

TEMPORALIDAD Y CONTAMINACIÓN COMO CLAVES PARA INTERPRETAR LA BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS EN UN ARROYO MEDITERRANEO (Riera de Sant Cugat, Barcelona)

N. Bonada, M. Rieradevall y N. Prat

Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona.

Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona. Spain.

RESUMEN

En Octubre de 1995 se estudiaron los macroinvertebrados acuáticos en varias localidades de la cuenca de la Riera de Sant Cugat (Barcelona) situadas dentro y fuera del Parque Metropolitano de Collserola y, se relacionaron con la calidad y la temporalidad de las aguas.

Gran parte del recorrido de los cauces estaba seco en el momento de estudio. Algunas localidades, situadas en los límites del Parque, poseían flujo permanente pero con elevados signos de contaminación. Dentro del Parque se encontraron algunas zonas con caudal permanente, aunque reducido (desde menos de 1 l/s hasta 32 l/s), y zonas con flujo intermitente, además de los que estaban secos.

En las quince localidades muestreadas se encontraron un total de 65 taxones distintos; la mayor riqueza en una sola estación fue de 33 y se encontraron tanto especies de zonas redifilas (simúlidos o algunos efemerópteros) como aquellas más propias de aguas lénticas como hemipteros, odonatos o algunos coleópteros. Mediante un análisis de ordenación en el espacio se agruparon las estaciones y se ordenaron en función de su flujo y del grado de contaminación, diferenciándose claramente las estaciones externas al parque (con flujo moderado y cierta contaminación) de aquellas situadas en el interior del parque y, entre éstas, las de flujo permanente respecto a las encharcadas. Se analizaron las diferencias entre estos cuatro grupos según los tipos de organismos existentes y su estrategia trófica.

A pesar de que muchos puntos de muestreo presentaban poca agua, se refuerza la idea de la importancia de mantener los flujos mínimos de estos ríos para conservar la biodiversidad.

Palabras clave: temporalidad, contaminación, calidad del agua, macroinvertebrados, diversidad, niveles tróficos, zonas protegidas

ABSTRACT

In October 1995, the aquatic macroinvertebrate community of the Sant Cugat stream (Barcelona) was examined at various sampling points. Several streams were located inside of the Collserola Metropolitan Park while the main section was in the border area. The community was related to the pollution and the flow seasonality of the stream.

Most of the sampling points, located close to the edge of the Park, had permanent flow but with high pollution. On the other hand, inside the Park there were localities with low flow (from <1 l/s to 32 l/s), others with intermittent flow, and several without water:

In the fifteen localities sampled a total of 65 taxa were found; the highest species richness found was 33 taxa of reophilus species (such as simuliidae and ephemeroptera) as well as lentic species such as hemiptera, odonata and some coleoptera. Using an ordination analysis, sampling points were grouped according to their flow and pollution level. The localities outside the Park (with moderate flow and high pollution) are clustered apart from those inside the Park, where sampling points with permanent water flow and intermittent water flow are clearly differentiated. The differences between the four groups of sampling points with distinct macroinvertebrate community also show differences in the dominance of trophic groups, with collector-gatherers dominant in polluted areas.

In temporary streams, the presence of permanent streams (even with very low flow or only pools) is a key factor to maintain biodiversity.

Keywords: seasonality, pollution, water quality, macroinvertebrates, diversity, trophic levels, protected zones

INTRODUCCIÓN

Los ríos de régimen mediterráneo poseen grandes fluctuaciones de caudal (Sabater *et al.*, 1993; Giudicelli *et al.*, 1985; Sabater *et al.*, 1995), hasta el punto de que en algunas épocas del año pueden hallarse total o parcialmente sin agua (Ferrerías-Romero & García-Rojas, 1995; Coimbra *et al.*, 1996), siendo un caso extremo las ramblas del sureste peninsular (Molina *et al.*, 1994). Además, se ven frecuentemente alterados por las derivaciones de agua y la contaminación (Prat *et al.*, 1985, 1996 y 1997; Prenda & Gallardo-Mayenco, 1996; Coimbra *et al.*, 1996; Maamri *et al.*, 1997), lo que unido a la temporalidad propia de su régimen hidrológico supone la existencia de unos ecosistemas peculiares (Moreno *et al.*, 1996, 1997). Las crecidas pueden ser un factor importante en la limitación de su biodiversidad, aunque los ríos mediterráneos muestran una capacidad importante de recuperación y pueden mantener comunidades relativamente complejas (Vidal-Abarca *et al.*, 1991; Ortega *et al.*, 1991).

La dinámica y el funcionamiento de las comunidades de macroinvertebrados en este tipo de ríos y en España ha sido relativamente poco estudiada, aunque existen cada vez más datos de diferentes regiones del levante peninsular (Prat *et al.*, 1985; Puig *et al.*, 1986; Vidal-Abarca *et al.*, 1991, 1992; Ortega *et al.*, 1991; Gallardo, 1993; Prenda & Gallardo-Mayenco, 1996; Martínez-López *et al.*, 1996; Moreno, 1996; Domínguez *et al.*, 1997; Del Moral *et al.*, 1997). Por otro lado, el efecto de la protección de espacios en áreas naturales y/o periurbanas sobre la fauna macroinvertebrada de los ecosistemas acuáticos que incluyen, ha sido poco o nada estudiado (Rieradevall *et al.*, en prensa).

El objetivo del presente estudio es caracterizar, desde el punto de vista de su composición y estructura trófica, la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de los arroyos que conforman la cuenca de la Riera de Sant Cugat y su relación con distintos tipos de perturbaciones, ya sean reducciones de caudal o contaminación por vertidos, en zonas protegidas y no protegidas.

