

Efecto de una presa sobre las comunidades bentónicas de macroinvertebrados y su hábitat en un río atlántico

F. A. López Núñez^{1*}; L. González Filgueira²; I. Gutiérrez Díez^{3*} & D. Rodríguez Vieites⁴.

(1) C/ Santo Graal nº 74-76 3ªA. E-27006. Lugo. Lugo.

(2) C/ Vázquez Varela nº55. E-36204. Vigo. Pontevedra.

(3) Avenida del Bierzo nº 33 4ªD. E-24300. Bembibre. León.

(4) Avda. Castelao, 66 4ªD 36209 – Vigo. Pontevedra.

(Recibido el 19 de julio de 2011, aceptado el 30 de octubre de 2011)

Resumen: Desde la Antigüedad, los ecosistemas acuáticos se han visto afectados por las distintas actividades antropogénicas. En este trabajo se evalúa el efecto de una presa fluvial tanto sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como sobre las características ambientales del hábitat donde estas se desenvuelven. Para ello se tomaron 12 muestras de macroinvertebrados a ambos lados de la presa y en cada punto de muestreo se estimaron un número de variables ambientales que sirvieron para caracterizar el hábitat de cada una de las dos zonas. Como era de esperar, se obtuvieron diferencias significativas en las características ambientales existentes entre los dos lados de la presa, pudiendo diferenciar también dos tipos de comunidades de macroinvertebrados, en particular en la composición de tricópteros y efemerópteros. Valores más altos de diversidad de táxones se asociaron a zonas de sustratos más heterogéneos, los cuales aparecieron principalmente aguas abajo de la presa. Con este estudio, ampliamos el conocimiento que existe sobre los efectos adversos que este tipo de construcciones hidráulicas tiene en las comunidades de macroinvertebrados de los ríos, así como el cambio que éstas producen en sus características ambientales.

Palabras clave: presa, efecto barrera, macroinvertebrados, hábitat, restauración fluvial.

Abstract:

Since antiquity, aquatic ecosystems have been affected by various anthropogenic activities. This paper evaluates the effect of a dam on the river both aquatic macroinvertebrate communities on the environmental characteristics of the habitat where these are developed. This took 12 samples of macroinvertebrates on both sides of the dam and at each sampling point were estimated number of environmental variables that were used to characterize the habitat of each of the two areas. As expected, there were significant differences in environmental characteristics between the two sides of the dam can also distinguish two types of macroinvertebrate communities, particularly in the composition of Trichoptera and Ephemeroptera. The larger diversity of taxa was associated with areas of heterogeneous substrates, which appeared mainly downstream of the dam. In this study, we extend the existing knowledge on the adverse effects that this type of hydraulic engineering has on the macroinvertebrate communities of the rivers, and the change they produce in their environmental characteristics.

Keywords: dam, barrier effect, macroinvertebrates, habitat, river restoration.

INTRODUCCIÓN

Desde el principio de la historia de la humanidad, los ríos han sido un lugar de asentamiento prioritario para los seres humanos, asegurando el abastecimiento de agua, alimentos, proximidad de terrenos fértiles de cultivo e, incluso, facilitando el transporte de personas, mercancías y animales. Con el fin de facilitar todas estas tareas, el hombre ha intervenido en estos ecosistemas mediante la construcción de diversas estructuras hidráulicas, siendo las presas unas de las más antiguas que pueden encontrarse (KENRAD, 1971). De este modo, los ecosistemas fluviales están sometidos a perturbaciones antropogénicas que derivan, en la gran mayoría de los casos, en su degradación y, por lo tanto, un empeoramiento de su calidad. Así, los

impactos de la construcción de las presas se producen sobre varias de las características del río, entre ellas su flujo natural, las características físicas y químicas del agua y la comunidad de sus organismos (TSZYDEL *et al.*, 2009).

