

Limnetica, 25 (3): 683-692 (2006)

© Asociación Española de Limnología, Madrid, Spain. ISSN: 0213-8409

Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas

Oscoz J.^{1,2}, Campos F.³ & Escala M.C.¹

¹ Departamento de Zoología y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra, Apdo. 177, E-31080, Pamplona, España.

² E-mail: joscoz@alumni.unav.es.

³ Universidad Europea Miguel de Cervantes, c/ Padre Julio Chevalier 2, E-47012 Valladolid.

RESUMEN

Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos en cinco puntos del río Larraun (N España) fue estudiada en primavera y verano de 1998 con objeto de analizar los cambios de abundancia y composición asociados con la contaminación y la actividad de algunas estaciones hidroeléctricas. La estructura de la comunidad bentónica se modificó en el río como consecuencia de estas alteraciones de origen humano. Los quironómidos fueron dominantes en tramos de río alterados, mientras que gamáridos y efémeras fueron más abundantes en tramos no alterados. Los colectores fueron el grupo trófico principal en las zonas que sufrieron un elevado aumento en la concentración de nutrientes. La abundancia de macroinvertebrados bentónicos se redujo en las áreas más contaminadas y en el tramo del río que sufría una regulación del caudal.

Palabras clave: Macroinvertebrados bentónicos, Alteración del río, Contaminación orgánica, Regulación del caudal.

ABSTRACT

Variability of the benthonic macroinvertebrate community in relation water quality

The benthonic macroinvertebrate community at five points of the Larraun River (N Spain) was studied in spring and summer 1998 in order to analyse the changes in abundance and structure associated with water pollution and the activity of some hydroelectrical plants. The structure of the macroinvertebrate community was altered as a consequence of these changes of human origin. Chironomids were dominant in the altered stretches of the river, while gammarids and mayflies were more numerous in non-altered stretches. Collectors were the main trophic group in the places with higher nutrient concentrations. The abundance of benthonic macroinvertebrates decreased in the more polluted areas and in the regulated reach of the river.

Keywords: Benthonic macroinvertebrates, river alteration, organic pollution, flow regulation.

INTRODUCCIÓN

La combinación de un rápido crecimiento poblacional, asociadas a la industrialización y la urbanización ha provocado un paulatino aumento de las presiones sobre los recursos hídricos de diferentes países. La urbanización de las cuencas provoca cambios en el uso del suelo, pasando de áreas rurales a áreas residenciales o industriales, lo que lleva a incrementar los vertidos urbanos, acumular sustancias tóxicas y aumentar la demanda de agua (Sloto, 1987;

Weaver & Garman, 1994). En los últimos años se han desarrollado programas y estrategias para minimizar la polución y la cantidad de residuos, favoreciendo una mayor concienciación social sobre la necesidad de proteger los sistemas acuáticos. No obstante, todavía en muchos ríos los vertidos urbanos, agrícolas e industriales son una de las principales amenazas para la calidad de las aguas y la fauna acuática.

Además de la contaminación de las aguas, otro problema que sufren los ríos es la regulación del caudal por las centrales hidroeléctri-

cas. Distintos estudios han apuntado los efectos que el funcionamiento de estas centrales tienen sobre la comunidad fluvial como consecuencia de cambios en los patrones de caudal, régimen de temperaturas, alteración de los hábitats y variaciones en la disponibilidad de recursos tróficos (Ward, 1976; Armitage, 1984). Como consecuencia de la regulación del caudal, los organismos que habitan tramos localizados aguas abajo de las centrales hidroeléctricas deben hacer frente a las nuevas condiciones ambientales impuestas, de forma que algunos taxones desaparecen o ven reducida en su abundancia mientras que otros la aumentan (Fruget, 1991; Dessaix *et al.*, 1995; Dolédec *et al.*, 1996).

Todas estas alteraciones en los sistemas acuáticos afectan a los seres vivos que los habitan, a partir de lo cual se han desarrollado distintas metodologías que utilizan una amplia variedad de organismos, desde bacterias hasta peces (Karr, 1981; De Pauw *et al.*, 1992; Barbour *et al.*, 1999). De esta manera los organismos vivos se vienen utilizando como un reflejo de los cambios químicos y físicos que las diferentes actividades humanas inducen, siendo considerados un complemento a los análisis químicos tradicionales. Esta complementariedad e importancia de los análisis biológicos se halla recogida en la Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del agua), donde se demanda la utilización de métodos biológicos para estimar el estado ecológico de los ríos. Es más, la mencionada Directiva establece que los indicadores biológicos han de ser los que determinen en última instancia el estado de una masa de agua, resaltando así la importancia del estudio de las comunidades acuáticas y su relación con la calidad de las aguas. Dentro de los distintos organismos que se usan como indicadores biológicos, los macroinvertebrados son uno de los grupos de organismos más empleados por las ventajas que tienen (Platts *et al.*, 1983; Metcalfe-Smith, 1994; Barbour *et al.*, 1999), y su abundancia y composición, así como la estructura de grupos funcionales, han sido ampliamente utilizadas para caracterizar la calidad de las aguas en los ecosistemas acuáticos (Canfield *et al.*, 1996; Del Moral *et al.*, 1997;

Pardo *et al.*, 1998; Rieradevall *et al.*, 1999; Bonada *et al.*, 2000; Rueda *et al.*, 2002).

El objetivo de este estudio fue analizar los cambios de la abundancia y composición, así como de la estructura trófica, de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos asociados con la contaminación y con la actividad de algunas estaciones hidroeléctricas en un río del norte de España.

