotérmicas, e indirecta porque aumenta el periodo de estratificación y por ello el tiempo en que el hipolimnion queda aislado del epilimnion y así se

puede agotar el oxígeno de forma más rápida, de manera que permanezca el hipolimnion anóxico más tiempo aunque la producción primaria del lago o embalse sea relativamente baja.

La mayor mineralización del agua parece actuar de una forma sinérgica, favoreciendo la presencia de tóxicos que impiden la presencia a los organismos macrobentónicos, especialmente cuando abundan los sulfatos que se transforman en sulfhídrico. El oxígeno y el sulfhídrico se convierten de esta forma en los factores claves para una tipología, más que la relación con las características tróficas del lago como la clorofila o el fósforo. En los embalses existe además una gradación norte sur, de forma que los embalses del Guadalquivir tienen aún más exagerado este proceso y en ellos la fauna profunda desaparece en los periodos de estratificación (Prat, 1978, 1980a; Real y Prat, 1992).

Un análisis multivariante de los datos de los embalses españoles todavía no publicado permite diferenciar entre tres tipos de factores como más importantes en determinar los organismos que van a poblar su fondo. Por una parte los factores claves que permiten o no la diversificación de la fauna; en este caso son el oxígeno y la profundidad los que determinan la presencia de las especies más abundantes como *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri* y los quironómidos de los géneros *Chironomus* y *Stictochironomus*. La profundidad es un indicador indirecto de las características de los recursos tróficos que están a disposición de los organismos; cuanto más profundo el embalse el alimento a disposición de los organismos es más detritico, y cuanto menos profundo más fresco. Por ello en el primer caso dominan los oligoquetos sobre los quironómidos fitófagos, mientras que en el segundo caso estos son más abundantes. Cuando el oxígeno lo permite los factores maestros (como el clima, la geología, la mineralización o la hidrología) o los factores locales (tasa de renovación, salinidad), conforman grupos diferentes de comunidades con especies indicadoras de estas características que permiten diferenciar grupos de embalses con características similares.

Saether (1980) usó también los oligoquetos para la clasificación de los lagos en el eje oligotrofia-eutrofia, sistema que, debido a la problemática de la taxonomía de los oligoquetos, ha sido muy poco usado. Por otra parte se ha usado también la relación entre la abundancia de oligoquetos respecto a la de quironómidos corregida por la profundidad para intentar categorizar la eutrofia de los lagos (Wiederholm, 1980). Sin embargo, esta simple relación (que también hemos usado en los embalses españoles) no es absolutamente clara en la bioindicación y da resultados contradictorios. Si los índices basados en quironómidos han sido usados por pocos investigadores, los que usan los oligoquetos aún lo han sido menos.

**Acidificación.** La acidificación es también un problema importante con el que se han encontrado algunos países en los últimos años muy relacionado con las entradas de contaminantes atmosféricos al propio lago o a su cuenca. Es un problema que afecta especialmente a los países industrializados con cuencas de litología silíceica, aunque puede presentarse en muchas áreas de la Tierra, siendo la contaminación transfronteriza (transporte de

contaminantes de unas a otras regiones de la Tierra) la culpable de esta contaminación en zonas con poca actividad industrial.

Los organismos bentónicos han sido usados como sensores de acidificación, especialmente en estudios paleolimnológicos (Brodin y Gransberg, 1993; Raddum y Saether, 1981; Raddum *et al.*, 1988; Schnell y Willassen, 1996). Algunas especies de bentos son muy intolerantes a los cambios de pH (Dekland, 1992) mientras que otras los toleran mucho mejor; estas últimas suelen aumentar mucho su abundancia cuando desaparecen las otras o sus depredadores son eliminados por las condiciones ácidas del medio o el contenido de metales pesados que aumenta (Schindler *et al.*, 1985).