AREA DE ESTUDIO

La Sierra de Collserola (Parque Forestal desde 1976 y actualmente Parque Metropolitano) con 6.500 Ha está situada en la vertiente noroeste de Barcelona y limita al este con el Río Besós y al oeste con el Río Llobregat. La Riera de Sant Cugat, tributaria del Río Ripoll (afluente del Besós), bordea la zona norte del Parque y sus afluentes del margen derecho discurren dentro del mismo. La parte media y baja de la cuenca transcurre a través de pueblos importantes, circundantes al Parque, como Sant Cugat del Vallés y Cerdanyola del Vallés. En algunos tramos dentro del Parque los cauces se encuentran alterados por impactos urbanísticos más o menos importantes.

En general, los cauces poseen poca pendiente como consecuencia de la reducida altitud del Parque. Sus lechos están constituidos por arenas, gravas y piedras de canto rodado a veces con materiales artificiales, en zonas urbanizadas, o con hojarasca en zonas muy cerradas por la vegetación de ribera. Dentro del Parque, la vegetación de ribera suele ser importante en algunos de los arroyos, proporcionando elevados niveles de cobertura. Las especies predominantes son chopos, olmos, encinas y pinos, junto a una abundante vegetación arbustiva. En los tramos que rodean el Parque, o los que discurren cerca de áreas urbanizadas, las riberas están bastante degradadas con presencia de cultivos y vegetación ruderal nitrófila. El clima de la zona es mediterráneo con abundantes precipitaciones torrenciales, principalmente en otoño. El sustrato silíceo (pizarras) no permite la presencia de grandes acuíferos, por lo que la mayoría de torrentes poseen flujo intermitente y en los que mantienen un caudal permanente, el flujo es reducido.

METODOLOGÍA

Se estudiaron, en una única ocasión (Octubre de 1995), 22 localidades de la cuenca de la Riera de Sant Cugat (Fig. 1), 11 pertenecientes al Parque y 11 situados fuera pero cerca de sus límites. De estas 22 localidades, solamente 15 fueron mues-

treadas ya que el resto o bien estaban secas, o, tras una primera exploración, se comprobó que no presentaban fauna macroinvertebrada debido a que eran pozas de agua de lluvia (estaciones 16 y 17) o eran pozas aisladas muy contaminadas en el momento del muestreo (estación 1).

En cada punto de muestreo, se realizó una caracterización visual del estado de conservación de la cuenca y de la vegetación de ribera. Ade-

más se hizo una descripción del hábitat acuático, considerando tipo de substrato y microflore bentónica. También se determinaron “in situ” el caudal, la temperatura, la conductividad y el oxígeno disuelto mediante los correspondientes aparatos de campo (los resultados se pueden ver en Bonada *et al.*, 2000).

El macrobentos se capturó mediante una red de 250 µm de malla procurando muestrear todos los