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el río Larraun (N España, Fig. 1), un río salmonícola afluente del río Arakil (cuenca del Ebro). El río Larraun posee una cuenca de 221 km² y su rango de altitud oscila entre los 640 msnm en su nacedero y los 430 msnm en su confluencia con el río Arakil. En sus 21 km. de longitud, el río discurre principalmente por terreno calizo, y su lecho, siguiendo la clasificación propuesta por Platts *et al.* (1983), estuvo compuesto principalmente por losa, bloques y cantos. La vegetación de ribera se encontraba dominada por alisos (*Alnus glutinosa*), sauces (*Salix* spp.), chopos (*Populus nigra*) y varias especies del género *Quercus*.

Las muestras fueron tomadas en cinco estaciones de muestreo diferentes (Fig. 1) con una longitud de unos 100 m, algunas de cuyas características se muestran en la Tabla 1. El punto superior (P-1) se localizaba aguas arriba de la localidad de Lekunberri, un pueblo con una importante actividad industrial y ganadera. Esta localidad contaba con una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) cuyo efluente se vertía aguas arriba de un embalse que derivaba agua hacia una estación hidroeléctrica localizada dos kilómetros aguas abajo de la EDAR, cerca de la localidad de Muguiro. Los dos siguientes puntos (P-2 y P-3) estaban situadas junto a dicha estación hidroeléctrica, uno aguas arriba y otro aguas abajo de la salida del agua derivada para la producción eléctrica. Esta estación hidroeléctrica operaba con un flujo de agua constante, de manera que el río Larraun en este tramo no sufría variaciones de caudal periódicas apreciables. El punto P-4 se localizaba siete kilómetros por debajo de P-3, no teniendo en su entorno

Tabla 1. Características y parámetros fisicoquímicos medidos en los puntos estudiados del río Larraun. (+: Escasa; ++: Baja; +++: Abundante; ++++: Muy Abundante). *Channel characteristics and physico-chemical parameters at the studied points of the Larraun River.* (+: Escarce; ++: Low; +++: Abundant; ++++: Very Abundant).

| | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 |
|-------------------------------------|----------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Anchura media (m) | | 29.7 | 8.0 | 8.2 | 8.4 | 14.0 |
| Profundidad media (cm) | | 35.0 | 35.8 | 36.0 | 46.3 | 42.0 |
| Sustrato | Losa | +++ | | | ++ | +++ |
| | Bloques | + | +++ | ++++ | +++ | + |
| | Cantos | +++ | +++ | ++++ | +++ | +++ |
| | Gravas | ++ | ++ | + | + | ++ |
| | Gravilla | + | + | + | + | + |
| | Arena | | + | | | |
| Oxígeno disuelto | Media | 10.78 | 10.29 | 5.81 | 9.92 | 10.65 |
| | Rango | 9.88-13.25 | 8.05-13.89 | 0.15-13.27 | 9.24-10.85 | 8.95-12.65 |
| pH | Media | 7.92 | 7.7 | 7.43 | 8.16 | 8.11 |
| | Rango | 7.37-8.30 | 7.32-8.18 | 7.15-7.63 | 7.85-8.58 | 7.77-8.60 |
| NO ₂ ⁻ (mg/l) | | 0.023 | 0.158 | 0.695 | 0.083 | - |
| NH ₃ (mg/l) | | <0.001 | 0.008 | <0.001 | <0.001 | - |
| NH ₄ ⁺ (mg/l) | | 0.008 | 0.082 | 0.006 | <0.001 | |

actividades industriales, ni núcleos urbanos de importancia que pudieran afectar a la calidad de sus aguas. El último punto (P-5) estaba situado 500 m por debajo de la estación hidroeléctrica de Dos Hermanas, cerca de la localidad de Irurtzun, no existiendo por encima de este tramo núcleos industriales de importancia, mientras que los núcleos urbanos aguas arriba eran muy pequeños y escasos, por lo que no afectaban negativamente al río. El ciclo de funcionamiento de esta última central hidroeléctrica provocaba importantes variaciones diarias de caudal en el río (L. Sanz *Com. Pers.*; J. Oscoz *Obs. Pers.*), de manera que la profundidad podía llegar a variar entre 5 y 10 cm, dejando expuestas o inundando periódicamente una notable parte del lecho del río. El caudal máximo en el tramo P-5 fue en promedio un 1410.5 % superior al caudal mínimo, mientras que en el tramo P-1 fue sólo de un 101.3 % (según datos de los años 1996-2000 facilitados por la Sección de Recursos Hídricos y Energías Renovables del Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda del Gobierno de Navarra). Según estas mismas fuentes el caudal medio en el punto superior fue de unos 2730 l/s, mientras que en el tramo bajo fue de unos 6960 l/s.