De manera general, la construcción de un obstáculo transversal al río da lugar a dos escenarios: el primero situado aguas arriba del mismo y el segundo, aguas abajo (TSZYDEL *et al.*, 2009). En el primer caso, la disminución del flujo de agua provocada por la represa genera una hidrología de ecosistema lenítico (ROLAUFFS *et al.*, 2001) así como la deposición del material de pequeño tamaño y un aumento de materia orgánica alóctona (CORTÉS *et al.*, 1998) que hasta ese punto, eran arrastrados por la corriente. El sedimento depositado provoca el colapso de los espacios intersticiales del lecho del río (ANDERSON & ROSEMOND, 2007; DE CASTRO & MELO, 2008; TSZYDEL *et al.*, 2009). Por tanto, la zona del río situada aguas arriba de la represa tiende a transformarse en un hábitat más homogéneo y menos diverso (ANDERSON & ROSEMOND, 2007; TSZYDEL *et al.*, 2009). Aguas abajo de la represa, el río vuelve a retomar su velocidad de corriente natural, recobrando la heterogeneidad y diversidad de sustrato. Así pues, la

1. Autores para correspondencia:
franln@hotmail.com
irene.gutierrez.diez@gmail.com
diegorodriguezv@alumnos.uvigo.es

heterogeneidad de sustrato en el lecho de río aguas abajo tiende a ser mayor que aguas arriba (ANDERSON & ROSEMOND, 2007; ROLAUFFS *et al.*, 2001; CORTÉS *et al.*, 1998).

La homogeneización del hábitat bentónico, por retención de material particulado fino, está asociada con una reducción en la riqueza de macroinvertebrados y su diversidad (ANDERSON & ROSEMOND, 2007; CONOLLY *et al.*, 2007; ROLAUFFS *et al.*, 2001). Así, una pequeña barrera que genere un corte en la continuidad del río y una retención de agua, por disminución de la velocidad del flujo de corriente, puede provocar impactos significativos en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados (CORTÉS *et al.*, 1998).

En este estudio se analiza los efectos de una presa sobre la comunidad de macroinvertebrados y sobre ciertos parámetros ambientales que caracterizan su hábitat. Dada la literatura existente sobre el tema, se espera que la presa presente en el río seleccionado para llevar a cabo este estudio provoque una diferenciación en las comunidades de macroinvertebrados situadas a ambos lados de la presa.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio.

Este estudio se llevó a cabo en el entorno de la presa de “A Freixa” (figura 1) situado en el tramo medio-bajo del río Tea a su paso por el ayuntamiento pontevedrés de Pontearreas (Galicia, España) (latitud 42° 13' 45.95" N, longitud 8° 27' 54.62" W, altitud 66 m). El río Tea nace en el ayuntamiento de O Covelo en dos ramales, uno a 940 m s.n.m., en la sierra del Faro de Avión y otro a 900 m s.n.m. en la sierra de O Suído (BROWN *et al.*, 2006). Este río es uno de los afluentes más importantes del tramo bajo del río Miño con aproximadamente 50 Km de longitud y se considera un río de cuarto orden. Su cuenca ocupa una superficie de 411 km² y el caudal medio es de 17.5 m³/s. Sus aguas poseen un bajo contenido en sales y en nutrientes, un pH de 6.5 y una conductividad de 55.5 µS/cm (PARDO, 1994).

Según estimaciones propias mediante el empleo de la aplicación informática Google Earth, la presa de “A Freixa” es una estructura de hormigón armado de 67 m de largo, 1.5 de ancho y 2.5 m de alto. A diferencia de otras presas, esta presa posee una escala para peces y un desagüe lateral, por lo que el flujo de agua no está totalmente interrumpido.

El clima del río Tea es oceánico-húmedo con fuerte tendencia a la aridez estival. Los valores medios anuales de temperatura oscilan entre los 11°C de las zonas más altas y los 14°C de las bajas (CARBALLEIRA *et al.*, 1983).