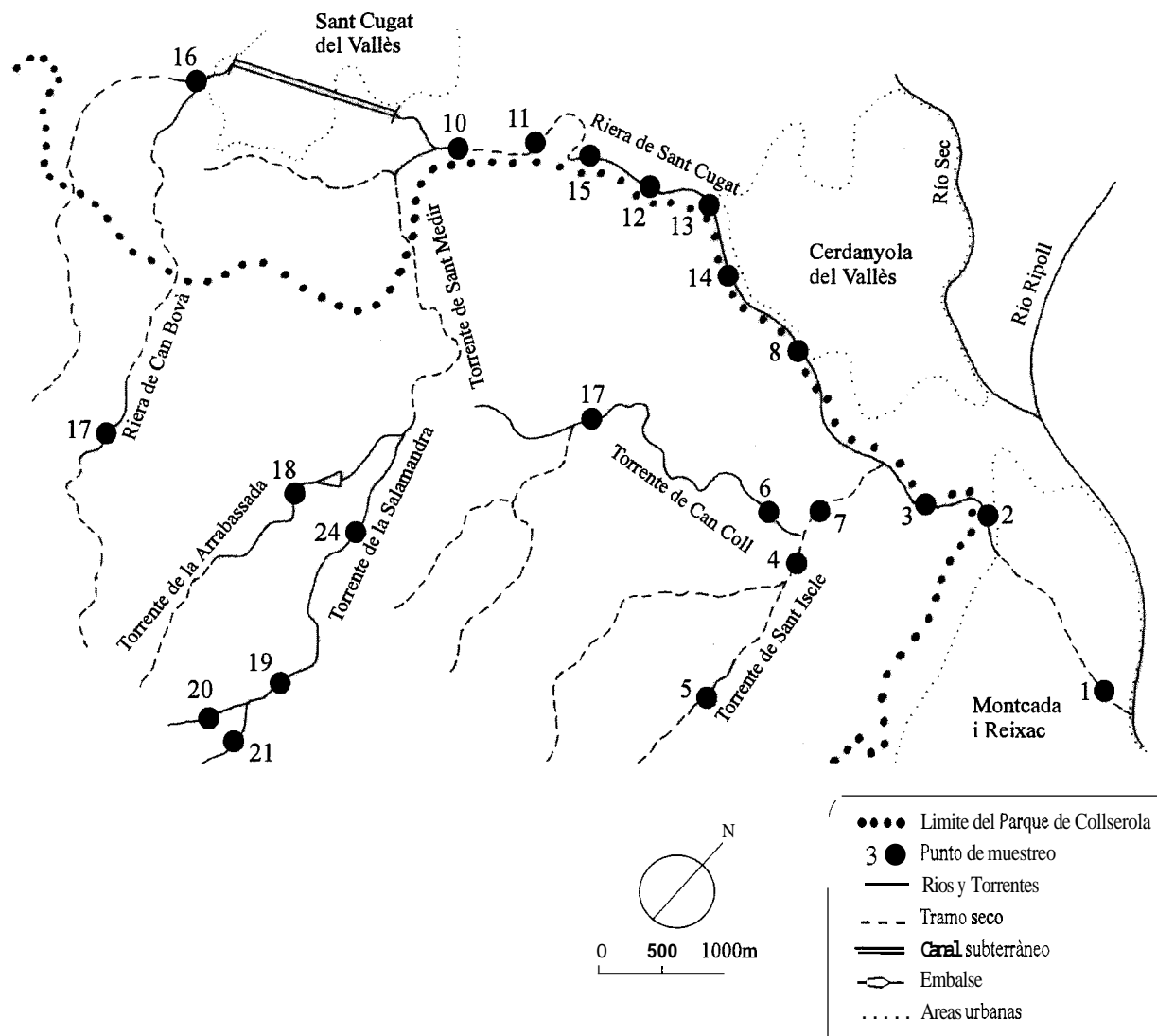


Figura 1. Mapa de localidades muestradaa. Ver significado de los símbolos en la leyenda. Location of the sampling sites. See legend for explanation.

substratos presentes con el mismo esfuerzo de muestreo. Las muestras son, pues, semicuantitativas y así se han tratado. Se fijaron en formol al 4% para su posterior separación en el laboratorio, donde se separaron y se identificaron los organismos. La identificación se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible (género o especie), excepto para algunos dípteros o bien cuando los individuos pertenecían a estadios muy pequeños. La determinación de la calidad biológica de las aguas se realizó mediante la aplicación de dos índices biológicos, el BMWP' (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988) y el BILL (Prat *et al.*, 1985; 1996).

La caracterización de la comunidad de macroinvertebrados se realizó mediante el estudio de la similaridad entre muestras aplicando de forma exploratoria varios índices y utilizando varios algoritmos de agrupación aglomerativa. Se presentan los resultados obtenidos con el índice de similaridad de Steinhaus y mediante la agrupación UPGMA (unweighted pair-group method using arithmetic averages) por ser los que mostraron agrupaciones más claras de las comunidades. Finalmente, se analizó la estructura de la matriz de similaridades entre muestras en relación a su posición en el espacio geográfico real mediante el método de "constrained-clustering". Con el cluster resultante de este método se dibujó un mapa de coordenadas geográficas con los distintos niveles de agrupación definidos por el método. Para cada una de las sucesivas fases del análisis estadístico de los datos se utilizaron los subprogramas SIMIL, CLUSTER y BIOGEO (Legendre & Vaudor, 1991).

RESULTADOS

Características físicas y químicas

Un 58,65% de los cursos de agua de la cuenca de la riera de Sant Cugat se hallaban secos en el momento de muestreo. De las 22 estaciones prospectadas, cinco estaban secas (localidades 1, 4, 7, 10 y 11), ocho presentaron un caudal inferior a 1 l/s (puntos 2, 5, 6, 9, 16, 17, 20 y 21) mientras que

las restantes tenían un caudal de entre 7,5 l/s y 32 l/s. La mayoría de las estaciones presentaban concentraciones de oxígeno elevadas (entre 5,5 y 17,6 mg/l), ya que la riera no recibía grandes volúmenes de aguas residuales (las cuales se encontraban canalizadas hacia la depuradora de Montcada i Reixac) y el agua que circulaba normalmente, provenía de fuentes o de pequeñas aportaciones no conectadas al sistema general de colectores.

Las localidades situadas en el interior del Parque presentaron valores de saturación de oxígeno inferiores al 100%, como consecuencia de la densa cobertura del bosque que impide la llegada de la luz y el desarrollo de la comunidad algal. Esto no ocurre en los puntos externos al Parque, donde la ausencia de cobertura riparia permite la presencia de comunidades importantes de diatomeas y cianófitos, lo que origina valores de sobresaturación de oxígeno en algunas localidades (estaciones 2 y 3).

Composición de la comunidad de macroinvertebrados y calidad de las aguas

En total se han identificado 65 taxones. De estos, las familias mejor representadas por su frecuencia y abundancia son las de los Quironómidos, Simúlidos y Gammáridos. Las zonas protegidas por el Parque, con cierto caudal (estaciones 19 y 24), presentan una mayor variedad de grupos que las localidades con menor flujo (20 y 21). Las localidades circundantes al Parque (12, 13 y 14) tienen –a pesar de poseer un caudal mayor– comunidades poco diversas y más propias de zonas contaminadas con mayor abundancia de quironómidos, simúlidos y oligoquetos. La autodepuración se refleja aguas abajo de estos puntos, en un aumento de la diversidad (puntos 8 y 3). El listado completo de los organismos encontrados se puede consultar en Bonada *et al.* (2000).

La determinación a nivel específico de algunos grupos revela que algunas de las especies presentes son las propias de cursos temporales o intermitentes con condiciones lénticas buena parte del año (*Electrogena lateralis*, *Caenis rivulorum*), mientras que otras son propias de aguas relativa-

mente frías y permanentes (*Prosimulium hirtipes* y *Simulium* (N.) *vernum*) como sucede en las localidades 19 y 24, situadas dentro del parque. Por su parte *Simulium* (*Eusimulium*) sp. es característico de zonas más cálidas y eutrofizadas, donde también se encuentran ejemplares de *Cricotopus* (C.) gr. *bicinctus*, *C. (I.) gr. sylvestris* y *Chironomus* & *luridus*, propias de aguas con elevadas concentraciones de materia orgánica, y halladas en las localidades situadas fuera del Parque.