Se realizaron dos muestreos en cada punto, uno en primavera (finales de Mayo) y otro en

verano (mediados de Agosto). La toma de cada muestra se realizó con una red Surber de 250 μ m de luz, realizando cuatro réplicas sobre un sustrato de cantos hasta completar un área de 1 m². Se escogió en todos los tramos el muestreo sobre cantos por ser el sustrato predominante y para evitar en la medida de lo posible el efecto de la disponibilidad de hábitat entre las estaciones de muestreo. Todas las muestras se recogieron en botes de plástico de boca ancha, fijándose en el lugar de la toma de la muestra mediante la adición de formaldehído hasta alcanzar una concentración del 4 %, si bien en laboratorio la muestra finalmente se conservaba con etanol al 70 %. La mayor parte de los organismos de cada muestra fueron contados y determinados hasta nivel de familia, puesto que éste es un buen indicador de las condiciones ambientales y la estructura de la comunidad (Graça *et al.*, 1995; Thorne & Williams, 1997; Dolédec *et al.*, 2000). Además, los macroinvertebrados fueron clasificados en cuatro grupos tróficos (Trituradores, Colectores, Raspadores y Depredadores) de acuerdo a los criterios de Cummins (1974) y Barbour *et al.* (1999), ya que las alteraciones en el ecosistema pueden condicionar la distribución y abundancia relativa de estos grupos (Statzner *et al.*, 2001) por alterar la disponibilidad de diferentes recursos tróficos o por la acción de diversas toxinas asocia-

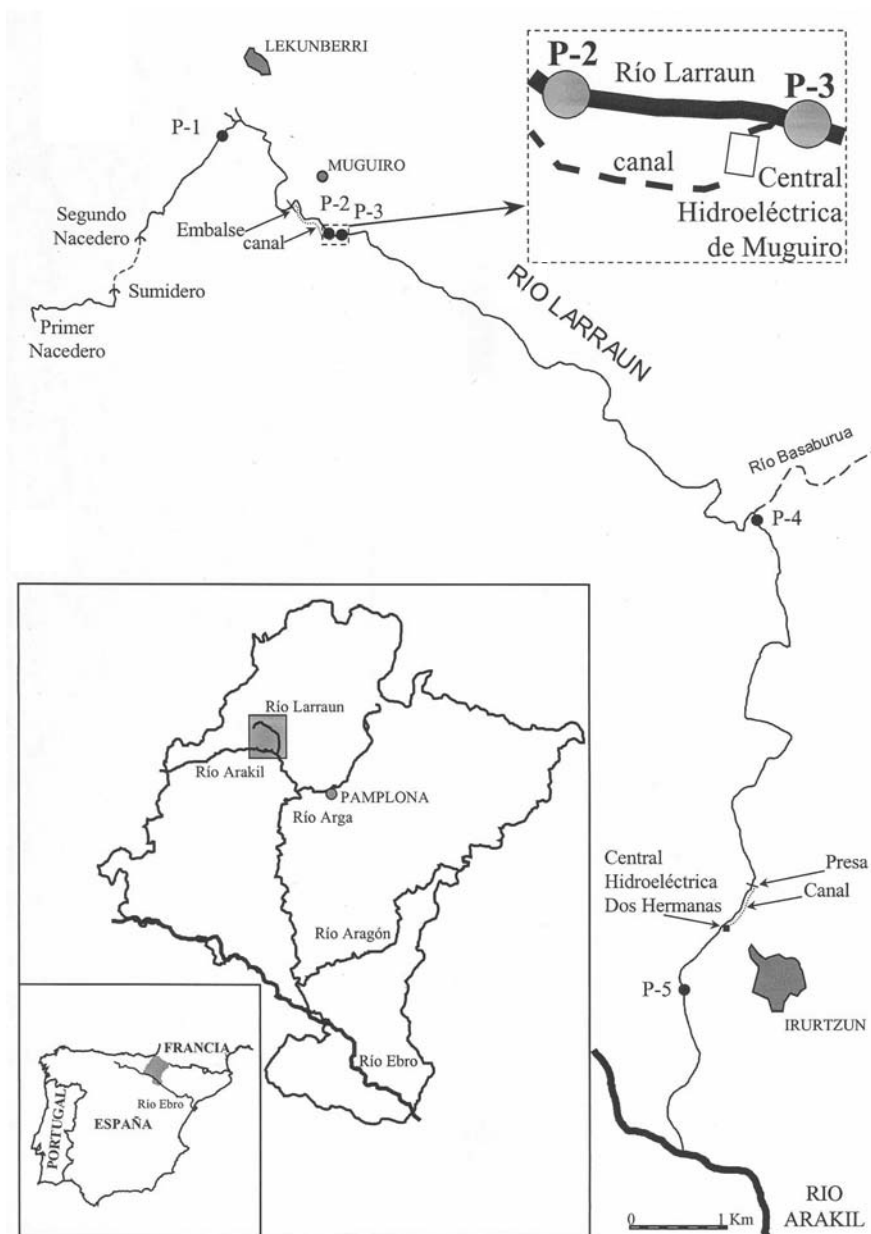


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo (P-1 a P-5) en el río Larraun (Navarra, Norte de España). *Location of the sampling points (P-1 to P-5) in the Larraun river (Navarra, North of Spain).*

das o relacionadas con estos recursos tróficos.

A lo largo del año 1998 se controlaron periódicamente en cada punto los valores de concentración de oxígeno disuelto (mg/l) mediante un oxímetro WTW Oxi 320 y de pH mediante un pH-metro Radiometer MeterLab PHM201. También se tomaron a lo largo de diez transec-

tos la anchura y profundidad medias mediante su medida con una cinta métrica. Además, y con el fin de analizar la influencia del área de Lekunberri sobre la calidad de las aguas, se tomaron muestras de agua en verano entre los puntos P-1 y P-4. Dichas muestras fueron analizadas en 24 horas en el Departamento de Química