En los estudios realizados en Europa dentro del programa ALPE:2 se ha visto que en general el problema decrece hacia el sur, donde el pH de los lagos no es tan ácido, por lo que muchas especies intolerantes se pueden encontrar en muchos lagos del sur de Europa (Wathne *et al.*, 1995; Rieradevall *et al.*, 1998). La relativa alta alcalinidad de los lagos del sur parece ser resultado de los aportes exógenos que son provistos por las periódicas lluvias de barro que caen sobre el sur del continente europeo y que provienen de la zona subsahariana, así como la litología calcárea de muchas montañas que provee de la necesaria reserva alcalina que compensa la deposición ácida (Camarero y Catalan, 1993; Catalan *et al.* 1993; Camarero *et al.*, 1995a, 1995b; Rieradevall y Prat, en prensa).

## PERSPECTIVAS

Como ya se ha indicado, la fauna profunda es la que mejor se ha estudiado, y la que mejores resultados ha dado en la búsqueda de relaciones entre factores ambientales y composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados. Queda mucho por hacer en los ambientes litorales, o en los lagos poco profundos y lagunas, donde los factores que influyen en la biota son más variados y sus efectos más impredecibles o menos conocidos. Por tanto es muy importante que se caracterizen bien este tipo de hábitats, antes de hacer evaluaciones de los efectos de las perturbaciones. Y por supuesto, esto y el establecimiento de unas condiciones de referencia claras, son imprescindibles para el diseño de sistemas de predicción de la calidad del agua, ya sean cualitativos o mejor cuantitativos. Existe un gran

desconocimiento de la autoecología de las especies, por lo que hacen falta más estudios sobre la biología de las especies y de sus respuestas a cambios ambientales, lo que ayudaría en la comprensión de la reacción de las comunidades a las perturbaciones.

Algunos estudios han relacionado los porcentajes de deformidades de los quironómidos con diferentes grados de estrés ambiental, especialmente con la contaminación por metales pesados (Wiederholm, 1948; Warwick, 1988; Warwick *et al.*, 1987), aumentando el porcentaje de ellas al aumentar la contaminación de los sedimentos. Sin embargo en algunos casos estas deformaciones no se producen y en ocasiones los propios quironómidos pueden adaptarse a concentraciones crecientes de metales pesados; por ello no existe una tipología clara en estos casos como la que se puede obtener para los factores considerados hasta el presente, aunque los estudios de deformidades son un instrumento muy interesante para reconocer niveles subletales de los contaminantes.

El creciente interés sobre los cambios climáticos y sus causas ha estimulado los estudios sobre el clima en el pasado, especialmente durante el Holoceno (Walker *et al.*, 1991a). En este campo los quironómidos se presentan como un grupo prometedor, por su sensibilidad directa o indirecta a cambios de temperatura. Aunque la idea de usar los

quironómidos como sensores de cambios ambientales en registros sedimentarios lacustres no es estrictamente nueva (Hoffmann, 1971; Warwick, 1980; Prat y Daroca, 1983; Walker, 1995), sí lo es el enfoque de la temperatura. En este sentido se inició una interesante línea de trabajos en Canadá (Walker *et al.*, 1991b, 1997), que se está desarrollando ahora en Europa, especialmente en los lagos remotos de alta montaña, por encima de la línea de árboles, puesto que no están supuestamente afectados por otras perturbaciones que afecten a la comunidad de quironómidos. De todos modos, las reconstrucciones climáticas a partir de organismos requieren un conocimiento lo más completo y amplio posible de las preferencias de hábitat, en sentido amplio, de cada una de las especies, así como de su representatividad de la comunidad actual (Rieradevall *et al.*, en prensa). Esta información, de difícil y ardua obtención, está siendo facilitada para las reconstrucciones de temperatura en lagos de ambientes fríos mediante el análisis de las comunidades de quironómidos en muestras superficiales recogidas en la parte más profunda de una serie de lagos en un gradiente de temperaturas conocido (Walker *et al.*, 1997). Este tipo de muestreo se está llevando actualmente a cabo en las áreas de montaña y frías más importantes del continente europeo (Alpes, Pirineos, Noruega, Escocia y Finlandia) y promete resultados muy interesantes.