El río Tea está incluido en la Red Natura 2000 como L.I.C. “Río Tea” Cód. “ES 1140006” al albergar los hábitats de interés comunitario establecidos en la Directiva 43/92 CEE “Brezales secos” (Cód. 4030), “Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga” (Cód. 4090), “Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus pyrenaica*” (Cód. 9230), y el hábitat de interés comunitario “Bosques aluviales residuales (*Alnion glutinoso-incanae*)” (Cód. 91 E0). Además, el L.I.C. alberga distintas especies de animales acuáticos incluidas en diferentes anexos de la Directiva 43/92 CEE como el salmón (*Salmo salar*), la lamprea (*Petromyzon marinus*), la bermejuela (*Rutilus arcasii*), la salamandra rabilarga (*Chioglossa*

lusitanica) o el sapillo pintojo (*Discoglossus galganoi*) (V.V.A.A., 1992).

La vegetación próxima al río alberga tramos bien conservados de bosque de ribera con presencia de alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), sauces (*Salix* sp.) y robles (*Quercus robur*) acompañados de distintas especies de helechos (*Dryopteris*, *Polystichum*, *Athyrium*...), rosáceas (*Crataegus*, *Rubus*, *Pyrus*), gramíneas, ciperáceas, juncáceas, ranunculáceas, etc (BROWN *et al.*, 2006). Esto permite el funcionamiento del río como un gran corredor ecológico que conecta la Sierras de O Suído y Faro de Avión con la Z.E.P.A. “Baixo Miño”.



Fig. 1.- Vista aérea de “A Freixa” en el ayuntamiento de Pontearreas. (Fuente: Modificado de Google Earth, 2010)

Métodos.

Para llevar a cabo este estudio se tomaron muestras de macroinvertebrados y se caracterizaron las variables ambientales del río en 12 puntos repartidos equitativamente a ambos márgenes de la represa (6 aguas arriba y 6 aguas abajo) y situados aleatoriamente a una distancia de 23 m de la presa. Aguas abajo de la presa, a esa distancia se consideró que el río volvía a mostrar un aspecto natural (presencia de flora de ribera, etc...) en comparación con otros tramos no alterados (figura 2).

Para la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados se realizó un muestreo de tipo cuantitativo empleando una Red de mano tipo Kick (luz de malla de 500 µm y 0.0625 m² de área) marca Denmark A/S. Se cogió la muestra estandarizando por esfuerzo mediante el empleo de 10 “kicks” o patadas en un área delimitada por 0.25m por encima del marco de la red (0.25 m). El muestreo lo realizó un mismo operario para minimizar así el posible error cometido. Las muestras se almacenaron en duquesas de 250 ml previamente etiquetadas. En el laboratorio se realizó un elutriado de cada muestra mediante una columna de tamices (Ø malla: 1mm, 0.5mm), separando por un lado la fracción mineral y por otro la fracción orgánica (macroinvertebrados y materia orgánica). Posteriormente, se determinaron las familias de los distintos individuos recolectados mediante el empleo de

lupas estereoscópicas Nikon SMZ-1B y el uso de bibliografía adecuada (ALBA, 1982; ANÓNIMO, 2010, 2003; BOUCHARD, 2004; CAMPALIOLI *et al.*, 1994a, b; CONESA GARCÍA, 1985; CHINERY, 2006; GONZÁLEZ & COBO, 2006; PUIG, 1999; TACHET *et al.*, 2009; VÁZQUEZ & BAENA, 1985; WINTERBOURN, 1983). Las muestras se mantuvieron en frío durante los días que duró su procesado e identificación para evitar la muerte de la fauna presente en ella. Finalizado el triado e identificación de las muestras, se procedió a la liberación en el río Tea de los ejemplares supervivientes.

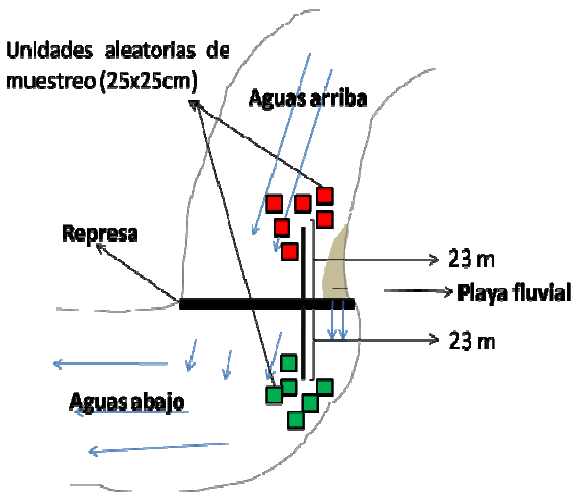


Fig. 2.- Esquema ilustrativo de la distribución de las unidades de muestreo. (Fuente: Elaboración propia)