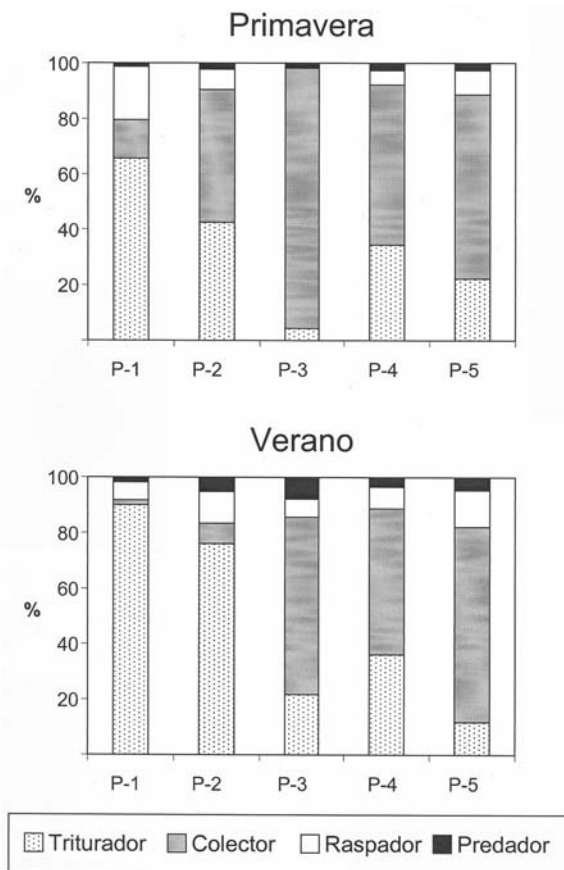


Figura 2. Estructura de grupos tróficos en los puntos estudiados del río Larraun. *Macroinvertebrate trophic groups' structure at the studied points in the Larraun river.*

y Edafología de la Universidad de Navarra, determinándose las concentraciones de nitrito (NO_2^-), amoníaco (NH_3) e ion amonio (NH_4^+).

RESULTADOS

En la Tabla 1 se muestran los valores de anchura y profundidad media y el tipo de sustrato existente en cada tramo, así como los resultados de los parámetros fisicoquímicos analizados en ellos en el periodo de estudio. Los valores de oxígeno disuelto y pH fueron menores en la estación P-3 (Tabla 1), mientras que en el resto de los tramos estos parámetros se situaban en un rango similar al de otros ríos de montaña de Navarra (Campos *et al.*, 1995; 1997; Leunda *et al.*, 2004). Los valores de

nitrito hallados en todos los tramos analizados (Tabla 1) excedieron la concentración máxima señalada por la Administración para zonas salmonícolas de ríos en España (0.01 mg/l según el RD 927/88). La concentración de nitrito e ion amonio fueron mayores en los puntos P-2 y P-3, aguas abajo de la localidad de Lekunberri y su EDAR, mientras que la concentración fue más baja en P-4.

La estructura y la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados se muestra en la Tabla 2. La abundancia se redujo entre los puntos P-1 y P-2 en primavera, mientras que en verano la reducción se produjo a lo largo de los tramos P-1 y P-3. La abundancia mínima se encontró en el punto P-5, tanto en primavera como en verano. En comparación con el verano, la abundancia en primavera fue menor en los puntos P-1 y P-2, mayor en los puntos P-3 y P-5, y similar en el punto P-4. La comunidad de macroinvertebrados estuvo dominada por gamáridos y efémeras en los tramos P-1, P-2 y P-4, mientras que los quironómidos fueron dominantes en las estaciones P-3 y P-5, aunque los gamáridos siguieron siendo un grupo de abundancia relativa destacable. Los oligoquetos fueron también un grupo importante aguas abajo de la localidad de Lekunberri y en el punto P-5.

En cuanto a grupos tróficos, los trituradores fueron dominantes en P-1 y P-2, mientras que trituradores y colectores dominaron en P-4 y los colectores en P-3 y P-5 (Fig. 2). Los raspadores y depredadores tuvieron una abundancia relativa similar en todo el río.

DISCUSIÓN

El río Larraun tuvo una concentración de nitrito notable en todos los puntos analizados puesto que en todos los puntos se sobrepasó la concentración máxima señalada por la Administración para ríos salmonícolas (0.01 mg/l), siendo además la concentración de nitrito especialmente elevada aguas abajo de la localidad de Lekunberri. También los menores valores de oxígeno disuelto y pH se registraron en el punto P-3. Puesto que la degradación de la materia orgánica causa

Tabla 2. Estructura y abundancia (individuos/m²) de la comunidad de macroinvertebrados en los puntos estudiados del río Larraun (*: *Pacifastacus leniusculus*). *Macroinvertebrate community structure and abundance (individuals/m²) at the studied points of the Larraun River* (*: *Pacifastacus leniusculus*).