Un taxón muy bien representado es el gammarídeo *Echinogammarus longisetosus*, muy frecuente en las localidades dentro del Parque con abundante hojarasca, especialmente en la estación 6. La presencia de una única familia de plecóptero (Nemouridae), pocos efemerópteros y pocos tricópteros muestra las limitaciones del sistema para sustentar una variada comunidad de organismos reófilos y su marcado carácter temporal.

Los índices de calidad BMWP' y BILL (Tabla 1), muestran que las localidades situadas fuera del Parque poseen niveles de calidad muy bajos. En cambio, las localidades situadas en el interior del Parque tienen buen nivel de calidad, excepto los puntos 9, 20 y 21. La estación 9, situada en el Torrent de Can Coll recibe aportes puntuales de aguas residuales que reducen su calidad (nivel III en el BMWP'). No obstante, a poca distancia se vuelve a alcanzar una buena calidad (estación 6), hecho que se constata con una recuperación de los niveles de oxígeno (de 5,72 mg/l en la estación 9 a 7,42 mg/l en la 6) y un aumento de la riqueza taxonómica y de los índices de calidad aplicados (el BMWP' pasa de calidad III a I). En las localidades 20 y 21, si bien el índice BMWP' alcanza valores bajos, indicando contaminación, los organismos presentes fueron propios de aguas limpias (como *E. longisetosus*)

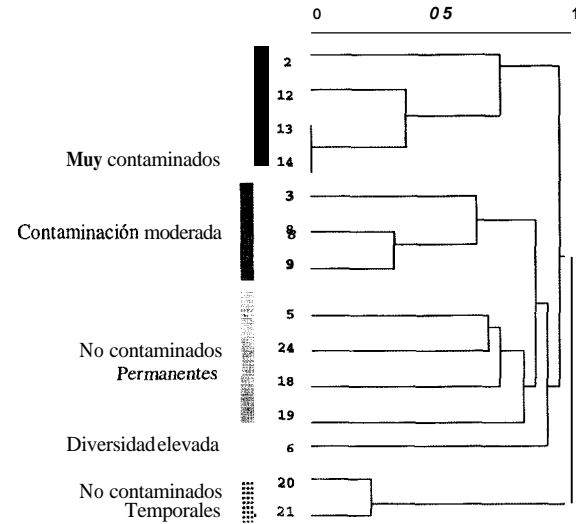


Figura 2. Dendrograma de la agrupación de las localidades según su similitud usando el programa CLUSTER. A las distintas agrupaciones halladas se les ha asociado un grado de contaminación y temporalidad. El dendrograma es significativo, con un $r = 0,97$. Dendrogram derived from sample similarity matrix using the CLUSTER program. An ecological definition was assigned to each group. The dendrogram is significant, with $r = 0.97$.

aunque poco abundantes debido a que el reducido caudal no permite mantener un elevado número de individuos.

Comparación de localidades según su grado de similitud

El grado de contaminación y de características de temporalidad del caudal son importantes en la definición de las distintas comunidades de macroinvertebrados (Fig. 2). Un primer grupo aparece diferenciando las estaciones más temporales (estaciones 20 y 21) de las permanentes. En segundo lugar, las estaciones se agrupan siguiendo

Tabla 1. Valores del BILL y rangos del índice BMWP' según ALBA-TERCEDOR y SANCHEZ-ORTEGA (1988) en las localidades muestreadas. BILL values and BMWP' ranks according to ALBA-TERCEDOR and SANCHEZ-ORTEGA (1988) at each sampling site.

	FUERA DEL PARQUE						DENTRO DEL PARQUE								
	2	3	8	12	13	14	5	6	9	17	18	19	20	21	24
BMWP'	II	IV	III	V	IV	IV	III	I	III	II	II	I	IV	IV	II
BILL	3	6	4	0	2	3	6	10	6	5	9	10	4	4	8

un gradiente de contaminación, desde las no contaminadas a las muy contaminadas, pasando por estaciones de contaminación moderada. El análisis de la matriz de similaridad con restricción espacial (coordenadas geográficas) revela que las agrupaciones se sitúan en un gradiente altitudinal, desde las zonas de cotas más elevadas a las más bajas (Fig. 3), lo que pone de relieve la importancia de la zona protegida por el parque y en especial la importancia de las Áreas de cabecera de los ríos como Áreas con fauna relativamente diferente y a proteger. Como las agrupaciones son las mismas en ambos análisis los comentarios pertinentes se realizarán en adelante de manera

combinada. Así, las estaciones del curso principal que se sitúan más allá del límite del Parque (2, 12, 13 y 14) quedan agrupadas (grupo "Muy contaminados"), ya que todas poseen valores bajos de los índices biológicos calculados (nivel V de BMWP' o de BILL). El número de taxones encontrados en este grupo es muy bajo (de 1 a 4). Un segundo grupo ("Contaminación moderada") es el constituido por los puntos 3, 8 y 9 que poseen contaminación moderada (III 6 IV BMWP' y 4 6 6 de valor de BILL) con flujo constante y número de taxones intermedio (entre 6 y 12).