Con los datos de composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados se calcularon los valores de la Abundancia (A), Riqueza (S'), Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), Índice de equitatividad (E) y Diversidad Máxima (H' max) para cada réplica. Las ecuaciones utilizadas para cada uno de estos parámetros son las siguientes:

$$A = \sum n \quad H' = -\sum_{i=1}^{Sobs} p_i \ln p_i \quad H' \text{ max} = \ln S' \quad E = \frac{H'}{H' \text{ max}}$$

Siendo p_i la frecuencia relativa del taxón i encontrada dentro del ecosistema, n el número de individuos del taxón i . Así, el Índice de Shannon-Wiener nos indica una estimación de la diversidad específica, medida en nits/individuo; el Índice de Equitatividad nos muestra el grado de distribución de los individuos entre los táxones (BEGON & TOWNSEND, 1999).

Para llevar a cabo la caracterización del hábitat a ambos lados de la presa, en cada uno de los puntos de muestreo seleccionados se estimó la granulometría del sustrato, materia orgánica alóctona, velocidad de corriente, profundidad de la columna de agua y temperatura.

Para la realización del análisis granulométrico se recogió una muestra de sustrato de área 0.02 m² a una distancia transversal de 10 cm de cada punto de muestreo. Posteriormente cada muestra de sustrato fue introducida en bolsas Zip etiquetadas para su posterior separación en el laboratorio. El estudio granulométrico se realizó por un mismo operario para minimizar el posible error de

interpretación. Para esto, una vez en el laboratorio se determinó para cada muestra el porcentaje de piedras (4 cm), cantos (2-4 cm), gravas (2-0.2 cm), y arenas (0.2 cm); También se determinó el Índice de heterogeneidad del sustrato, correspondiente al número de categorías de sustrato diferentes presentes en cada punto., considerando tres categorías: "Piedras", "Cantos + Gravass" y "Arena".

La materia orgánica alóctona (M.O.) obtenida mediante el proceso de elutriado para cada muestra, fue recogida e introducida en cápsulas de aluminio para su posterior secado en una estufa (P-Selecta) a 60°C durante 48h. A continuación, se obtuvo el peso seco de la materia orgánica de cada muestra mediante el pesado en una balanza de precisión (KERN 572) y se calculó la media y el error estándar de la media de los seis valores obtenidos aguas arriba y aguas debajo de la represa. Los valores finales fueron expresados en g/m².

Para la determinación de la velocidad media de la corriente y de la temperatura media del agua, se empleó un correntímetro FLOWATCH® JD. INSTRUMENTS en cada uno de los puntos muestreados. Posteriormente se calculó la media y error estándar de la media de los seis valores obtenidos aguas arriba y aguas abajo de la presa respectivamente.

La profundidad de la columna de agua en cada punto muestreado se midió mediante el empleo de un jalón numerado. Posteriormente se calculó la media de los seis valores obtenidos aguas arriba y aguas abajo de la represa.

Análisis estadístico.