| Taxones | Primavera | | | | | Verano | | | | | | |
|-------------------------|-------------------|---------------|-------------|---------------|---------------|-------------|-----|---------------|---------------|-------------|---------------|-------------|
| | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | | |
| Acari | Hidracarina | 0.26 | 0.17 | 0.09 | 0.22 | 1.25 | | 0.20 | 0.88 | 0.53 | 0.94 | 2.12 |
| Coleoptera | Dryopidae | | | | | | | 0.01 | | | | |
| | Dytiscidae | | | 0.07 | | | | | 0.24 | | | |
| | Elmidae | 6.23 | 7.36 | 0.67 | 4.05 | 8.13 | | 2.15 | 11.21 | 5.52 | 6.77 | 11.60 |
| | Gyrinidae | | | | | | | | | | 0.05 | |
| | Haliplidae | | | 0.01 | | | | | | | | |
| | Hydraeniidae | | | | 0.02 | 0.03 | | 0.01 | 0.11 | | 0.04 | |
| Crustacea | Anomopoda | | | 0.59 | | 0.35 | | | 0.02 | 0.29 | 0.04 | 0.40 |
| | Asellidae | | | | | | | | 0.01 | | | |
| | Copepoda | | | 0.29 | 0.06 | 0.24 | | 0.02 | 0.09 | 0.22 | 0.27 | 0.93 |
| | Gammaridae | 64.75 | 41.27 | 4.21 | 33.38 | 19.67 | | 89.98 | 75.55 | 21.14 | 35.21 | 9.81 |
| | Ostracoda | | 0.11 | 1.42 | 0.18 | | | 0.01 | 0.03 | 1.39 | 0.13 | 0.20 |
| | Astacidae* | | | | 0.02 | | | | | | 0.02 | 0.20 |
| Diptera | Anthomyidae | | | | | | | | 0.07 | | | |
| | Athericidae | | | | | | | | | | 0.01 | 0.13 |
| | Ceratopogoniidae | | | 0.15 | 0.02 | | | | 0.04 | 0.07 | | |
| | Chironomiidae | 9.45 | 4.08 | 67.27 | 14.18 | 50.26 | | 1.10 | 2.95 | 38.39 | 8.18 | 49.73 |
| | Dolichopodidae | | | 0.01 | 0.01 | | | | | | | |
| | Empididae | 0.01 | | | | 0.03 | | 0.04 | 0.01 | 0.02 | 0.12 | 0.07 |
| | Limoniidae | 0.02 | | | | 0.14 | | | 0.02 | | 0.07 | 0.53 |
| | Musciidae | | | 0.02 | | 0.03 | | | | | | |
| | Psychodidae | | | 0.03 | 0.01 | | | | 0.27 | 0.18 | 0.04 | |
| | Simuliidae | | 0.03 | 1.49 | 7.64 | 0.03 | | | | 0.08 | 8.33 | 0.13 |
| | Stratiomyidae | | | 0.01 | | | | | | | | |
| | Tabanidae | | | | | | | | | 0.07 | | |
| | Ephemeroptera | Tipulidae | | | 0.04 | | | | | | | |
| Baetidae | | 0.55 | 15.16 | 2.71 | 20.82 | 1.32 | | 0.12 | 0.50 | 1.99 | 21.62 | 0.66 |
| Caenidae | | | 2.54 | 0.05 | 1.10 | 1.74 | | 0.00 | 0.15 | 0.09 | 0.13 | 8.62 |
| Ephemerellidae | | 0.01 | 0.23 | 0.91 | 0.56 | 1.49 | | | | 0.04 | 0.11 | |
| Ephemeridae | | | | | 0.01 | | | | | | | |
| Heptageniidae | | 0.92 | 12.02 | 0.71 | 4.27 | 0.49 | | 0.16 | 1.06 | 1.64 | 1.44 | 0.07 |
| Heteroptera | Leptophlebiidae | | 0.40 | 0.19 | 0.16 | 0.03 | | | 0.03 | 0.07 | 0.09 | 0.07 |
| | Corixidae | | | | 0.78 | | | | | | 0.12 | 0.07 |
| | Gerridae | | | | 0.01 | | | | 0.01 | | | |
| Hirudinea | Erpobdellidae | 0.01 | 0.14 | 0.06 | 0.02 | | | 0.12 | 0.15 | 0.11 | 0.10 | |
| | Glossiphoniidae | 0.37 | 1.57 | 0.57 | 0.10 | 0.07 | | 0.24 | 0.27 | 2.19 | 0.16 | 0.07 |
| Cnidaria | Hydridae | | | | 0.15 | 0.21 | | | 0.16 | 4.11 | 0.02 | 0.07 |
| Neuroptera | Sialidae | | | | 0.04 | 0.07 | | | | | | 0.13 |
| Mollusca | Ancylidae | | | | 0.08 | 0.49 | | | 0.04 | | 0.16 | 1.39 |
| | Hydrobiidae | 0.01 | 0.03 | 0.07 | 1.17 | 0.07 | | 0.09 | | 0.07 | 0.03 | |
| | Lymnaeidae | | 0.03 | | | | | | | | | |
| | Neritidae | | | | 0.02 | | | | | 0.02 | | |
| | Sphaeridae | 0.05 | 0.60 | 1.53 | 0.02 | 0.03 | | | 0.21 | 11.63 | 0.09 | |
| Nematoda | Nematoda | 0.01 | | 0.08 | 0.08 | 0.52 | | | 0.01 | 0.13 | 0.02 | 0.33 |
| Odonata | Gomphidae | | | | | 0.03 | | | | | | |
| Oligochaeta | Oligochaeta | 3.07 | 12.91 | 16.61 | 8.74 | 10.18 | | 0.30 | 1.76 | 8.11 | 3.74 | 8.22 |
| Perlidae | Chloroperlidae | 0.01 | 0.09 | | | | | 0.01 | 0.03 | | | |
| | Leuctridae | 0.07 | 0.74 | | 0.81 | 2.64 | | | 0.56 | 0.27 | 0.40 | 1.72 |
| | Glossosomatidae | 12.31 | | | | | | 3.32 | | 0.53 | | |
| | Goeridae | 0.29 | | | | | | 0.80 | | | | 0.07 |
| | Hydropsychidae | | | 0.00 | 0.21 | 0.07 | | | 0.01 | 0.02 | 6.86 | 0.27 |
| | Hydroptilidae | | | | | | | | | | 0.71 | |
| | Limnephilidae | 0.82 | 0.11 | 0.04 | | | | 0.20 | 0.05 | 0.09 | | |
| | Polycentropodidae | 0.01 | 0.06 | 0.01 | 0.20 | 0.03 | | | 0.07 | 0.13 | 0.87 | 0.99 |
| | Psychomyidae | 0.03 | | 0.01 | 0.04 | 0.28 | | | 0.05 | 0.02 | 1.53 | 1.13 |
| | Rhyacophilidae | 0.01 | | 0.08 | 0.09 | 0.03 | | 0.01 | 0.25 | 0.29 | 0.50 | |
| Sericostomatidae | 0.04 | 0.37 | 0.03 | 0.01 | | | | 0.01 | 0.05 | 0.24 | 0.41 | |
| Triclada | Trichoptera ind. | | | | | | | 0.02 | 0.04 | 0.02 | 0.18 | 0.27 |
| | Dugesiiidae | 0.32 | | | | | | 0.02 | 0.04 | 0.02 | | |
| | Planariidae | 0.39 | | | 0.77 | | | 1.04 | 3.24 | 0.11 | 0.52 | |
| Abundancia Total | | 15 195 | 7018 | 11 339 | 10 280 | 2877 | | 23 658 | 13 482 | 4523 | 10 095 | 1508 |