Las localidades no contaminadas, situadas en el interior del parque, se agrupan según su flujo

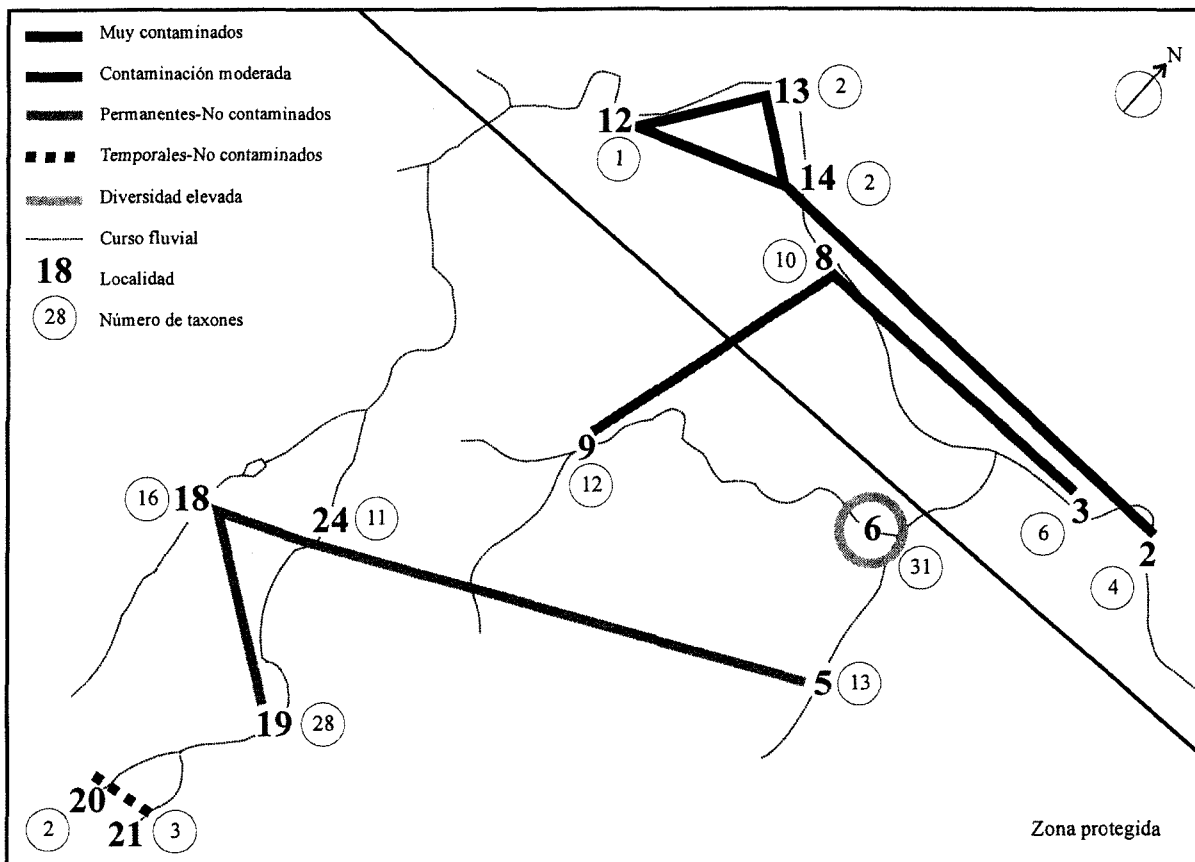


Figura 3. Proyección espacial sobre coordenadas geográficas (programa BIOGEO) de los grupos de localidades mostrados en el dendrograma de la Figura 2. La línea recta representa los límites de protección del parque. Los valores dentro de los círculos indican el número de taxones hallados en cada estación. *Spatial projection using geographical coordinates (BIOGEO program) of the groups of sampling sites arising from the cluster: Different shading lines refer to the same groups as in Figure 2. The straight line marks the Park protection boundary. The values inside the circles are the number of taxa found.*

(“No contaminados-Permanentes” y “No contaminados-Temporales”). En el segundo grupo, tenemos los tramos de cabecera (20 y 21) con muy bajo caudal, 10 que supone bajo número de individuos y variedad específica (sólo 2 ó 3 especies). Las zonas con aguas permanentes y fluyentes no contaminadas (5, 24, 18 y 19) son las más diversificadas, con mayor riqueza específica (entre 11 y 28 taxones distintos) y con número elevado de individuos, así como especies indicadoras de buena calidad de las aguas. Por otra parte, la estación 6, a pesar de tratarse de una poza con un flujo de renovación bajo, posee elevada abundancia y diversidad de individuos, con especial atención al gammárido *Echinogammarus longisetosus*, cuya abundancia se maximiza por la cobertura del bosque en este punto que aporta gran cantidad de materia orgánica para la alimentación del crustáceo.

Estructura trófica de las comunidades

La estructura trófica de cada localidad se ha analizado de acuerdo con el tipo de alimentación que cada táxon tiene asignado en la literatura (Tachet *et al.*, 1980). La estación 6 se ha incluido en el grupo “No contaminados-Permanentes” para facilitar el análisis.

Las estaciones agrupadas dentro de la categoría de “Muy contaminadas” o “Contaminación moderada” (Figura 4), presentaban un mayor porcentaje de organismos filtradores, especialmente Simúlidos o Quironomidos. En cambio, en las estaciones categorizadas dentro del grupo de “No contaminados-Permanentes” o de “No contaminados-Temporales” fueron muy abundantes los trituradores (Gammáridos, en su mayor parte), debido a que se trata de localidades situadas dentro del Parque con abundante vegetación de ribera que aporta material alóctono. Este tipo de organismos fueron poco abundantes en alguna de las estaciones fuera del Parque, donde aparecían como importantes los ramoneadores, como consecuencia del desarrollo de la comunidad algal.