Sobre la matriz de datos, y con ayuda del paquete estadístico R v2.12.1, se realizó un test Shapiro-Wilk y un test de Bartlett para contrastar la normalidad y homocedasticidad de los datos respectivamente y, poder determinar la viabilidad de posteriores análisis estadísticos de los datos. Un vez comprobados estos requisitos, y para conocer si existían diferencias significativas entre las dos zonas de estudio con respecto a la abundancia de cada taxon y cada una de las variables ambientales estimadas se aplicaron bien métodos no paramétricos (test de Kruskal-Wallis) en el caso de que no se cumplieran los requisitos de normalidad y homocedasticidad, o métodos paramétricos (ANOVA I) si las asunciones se cumplían. Mediante el programa estadístico PRIMER-E v6, se crearon 4 matrices de similitud (empleando el coeficiente Sørensen cuantitativo), dos para los táxones (de abundancia y de presencia/ausencia) y otras dos para las zonas (aguas arriba vs. aguas abajo). A estas matrices de similitud se les aplicó un Escalamiento Multidimensional (MDS) utilizando como medida de distancia el coeficiente de similitud de Bray-Curtis (o Sørensen cuantitativo). Como análisis posterior al MDS, en el caso de las matrices de zonas, se aplico un análisis de varianzas de similitudes de una vía (ANOSIM) determinando así el nivel de robustez y fiabilidad del escalamiento multidimensional. Además, a la matriz de presencia/ausencia se le aplicó un análisis de similaridad de porcentajes (SIMPER) para conocer la contribución de los táxones a la posible diferenciación de zonas

Para comprobar la relación entre los factores abióticos y la influencia de éstos sobre las diferencias en la riqueza entre ambas zonas se realizó un análisis de correlación bivariada con el paquete estadístico R v2.12.1, empleando el coeficiente de correlación de Pearson.

RESULTADOS

Efecto de la presa sobre el hábitat.

Sustrato.

Según el índice calculado para la heterogeneidad del sustrato, la zona situada aguas abajo de la presa presentó mayor heterogeneidad que la zona situada aguas arriba (figura 3). De hecho, esta zona mostró una única categoría de sustrato, encontrando un 100% de Arena, mientras que aguas abajo presentó tres categorías (9.2 ± 16.2% de Piedras, 82 ± 13.9% de Cantos + Gravas y un 8.8 ± 11.1% de Arena (figura 3 y 4).

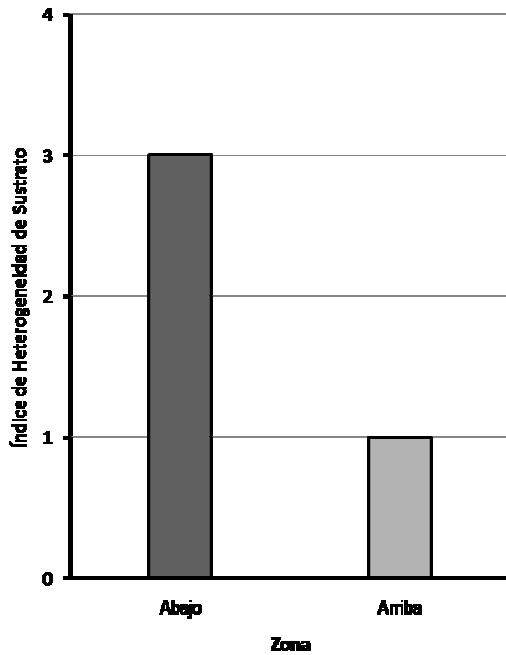


Fig. 3.- Heterogeneidad del sustrato de las zonas muestreadas.

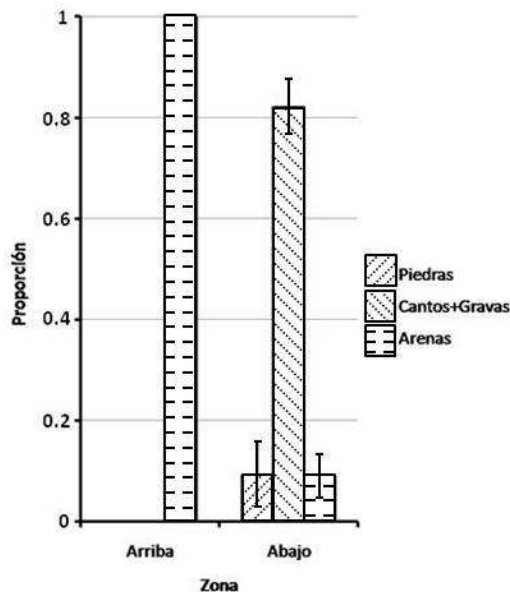


Fig. 4.- Media de las proporciones del tipo de sustrato en función de la zona muestreada. Las líneas verticales representan el error típico de la media.