## REFERENCIAS

- Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV (eds). 1995. *The Chironomidae. Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London. 572 p.
- Bazzanti M. 1983. Composition and diversity of the profundal macrozoobenthic community in the polluted lake Nemi (Central Italy). 1979-80. *Acta Oecol. Appl* 4(3): 211-220.
- Brinkhurst RO. 1974. *The benthos of lakes*. Mc Millan Press Ltd. London. 190 p.
- Brodin YW, Gransberg M. 1993. Responses of insects, especially Chironomidae (Diptera), and mites to 130 years of acidification in a Scottish lake. *Hydrobiologia* 250: 201-212.
- Brundin L. 1958. The bottom faunistic lake type system and its application to the southern hemisphere. Moreover a theory of glacial as a factor of productivity in lakes and oceans. *Verh Internat Verein Limnol* 13: 288-297.
- Camarero L, Catalan J. 1993. Chemistry of bulk precipitation in the Central and Eastern Pyrenees (Northeast Spain). *Atmos Environ* 27A: 83-94.
- Camarero L, Catalan J, Boggero A, Marchetto A, Mosello R, Psenner R. 1995a. Acidification in high mountain lakes in Central, Southwest and Southeast Europe (Alps, Pyrenees, Pirin). *Limnologica* 25:141-156.



- Camarero L, Catalan J, Pla S, Rieradevall M, Jiménez M, Prat N, Rodríguez A, Encina L, Cruz-Pizarro L, Sánchez-Casitllo P, Carrillo P, Toro M, Grimalt J, Berdie L, Fernández P, Vilanova R. 1995b. Remote mountain lakes as indicators of diffuse acidic and organic pollution in the Iberian peninsula (ALPE 2 studies). *Water, Air and Soil Pollution* 85: 487-492.
- Catalan J, Ballesteros E, Gacia E, Palau A, Camarero L. 1993. Chemical composition of disturbed and undisturbed high mountain lakes in the Pyrenees: a reference for acidified sites. *Wat Res* 27(1): 133-141.
- Chapman D (ed.). 1996. *Water quality assessments*. Chapman & Hall, 626 p.
- Crozet B. 1984. Evolution de la macrofaune benthique littorale du Lac Léman de 1837 à 1983. *Revue Suisse Zool* 91: 879-894.
- Dall PC, Lindegaard C, Jónasson PM. 1990. In-lake variations in the compositions of zoobenthos in the littoral of Lake Esrom, Denmark. *Verh Internat Verein Limnol* 24: 613-620.
- Dekland J. 1992. Effects of acidic water on freshwater snails: results from a study of 1000 lakes throughout Norway. *Environ Poll* 78(1-3): 127-130.
- Fjellheim A, Raddum GG, Rieradevall M, Schnell O. 1997. Benthic invertebrates in the ALPE 2 lakes. In: Wathne BM, Patrick S, Cameron N (eds.). *ALPE Acidification of Mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology. Part 2-Remote Mountain Lakes as Indicators of Air Pollution and Climate Change*. Norwegian Institute for Water Research Report No. 3638, for the European Commission "Environmental Research Programme of the European Commission, Directorate-General for Science, Research and Development". 35p. ISBN 82-577-3198-6.
- Frank C. 1983. Ecology, production and anaerobic metabolism of *Chironomus plumosus* L. in a shallow lake. II. Anaerobic metabolism. *Archiv f,r Hydrobiologie* 96: 354-362.
- Goedkoop W, Johnson RK. 1996. Pelagic-benthic coupling: Profundal benthic community response to spring diatom deposition in mesotrophic Lake Erken. *Limnol Oceanogr* 41: 636-647.
- Goedkoop W, Gullberg KR, Johnson RK, Ahlgren I. 1997. Microbial response of a Freshwater Benthic Community to a simulated Diatom Sedimentation event: Interactive effects of benthic fauna. *Microbial Ecol* 34: 131-143.
- Heinis F, Crommentuijn T. 1992. Behavioural responses to changing oxygen concentrations of deposit feeding chironomid larvae (Diptera) of littoral and profundal habitats. *Archiv f,r Hydrobiologie* 124: 173-185.
- Hoffmann W. 1971. Zur taxonomie und Palökologie dersubfossiler Chironomidae (Diptera) in Feeding efficiencies of *Chironomus plumosus* (L.) and *C. anthracinus* Zett. (Diptera: Chironomidae) in mesotrophic Lake Erken. *Freshwater Biology* 15: 605-612.
- Jonasson PM. 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos Supplement* 14: 1-148.
- Jonasson PM. 1978. Zoobenthos of lakes. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung f,r Theoretische und Angewandte Limnologie* 20: 13-37.
- Jonasson PM. 1996. Limits for life in the lake ecosystem. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung f,r Theoretische und Angewandte Limnologie* 26: 1-33.
- Kansanen PH, Aho J, Paasivirta L. 1984. Testing thebenthic lake type concept based on chironomid associations in some Finnish lakes using multivariate statistical methods. *Ann Zool Fennici* 21: 55-76.
- Kansanen PH, Paasivirta L, Väyrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 202: 153-170.
- Lindegaard C. 1992. Zoobenthos ecology of Thingvallavatn: vertical distribution, abundance, population dynamics and production. *Oikos* 64: 257-304.
- Lods-Crozet B, Lachavanne J-B. 1994. Changes in the chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. *Archiv für Hydrobiologie* 130: 453-471.
- Orendt C. 1993. Comparative studies on the ecology of littoral benthic Chironomidae and other Diptera (Ceratopogonidae, Chaoboridae) in prealpine lakes of Germany, with a contribution on the suitability and application of chironomids for trophy indication. Ph thesis. University of Munich.