En general se observa (Fig 4) que las localidades no contaminadas y con flujo relativamente alto (grupo “No contaminados-Permanentes”)

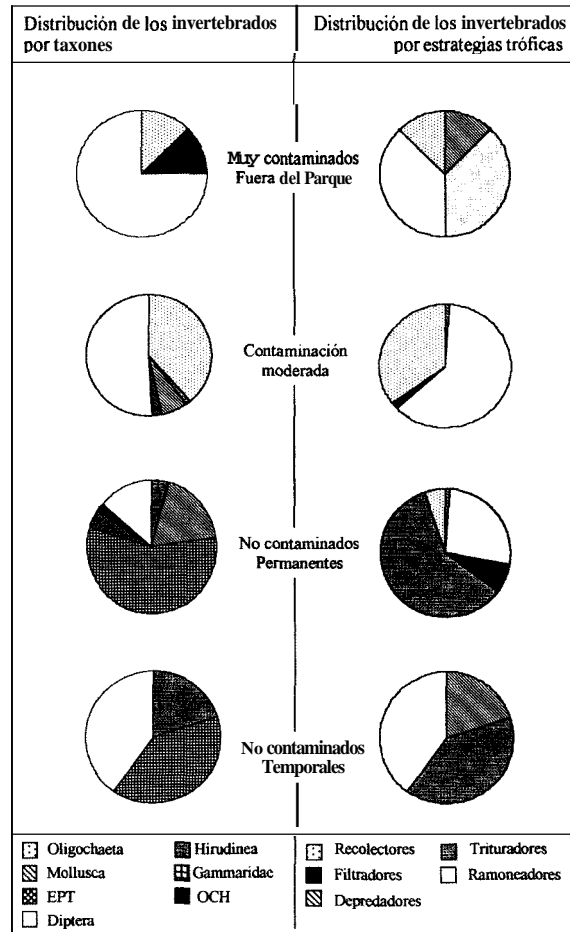


Figura 4. Representación de las abundancias relativas de los macroinvertebrados segdn grupos taxonómicos (izquierda) y grupos tróficos (derecha) en cada una de las comunidades definidas segdn el dendograma construido sobre una matriz de similitudes (Figura 2). EPT agrupa Efemerópteros, Plecopteros y Tricópteros, mientras que OCH agrupa Odonatos, Coleópteros y Heteropteros. Representation of relative abundances of different taxonomic groups of macroinvertebrates (left) and trophic strategies (right) in each of the macroinvertebrate communities defined by the cluster analysis (Figure 2). EPT groups Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera, while OCH group Odonata, Coleoptera and Heteroptera.

poseían una comunidad más diversa y de estructura trófica más compleja comparadas con las localidades contaminadas y las no contaminadas con flujo bajo.

DISCUSIÓN

Los ríos mediterráneos cuentan con diversos estudios en España que han caracterizado sus comunidades y la relación de éstas con la contaminación (Prat *et al.*, 1985; Prat *et al.*, 1985; Vidal-Abarca *et al.*, 1991; Puig *et al.*, 1986), además de otros trabajos que han estudiado grupos taxonómicos de forma particular (Suarez *et al.*, 1986; Moreno *et al.*, 1997), ciclos biológicos (Recasens, 1984; Recasens & Puig, 1987; Ferreras-Romero & García-Rojas, 1995) o la recolonización después de las riadas (Ortega *et al.*, 1991). En estos estudios se destaca la relativa pobreza de estos ríos en especies de Ephemeropteros, Plecópteros y Tricópteros (ríos EPT) y la abundancia de Coleópteros, Odonatos o Hemipteros (ríos OCH) (Legier & Talin, 1973; Alba-Tercedor *et al.*, 1992; Malmqvist *et al.*, 1993). Este patrón resulta muy marcado en las ramblas y ríos del sudeste español (Moreno *et al.*, 1996), aunque no lo es tanto cuando se estudian los ríos de la zona de Cataluña (Prat *et al.*, 1985).

Los datos recolectados en la riera de Sant Cugat nos hacían pensar a priori en un ecosistema muy pobre en especies, dada su proximidad a las grandes zonas urbanas cercanas a Barcelona donde se hace un uso intensivo y extensivo del agua. Sin embargo, la presencia del Parque Metropolitano de Collserola, permite que se mantengan comunidades de macroinvertebrados característicos de aguas limpias, más o menos complejas en función del grado de temporalidad del cauce. De entre las estaciones que se muestrearon en la cuenca de la Riera de Sant Cugat, tenemos localidades sin flujo dentro y fuera de la zona protegida, localidades con flujo reducido dentro del Parque y estaciones con flujo relativamente importante dentro y fuera de los límites del Parque. Ello permite comparar los efectos de la temporalidad y la contaminación sobre la comunidad de macroinvertebrados.