El análisis Kruskal-Wallis reveló que tanto las proporciones de "Cantos + Gravas" como las del porcentaje de "Arenas" presentaron diferencias significativas entre ambas zonas (Kruskal-Wallis, p. <0.05). En el caso de las "Piedras", el Kruskal-Wallis no mostró evidencia estadística de que existan diferencias significativas entre ambas zonas de la presa (Kruskal-Wallis, p. >0.05), provocado por un bajo número de puntos de muestreo y una proporción muy baja de piedras presentes en la zona de abajo (8,8%) (figura 4).

Materia orgánica alóctona.

El valor medio máximo de materia orgánica alóctona fue de 232.03 ± 71.06 g/m², en la zona situada aguas arriba de la presa. Este valor, en promedio, es 23 veces mayor que en la zona de abajo (figura 5). Para que la variable se normalizara, se aplicó una transformación logarítmica. El ANOVA reveló que existían diferencias significativas en la cantidad de materia orgánica entre ambas zonas (ANOVA I, p. <0.05) (Figura 5).

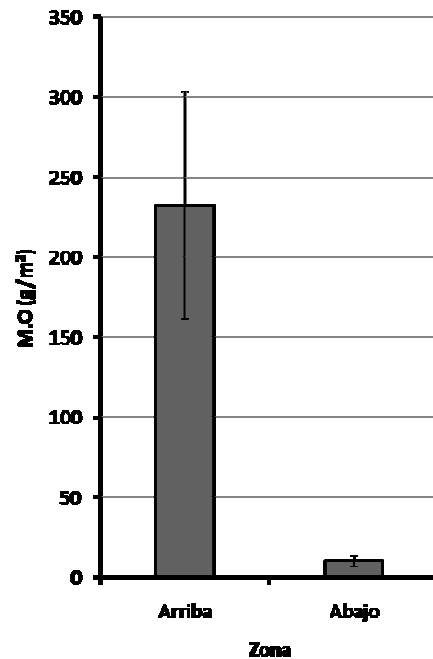


Fig. 5.- Media del peso seco (g/m²) de materia orgánica en función de la zona muestreada. Las líneas verticales representan el error típico de la media.

Profundidad.

La profundidad media de la columna de agua alcanzó un valor de 20.67 ± 4.50 cm en la zona aguas abajo, mientras que fue de 56.67 ± 6.56 cm en la zona situada aguas arriba de la presa (figura 6). Debido a que la distribución de los datos de profundidad cumplía con los preceptos de normalidad y homocedasticidad, se aplicó un contraste ANOVA, que reveló que estas diferencias entre las dos zonas de estudio eran significativas (ANOVA, p. <0.05)(figura 6).

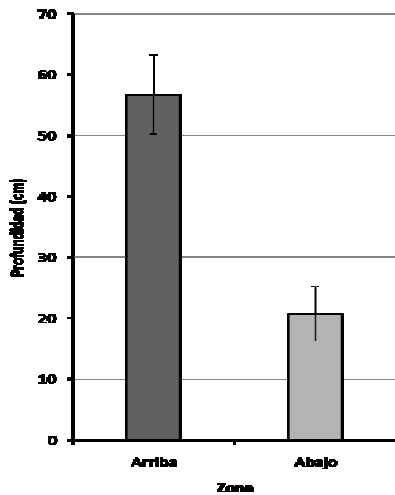


Fig. 6.- Media de las profundidades (cm) de las zonas muestreadas. Las líneas verticales representan el error típico de la media.

Velocidad de corriente.

En la zona de arriba no se registró velocidad de flujo, mientras que en la de abajo se registró una velocidad media de 21.67 ± 4.51 cm/s (figura 7). Al tratarse de una constante en la zona situada aguas arriba de la presa, esta variable no pudo ser analizada mediante un ANOVA; sin embargo se aplicó un test Kruskal-Wallis, obteniendo como resultado evidencia estadística de la existencia de diferencias entre la zona de Arriba y la de Abajo (Kruskal-Wallis, $p. <0.05$) (figura 7).