una disminución del pH y del oxígeno disuelto, y un aumento de los niveles de nitrógeno (Winkler, 1999; Timm *et al.*, 2001; Rueda *et al.*, 2002), se puede pensar que las variaciones observadas en estos parámetros por debajo de Lekunberri pudieran deberse a la contaminación orgánica proveniente de dicha área urbana e industrial. Además, durante 1998 la EDAR de Lekunberri no funcionó correctamente (NILSA, 1998), por lo que el agua del embalse de la central hidroeléctrica de Muguero habría recibido una elevada carga de nutrientes, teniendo por ello una baja calidad biológica. Debido a esto, el efluente que la central hidroeléctrica de Muguero vertió al río habría provocado la disminución de la calidad del agua en el punto P-3. En el punto P-2 la calidad del agua no habría sido tan mala probablemente porque la autodepuración del río habría reducido la concentración de nutrientes presente en él (Prenda & Gallardo-Mayenco, 1996). Este proceso de autodepuración también habría ocurrido en los tramos medio e inferior del río.

Probablemente esta elevada concentración de nutrientes fuera la responsable de que los quironómidos fueron el taxón dominante en P-3, mientras que los gamáridos tuvieron una abundancia menor, algo habitual en tramos de río con contaminación orgánica (Canfield *et al.*, 1996; Oscoz *et al.*, 1999; Rueda *et al.* 2002). En el muestreo de primavera la abundancia de macroinvertebrados aumentó de P-2 a P-3, conforme llegaba al río una mayor cantidad de nutrientes procedentes del área de Lekunberri a través del efluente de la central de Muguero, nutrientes que especialmente suelen corresponder con materia orgánica particulada de pequeño tamaño (Extence, 1981; Blumenshine *et al.*, 1997). Aumentos en la abundancia de macroinvertebrados con niveles moderados o bajos de enriquecimiento orgánico o su reducción en tramos con fuerte polución han sido ya documentados en trabajos anteriores (Kondratieff & Simmons, 1982; Prenda & Gallardo-Mayenco, 1996; Thorne & Williams, 1997). La dominancia de organismos colectores en el punto P-3 podría ser reflejo de la existencia de un enriquecimiento orgánico y de una mayor disponibilidad de materia orgánica particulada de pequeño tamaño

(Resh & Jackson, 1993; Metcalfe-Smith, 1994; Del Moral *et al.*, 1997; Bonada *et al.*, 2000). Esta mayor disponibilidad de materia orgánica particulada de pequeño tamaño en los puntos P-2 y P-3 se comprobó además visualmente, pues en zonas con baja velocidad se encontraba mayor cantidad de sedimento sobre el substrato que en otros tramos del río (obs. pers.), siendo más notable ésto en época estival. En verano el caudal del río fue menor por lo que el efecto de la contaminación orgánica sería más acusado (Jacobsen, 1998), lo que explicaría la reducción en dicha época de la abundancia de macroinvertebrados en el punto P-3.

Por otra parte, la abundancia y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el punto P-5 también parecieron estar afectadas por la influencia de la central hidroeléctrica de Dos Hermanas. La regulación de los ríos y la explotación hidroeléctrica provocan cambios en la comunidad de macroinvertebrados que han sido ya descritos en otros trabajos (p. ej. Fjellheim *et al.*, 1993; Dessaix *et al.*, 1995; Dolédec *et al.*, 1996; Fjellheim & Raddum, 1996; Pardo *et al.*, 1998). En el río Larraun la central de Dos Hermanas originó alteraciones diarias en el caudal circulante y la velocidad del agua, así como variaciones notables en la anchura y profundidad media del río (obs. pers.). Esta alteración de la estructura de su hábitat, provocaría la pérdida de aquellos taxones más sensibles (como los tricópteros), de taxones que carecen de estructuras para fijarse al sustrato o de los que no encuentran refugio enterrándose en el sustrato (Jesus *et al.*, 2004) y con ello el cambio en la estructura de la comunidad (Fjellheim *et al.*, 1993). Asimismo se explicaría la dominancia de quironómidos en P-5, algo habitual en zonas situadas por debajo de presas y estaciones hidroeléctricas por tratarse de colonizadores oportunistas (Armitage & Blackburn, 1990; Munn & Brusven, 1991; Torralva *et al.*, 1996). Pocas especies están adaptadas a estas bruscas variaciones, por lo que la densidad de macroinvertebrados bentónicos disminuye (Brittain & Saltveit, 1989; Malmqvist & Englund, 1996; Tiemann *et al.*, 2004), tal y como se observó en el punto P-5, en el que la

abundancia de macroinvertebrados fue la más baja de todo el río. En verano la abundancia de macroinvertebrados en este punto por debajo de la central de Dos Hermanas disminuyó aún más, algo también observado por Lauters *et al.* (1995) por debajo de una central en un río del Pirineo.