Las estaciones se agruparon en función de estas dos perturbaciones, encontrando los siguientes grupos de ordenación: estaciones “Muy contaminadas-Fuera del Parque”, con “Contaminación moderada”, “No contaminados-Perma-

nentes” y “No contaminados-Temporales”, estos dos últimos formados enteramente con localidades situadas dentro del Parque. Los parámetros que establecen las diferencias entre localidades situadas dentro o fuera de la zona protegida son: La riqueza taxonómica, la estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados, la calidad de las aguas y el desarrollo de la vegetación riparia. Las localidades externas al Parque presentaban un bosque de ribera bastante degradado, valores bajos de los índices biológicos aplicados y comunidades de macroinvertebrados muy sencillas tróficamente, lo que en global implicaba una mala calidad del sistema. De las estaciones protegidas por el Parque, aquellas con mayor flujo tenían comunidades más complejas tanto en riqueza taxonómica como en estructura trófica. En cambio, aquellas con flujo reducido, tenían comunidades sencillas pues el poco caudal circulante no permitía mantener una compleja comunidad de macroinvertebrados. En cuanto a calidad de aguas, si bien en general las localidades dentro del Parque tenían muy buena calidad, el índice BMWP’ indicaba que las localidades con flujo reducido tenían mala calidad a pesar de que los organismos encontrados son propios de aguas limpias. Esta dificultad en la aplicación del índice en los ríos mediterráneos temporales también ha sido percibida en otros trabajos (Martínez-López *et al.*, 1996; Coimbra *et al.*, 1996; Domínguez *et al.*, 1997), puesto que en todos los casos, el reducido número de taxones disminuye el valor de este índice.

Tal y como se indica en otros trabajos realizados en zonas protegidas catalanas (Rieradevall *et al.*, en prensa), se encuentran grandes abundancias de organismos trituradores y pocos ramoneadores, como consecuencia de que estas zonas gozan de una importante vegetación de ribera que aporta material e impide el desarrollo de comunidades algales importantes. En cambio en las zonas no protegidas se hallan comunidades de macroinvertebrados con abundantes organismos filtradores ya que existe una importante cantidad de material en suspensión producto de la contaminación (Del Moral *et al.*, 1997) y ramoneadores debido al gran desarrollo algal de algunas zonas.

Así pues, a pesar de que las crecidas y la temporalidad actúan como perturbaciones que podrían reducir de una forma importante la biodiversidad (Resh *et al.*, 1990), y ello se da de forma importante en los ríos mediterráneos (Maamri *et al.*, 1997), ésta puede ser relativamente elevada e incluso similar a la hallada en ríos más permanentes (Legier & Talin, 1973; Boulton & Suter, 1986; Boulton & Lake, 1992) siempre que se mantenga un flujo permanente (aunque reducido) y/o zonas encharcadas con bosques de ribera bien conservados.

Todo ello puede verse en el estudio de la riera de Sant Cugat, donde el mosaico de condiciones dentro y fuera del parque y la presencia de pequeños torrentes, originan una comunidad más compleja de lo que se pudiera pensar "a priori" y que se puede constatar en un estudio extensivo en una sola época del año.

Nuestros datos muestran que las zonas protegidas tienen un potencial importante para que se desarrolle una fauna diversa, y que actúan como refugio de los macroinvertebrados característicos de ríos temporales mediterráneos no contaminados. También hay que destacar, que a pesar de ser ríos con escaso caudal (y por tanto con poca dilución de la carga contaminante) presentan una considerable capacidad de autodepuración cuando ven alterada su calidad como ocurre en la transición del punto 9 al 6, 10 que también ha sido descrito en otros trabajos (Coimbra *et al.*, 1996; Prenda & Gallardo-Mayenco, 1996).

AGRADECIMIENTO

Este estudio se ha realizado gracias a la financiación del proyecto CICYT AMB95-0220. Durante la realización del presente trabajo, uno de los autores (N.B.) ha disfrutado de una beca FPI.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978). *Limnetica*, 4: 5 1-56.
- ALBA-TERCEDOR, J., G. GONZÁLEZ & M.A. PUIG. 1992. Present level of knowledge regarding fluvial macroinvertebrate communities in Spain. *Limnetica*, 8: 231-241.
- BONADA N., M. RIERADEVALL & N.PRAT. (2000). Biodiversitat i qualitat de l'aigua a la Riera de Sant Cugat (Collserola, Barcelona). *I Jornades sobre la Recerca en els sistemes naturals de Collserola: aplicacions a la gestió del Parc*: 45-49.
- BOULTON, A. J. & P.J. SUTER. 1986. Ecology of temporary streams- An Australian perspective. In: *Limnology in Australia*. P. De Deckker & W. D. Williams (eds.): 313-327.
- BOULTON, A.J. & P.S. LAKE. 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwat. Biol.*, 27: 99-121.
- COIMBRA, C.N., M.A.S. GRAÇA & R.M. CORTES. 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary mediterranean river. *Environmental Pollution*, 94(3): 301-307.
- DEL MORAL, M., F. MARTÍNEZ-LÓPEZ & A.M. PUJANTE. 1997. Estudio de los pequeños ríos de la Sierra de Espadán (SO de Castellón). Macroinvertebrados y calidad de sus aguas. *Ecología*, 11: 37-61.
- DOMÍNGUEZ, M. I., F. MARTINEZ-LOPEZ & A. PUJANTE. 1997. Determinación de la calidad de las aguas en once arroyos de la cuenca del río Cabriel. *Ecología*, 11: 63-81.
- FEKRERAS-ROMERO, M. & A.M. GARCÍA-ROJAS. 1995. Life-history and spatial separation exhibited by the odonates from a mediterranean inland catchment in southern Spain. *Vie et Milieu*, 45(2): 157-166.
- GALLARDO, A. 1993. Macroinvertebrate associations in two basins of SW Spain. *Arch. Hydrobiol.* 127: 473-483.
- GIUDICELLI, J., M. DAKKI & A. DIA. 1985. Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22:2094-2101.
- LEGENDKE, P. & A. VAUDOR. 1991. The R Package: Multidimensional analysis, spatial analysis. Université de Montréal. 142 pag.
- LEGIER, P. & TALIN, J. 1973. Comparaison de ruisseaux permanents et temporaires de la provence calcaire. *Annls. Limnol.*, 9(3): 273-292.
- MAAMRI, A., H. CHERGUI & E. PATTEE. 1997. Leaf litter processing in a temporary northeastern Moroccan river. *Arch. Hydrobiol.*, 140(4): 513-531.