- Petr T. 1974. Dynamics of benthic invertebrates in atropical man-made lake (Volta Lake 1964-1968). Standing crop and bathymetric distribution. *Arch Hydrobiol* 73: 245-265.
- Prat N. 1978. Benthic typology of Spanish reservoirs. *Verh Internat Verein Limnol* 20: 1647-1651.
- Prat N. 1979. Fauna marginal de los embalses españoles. *Misc Zoologica* 5: 149-160.
- Prat N. 1980a. Bentos de los embalses españoles. *Oecol Aquat* 4: 3-43.
- Prat N. 1980b. Benthic population dynamics in artificial samplers in an Spanish reservoir. En: Murray DA (ed.). *Chironomidae: Ecology, Systematics and Physiology*. Pergamon Press. Oxford and New York. pp. 239-246.
- Prat N, Daroca MV. 1983. Eutrophication processes in Spanish reservoirs as revealed by biological records in profundal sediments. *Hydrobiologia* 103: 153-158.
- Prat N, Real M, Rieradevall M. 1992. Benthos of Spanish lakes and reservoirs. *Limnetica* 8:221-230.
- Raddum GG, Saether OA. 1981. Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. *Verh Internat Verein Limnol* 21: 399-405.
- Raddum GG, Fjellheim A, Hesthagen T. 1988. Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. *Verh Internat Verein Limnol* 23: 2291-2297.
- Real M, Prat N. 1992. Factors influencing the distribution of chironomids and oligochaetes in profundal areas of Spanish reservoirs. *Netherlands J Aquat Ecol* 26: 405-410.
- Real M, Riera JL, Prat N. 1991. Inter-site and inter-year variability in the distribution of the profundal zoobenthos in Spanish reservoirs. *Wat Sci Technol* 28: 45-53.
- Real M, Rieradevall M, Prat N. (en prensa). Chironomus species (Diptera Chironomidae) in the profundal benthos of Spanish reservoirs and lakes: factors affecting their distribution patterns. *Freshwater Biology*.
- Rieradevall M. 1991. *Ecologia i producció del bentos del llac de Banyoles*. Ph.D. thesis. Universitat de Barcelona. 223 p.
- Rieradevall M, Prat N. 1991. Benthic fauna of Banyoles lake. *Verh Internat Verein Limnol* 24: 1020-1023.
- Rieradevall M, Jiménez M, Prat N. 1998. The zoobenthos of six remote high mountain lakes in Spain and Portugal. *Verh Internat Verein Limnol* 26: 2132-2136.
- Rieradevall M, Prat N. (en prensa). El zoobentos en los lagos y lagunas de alta montaña de la Península Ibérica y su interés como indicadores de cambios ambientales. *Jornadas sobre la conservación de Lagos y Humedales de la Península Ibérica. Miraflores de la Sierra (Madrid)* 1997.
- Rieradevall M, Bonada N, Prat N. (en prensa). Recent and past zoobenthic communities in the high mountain lake Redú (Pyrenees, Spain). A MOLAR project study. *Verh Internat Verein Limnol*.
- Rodriguez-Capítulo A, Paggi A, César I. 1995. Composición del zoobentos de la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Limnetica* 11(1): 29-38.
- Saether OA. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* 2: 65-74.
- Saether OA. 1980a. The influence of eutrophication on deep lake benthic invertebrate communities. *Progressive Wat Technol* 12: 161-180.
- Schindler DW, Mills KH, Malley DF, Findlay DL, Shearer JA, Davies IJ, Turner MA, Linsey GA, Cruikshank DR. 1985. Long-Term Ecosystem Stress: The Effects of Years of Experimental Acidification on a Small Lake. *Science* 228: 1395-1401.
- Schnell OA, Willassen E. 1996. The chironomid (Diptera) communities in two sediment cores from Store Hovvatn, S. Norway, an acidified lake. *Ann Limnol* 32: 45-61.
- Stankovic S, Tocko M, Sapkarev J. 1971. Ecological differentiation of the Benthos-fauna of Lake Ohrid. *Arch Hydrobiol* 68: 163-203.
- Strayer DL. 1991. Perspectives on the size structure of lacustrine zoobenthos, its causes and its consequences. *J North Amer Benthol Soc* 10: 210-221.