La estructura y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados está influida por factores tales como el régimen hidrológico, la estabilidad del sustrato, el tipo y la abundancia de los recursos tróficos o el uso de suelo en la cuenca (Brittain & Saltveit, 1989; Dessaix *et al.*, 1995; Zamora-Muñoz & Alba-Tecedor, 1996; Quinn *et al.*, 1997). No obstante, en el río Larraun los principales factores que condicionaron la comunidad de macroinvertebrados parecieron ser el ciclo operativo de las centrales eléctricas, con sus variaciones de caudal, y la contaminación orgánica que incidía sobre la calidad del agua. A la luz de estos resultados, la dominancia de ciertos taxones (como los quironómidos) o de organismos colectores en zonas altas y medias de ríos pequeños pueden ser indicativas de la existencia de alteraciones en ellos.

Por otra parte, las variaciones en los parámetros físicos y químicos debidas a vertidos puntuales o a variaciones en el caudal provocadas por las centrales hidroeléctricas, pueden ser difíciles de detectar, tanto por haberse mitigado sus efectos unos kilómetros más abajo, como por ser sólo detectables en el momento en el que se producen. En muchas ocasiones no es posible mantener estaciones de medida continua (tanto de parámetros fisicoquímicos como de caudal circulante) o realizar medidas de todos los posibles contaminantes existentes. En este sentido, el estudio de la comunidad de macroinvertebrados permite realizar un rápido análisis que refleja la situación del tramo e informa sobre si en el pasado se han dado alteraciones, integrando los datos químicos, físicos y biológicos. De esta forma, en los tramos donde se detecten problemas pueden establecerse medidas para averiguar posibles alteraciones, lo que representa una herramienta útil y rápida para el control de la calidad de las aguas.

Los resultados obtenidos muestran también que algunas zonas del río Larraun, especialmente en el área de Lekunberri, sufrían una importante

presión por vertidos urbanos e industriales que afectaban a la fauna y la calidad del agua en el río. En este sentido se han mejorado en los últimos años las instalaciones de la EDAR de Lekunberri, lo que podría hacer que el efluente que recibe el río Larraun en dicho tramo tuviera un menor impacto sobre el río Larraun, posibilitando una mejora en la calidad de sus aguas.

BIBLIOGRAFÍA

- ARMITAGE, P. D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. In: *Regulated rivers*. A. Lillehammer & S. J. Saltveit (eds.): 139-165. Universitetsforlaget, Oslo.
- ARMITAGE, P. D. & J. H. BLACKBURN. 1990. Environmental stability and communities of Chironomidae (Diptera) in a regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 319-328.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER & J. B. STRIBLING. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington D.C. 339 pp.
- BLUMENSHINE, S. C., Y. VADEBONCOEUR, D. M. LODGE, K. L. COTTINGHAM & S. E. KNIGHT. 1997. Benthic-pelagic links: responses of benthos to water-column nutrient enrichment. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 16: 466-479.
- BONADA N., M. RIERADEVALL y N. PRAT. 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.
- BRITAIN, J. E. & S. J. SALTVEIT. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers: Research & Management*, 3: 191-204.
- CAMPOS F., R. ALDAZ, F. GÁLVEZ & J. OSOZ. 1995. Algunos efectos de las obras de mejora de la carretera N 121-A, sobre el río Ulzama (Navarra). *III Simposio Nacional sobre Carreteras y Medio Ambiente*, pp. 757-764.
- CAMPOS F., J. M. LEKUONA, C. GARCÍA-FRESCA, J. OSOZ, R. MIRANDA, C. DE LA RIVA & M. C. ESCALA. 1997. Annual