- MALMQVIST, B., A.N. NILSSON, M. BAEZ, P.D. ARMITAGE & J. BLACKBURN. 1993. Stream macroinvertebrate communities in the island of Tenerife. *Arch. Hydrobiol.*, 128(2): 209-235.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, F., A. PUJANTE & V. RIBARROCHE. 1996. Macroinvertebrados, comunidades vegetales y calidad de las aguas de la cuenca del río Palancia (Castellón, Valencia, España). *Ecología*, 10: 113-135.
- MOLINA, C., M.R. VIDAL-ABARCA & M.L. SUAREZ. 1994. Floods in arid southeast Spanish areas: a historical and environmental review. In: *Coping with Floods*. G. Rossi, N. Harmancioglu, V. Yevjevich (eds.): 271-278.
- MORENO, J.L., M.L. SUÁREZ & M.R. VIDAL-ABARCA. 1996. Valor ecológico de las ramblas como ecosistemas acuáticos singulares. Tomo Extraordinario. 125 Aniversario de la Real Sociedad Española de Historia Natural: 411-415.
- MORENO, J.L., A. MILLÁN, M.L. SUÁREZ, M.R. VIDAL-ABARCA & J. VELASCO, 1997. Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams ("ramblas") of south.eastern Spain. *Arch. Hydrobiol.*, 141(1): 93-107.
- ORTEGA, M., M.L. SUAREZ, M.R. VIDAL-ABARCA, R. GÓMEZ & L. RAMÍREZ-DÍAZ. 1991. Aspects of postflood recolonization of macroinvertebrates in a "Rambla" of South-East Spain ("Rambla del Moro": Segura River Basin). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1994-2001.
- PRAT, N., G. GONZALEZ, X. MILLET & M.A. PUIG. 1985. El Foix. Entre l'eixutosa i la contaminació. *Monografies. Diputació de Barcelona*, 11, 95 pp.
- PRAT, N., M. RIERADEVALL, A. MUNNÉ & G. CHACON. 1996. La qualitat ecològica de les aigües del Besòs i Llobregat. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius. Àrea de Medi Ambient. Diputació de Barcelona*, 1. 102 pp.
- PRAT, N., M. RIERADEVALL, A. MUNNÉ, C. SOLA & G. CHACON. 1997. La qualitat ecològica de les aigües del Besòs i Llobregat. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius. Àrea de Medi Ambient. Diputació de Barcelona*, 2. 153 pp.
- PRENDA, J. & A. GALLARDO-MAYENCO. 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Arch. Hydrobiol.*, 136(2): 159-170.
- PUIG, M.A., M. FERRERAS-ROMERO & A.M.G. ROJAS. 1986. Ecosistemas de ríos temporales: Ecología de las poblaciones de efemerópteros de la cuenca del río Bembézar (Sierra Morena). *Anales de Biología (Biología Ambiental)*, 8(2): 65-69.
- RECASENS, L. 1984. Cicle vital d'Hydropsyche sil-talai (Trichoptera: Hydropsychidae) a la riera de l'Avencó (Vallès Oriental). *Bull. Inst. Cut. Hist. Nat.*, 52(6): 129-133.
- RECASENS, L. & M.A. PUIG. 1987. Life cycles and growth patterns of Trichoptera in the Matarraña, a karstic river. *Proc. of the 5th Int. Symp. on Trichoptera*. 247-251.
- RESH, V.H., J.K. JACKSON & E.P. McELRAVY. 1990. Disturbance, annual variability, and lotic benthos: examples from a Californian stream influenced by a mediterranean climate. *Mem. Inst. Ital. Idrobiol.*, 47:309-329.
- RIERADEVALL, M., N. BONADA & N. PRAT. (en prensa). Community structure and water quality in the mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, EN Spain). *Limnetica*.
- SABATER, F., H. GUASCH, E. MARTÍ, J. ARMENGOL & S. SABATER. 1995. The Ter: a mediterranean river case-study in Spain. *Ecosystems of the world, 22. River and stream ecosystems*. Cushing, C.E.; Cummins, K.W. & Minshall, G.W (eds.): 419-438.
- SABATER, S., F. SABATER & J. ARMENGOL. 1993. Ecología de los ríos mediterráneos. *Investigación y Ciencia*. Agosto 1993: 72-79.
- SUÁREZ, M.L., M. R. VIDAL-ABARCA, A.G. SOLER & C. MONTES. 1986. Composición y estructura de una comunidad de larvas de odonatos (Zygoptera y Anisoptera) en un río del SE de España: Cuenca del río Mula (río Segura). *Anales de Biología (Biología Ambiental)*, 8(2): 53-63
- TACHET, H., M. BOURNAUD & P. RICHOUX. 1980. Introduction à l'étude de macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique). Ministère de l'Environnement. 156 pp.
- VIDAL-ABARCA, M.R., M.L. SUAREZ, A. MILLÁN, R. GÓMEZ, M. ORTEGA, J. VELASCO, L. RAMÍREZ-DÍAZ. & C. MONTES. 1991. Estudio limnológico de la cuenca del río Mundo (río Segura). *Jornadas sobre el medio natural albacetense*: 339-357.
- VIDAL-ABARCA, M. R., M.L. SUAREZ & L. RAMÍREZ-DÍAZ. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica*, 8: 151-160.