- Strayer D, Likens G. 1986. An energy budget for the zoobenthos of Mirror Lake, New Hampshire. *Ecology* 67: 303-313.
- Thienemann A. 1922. Die beiden Chironomusarten der Tieferfauna der norddeutschen Seen. Ein hydrobiologisches Problem. *Arch Hydrobiol* 13: 609-646.
- Walker IR. 1995. Chironomids as indicators of past environmental change. En: Armitage PD, ranston PS, Pinder LCV (eds.). *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London.
- Walker IR, Mott RJ, Smol JP. 1991a. Allerod-Younger Dryas lake temperatures from midge fossils in Atlantic Canada. *Science* 253: 1010-1012.
- Walker IR, Smol JP, Engstrom DR, Birks HJB. 1991b. An assessment of Chironomidae as quantitative indicators of past climatic change. *Canadian J Fish Aquat Sci* 48: 975-987.
- Walker IR, Levesque AJ, Cwynar LC, Lotter AF. 1997. An expanded surface-water palaeotemperature inference model for use with fossil midges from Eastern Canada. *J Palaeolimnol* 18: 165-178.
- Warwick WF. 1980. Palaeolimnology of the Bay of Quinte, Lake Ontario: 28000 years of cultural influence. *Canadian Bull Fish Aquat Sci* 206: 1-117.
- Warwick WF. 1988. Morphological deformities in Chironomidae (Diptera) Larvae as biological indicators of toxic stress. *Toxic contaminants and ecosystem health; a Great Lakes Focus* 14: 281-320.
- Warwick WF, Fitchko J, McKee PM, Hart DR, Burt AJ. 1987. The incidence of Deformities in *Chironomus* spp. from port Hope Harbour, Lake Ontario. *J Great Lakes Res / Internat Assoc Great Lakes Res* 13: 88-92.
- Wathne BM, Patrick ST, Montheith D, Barth H. 1995. ALPE Project Part 1. April 1991-April 1993. Report EUR16129EN. European Commission. Luxembourg. 296 p.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J Wat Poll Control Federation* 52: 537-547.
- Wiederholm T. 1984. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia* 109: 243-249.