- variation of the fish community composition in the Urederra River (Navarra, Spain). *Limnetica*, 13: 25-29.
- CANFIELD, T. J., F. J. DWYER, J. F. FAIRCHILD, P. S. HAVERLAND, C. G. INGERSOLL, N. E. KEMBLE, D. R. MOUNT, T. W. LA POINT, G. A. BURTON & M. C. SWIFT. 1996. Assessing contamination in Great Lakes sediment using benthic invertebrate communities and the sediment quality triad approach. *J. Great Lakes Res.*, 22: 565-583.
- CUMMINS, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystem. *Bioscience*, 24: 631-641.
- DE PAUW N., P. F. GHETTI, P. MANZINI & R. SPAGGIARI. 1992. Biological assessment methods for running water. In: *River water quality ecological assessment and control*. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting (eds.): 217-248. Commission of the European Communities, Bruselas.
- DEL MORAL M., F. MARTÍNEZ-LÓPEZ & A. M. PUJANTE. 1997. Estudio de los pequeños ríos de las Sierra de Espadán (S.O. de Castellón). Macroinvertebrados y calidad de sus aguas. *Ecología*, 11: 37-61.
- DESSAIX, J., J. F. FRUGET, J. M. OLIVIER & J. L. BEFFY. 1995. Changes of the macroinvertebrate communities in the dammed and by-passed sections of the french upper Rhône after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 265-279.
- DOLÉDEC, S., J. DESSAIX & H. TACHET. 1996. Changes within the Upper Rhône River macrobenthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects or natural change? *Arch. Hydrobiol.*, 136: 19-40.
- DOLÉDEC, S., J. M. OLIVIER & B. STATZNER. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Arch. Hydrobiol.*, 148: 25-43.
- EXTENCE, C. A. 1981. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, 83: 217-224.
- FJELLHEIM, A., J. HAVARDSTUN, G. G. RADDUM & O. A. SCHNELL. 1993. Effects of increased discharge on benthic macroinvertebrates in a regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8: 179-187.
- FJELLHEIM, A. & G. G. RADDUM. 1996. Weir building in a regulated west norwegian river: long-term dynamics of invertebrates and fish. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12: 501-508.
- FRUGET, J. F. 1991. The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 241-255.
- GRAÇA, M. A. S., C. N. COIMBRA & L. M. SANTOS. 1995. Identification level and comparison of biological indicators in biomonitoring programs. *Cienc. Biol. Ecol. Syst.*, 15: 9-20.
- JACOBSEN, D. 1998. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of ecuadorian highland streams. *Arch. Hydrobiol.*, 143 (2): 179-195.
- JESUS T., N. FORMIGO, P. SANTOS & G. R. TAVARES. 2004. Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23 (3-4): 241-256.
- KARR, J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- KONDRATIEFF, P. F. & G. M. SIMMONS. 1982. Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent. *Arch. Hydrobiol.*, 94: 83-98.
- LAUTER F., P. LAVANDIER, P. LIM, C. SABATON & A. BELAUD. 1995. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationships with fish feeding habits in a Pyrenean river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 1-12.
- LEUNDA P., R. MIRANDA & M. C. ESCALA. 2004. Caracterización estacional del hábitat fluvial del río Erro (Navarra). *Munibe (Ciencias Naturales - Natur Zientziak)*, 55: 103-126.
- MALMQVIST, B. & G. ENGLUND. 1996. Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids. *Hydrobiologia*, 341: 145-158.
- METCALFE-SMITH, J. L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate community. In: *The rivers handbook (II)*. P. Calow & G.E. Petts (eds.): 144-170. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- MUNN, M. D. & M. A. BRUSVEN. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in non regulated and regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 1-11.

- NILSA. 1998. *Plan de saneamiento de ríos. Informe de gestión 1998*. Navarra de Infraestructuras Locales S.A. 81 pp.
- OSCOZ, J., F. CAMPOS, M. C. ESCALA, R. MIRANDA, J. M. LEKUONA, C. GARCÍA-FRESCA & C. DE LA RIVA. 1999. Efecto de una piscifactoría sobre la fauna de macroinvertebrados y peces fluviales del río Urederra (Navarra, España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 95 (3-4): 109-115.
- PARDO, I., I. C. CAMPBELL & J. E. BRITTAIN. 1998. Influence of dam operation on mayfly assemblage structure and life histories in two south-eastern Australian streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14: 285-295.
- PLATTS, W. S., W. F. MEGAHAN & G. W. MINSALL. 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. *General Technical Report INT-138*. Ogden, UT. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.
- 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.
- QUINN, J. M., A. B. COOPER, R. J. DAVIES-COLLEY, J. C. RUTHERFORD & R. B. WILLIAMSON. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Wai-kato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31: 579-597.
- RESH, V. H. & J. K. JACKSON. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds): 195-233. Chapman & Hall, New York.
- RIERADEVALL M., N. BONADA & N. PRAT. 1999. Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain). *Limnetica*, 17: 45-56.
- RUEDA, J., A. CAMACHO, F. MEZQUITA, R. HERNÁNDEZ & J. R. ROCA. 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.
- SLOTO, R. A. 1987. Effect of urbanization on the water resources of Eastern Chester County, Pennsylvania. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 87-4098*. 131 pp.
- STATZNER, B., B. BIS, S. DOLÉDEC & P. USSEGLIO-POLATERA. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic Appl. Ecol.*, 2: 73-85.
- THORNE, R. J. & W. P. WILLIAMS. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwat. Biol.*, 37: 671-686.
- TIEMANN, J. S., D. P. GILLETTE, M. L. WILDHABER & D. R. EDDS. 2004. Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwest river. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 133(3): 705-717.
- TIMM, H., M. IVASK & T. MÖLS. 2001. Response of macroinvertebrates and water quality to long-term decrease in organic pollution in some Estonian streams during 1990-1998. *Hydrobiologia*, 464: 153-164.
- TORRALVA, M. M., F. J. OLIVA, N. A. UBEROPASCUAL, J. MALO & M. A. PUIG. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el río Segura (SE España). *Limnetica*, 11(2): 49-56.
- WARD, J. V. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. In: *Instream flow needs symposium 2*. J.F. Orsborn & C.H. Allman (eds.): 235-253. American Fisheries Society, Bethesda.
- WEAVER, L. A. & G. C. GARMAN. 1994. Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 123: 162-172.
- WINKLER, M. A. 1999. *Tratamiento biológico de las aguas de desecho*. Ed. Limusa, Noriega Editores, Mexico, 338 p.
- ZAMORA-MUÑOZ, C. & J. ALBA-TERCEDOR. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish river, using a biotic index and multivariate methods. *J. North. Am. Benthol. Soc.*, 15 (3): 332-352.