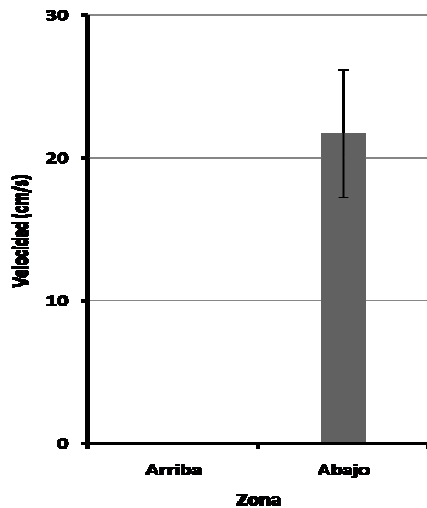


Fig. 7.- Velocidad de corriente (cm/s) en ambas zonas de muestreo. Las líneas verticales representan el error típico de la media.

Temperatura.

En cuanto a la temperatura, se trató de una variable no normal ni normalizable, aplicándose por tanto un test Kruskal-Wallis. Este test mostró la no existencia de diferencias significativas entre las 2 zonas (Kruskal-Wallis, $p. >0.05$), siendo el valor medio de temperatura de 11.93 ± 0.05 °C.

Efecto de la presa sobre la fauna.

Composición.

Se recolectaron individuos que se clasificaron en 31 familias, 2 filos y 2 clases diferentes (Apéndice I, tabla 1). La zona situada aguas arriba de la presa presentó una riqueza de 17 táxones con una densidad total de macroinvertebrados de 370.67 indv/m², mientras que en la zona situada aguas abajo fue de 29 táxones con una densidad de 1136 indv/m² (figura 8). La riqueza presentó diferencias significativas entre las dos zonas (Kruskal-Wallis, $p. <0.05$), mientras que la densidad no mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p. >0.05$).

Los táxones predominantes en la zona situada aguas arriba de la presa son tricópteros de la familia *Leptoceridae* (178.67 indv/m²). En la zona de abajo principalmente predominan los efemerópteros de las familias *Baetidae* y *Caenidae* con densidades de 221.33 y 136 indv/m² respectivamente, además de predominar los nematodos con una densidad de 325.33 indv/m², aproximadamente 5 veces mayor que en la zona de arriba. La diversidad media obtenida mediante el Índice de Shannon-Wiener para la zona situada aguas arriba de la presa fue de 1.35 ± 0.12 nits/indv y para la zona situada aguas abajo fue de 2.12 ± 0.05 nits/indv, habiéndose encontrado diferencias significativas entre ambas zonas (ANOVA I, $p. <0.05$) (figura 8). En cuanto al Índice de Equitatividad, se obtuvo un valor medio de 0.73 ± 0.04 para la zona de situada aguas arriba de la presa y un valor de 0.83 ± 0.04 para la zona situada aguas abajo (figura 8), no habiéndose detectado diferencias significativas entre ambas zonas (ANOVA I, $p. >0.05$).

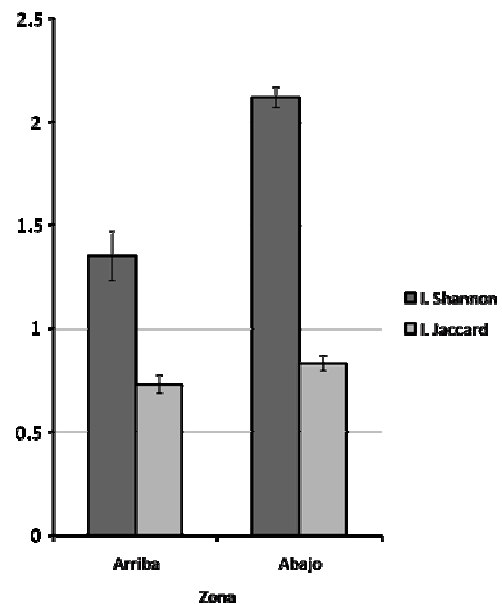


Fig. 8.- Índice de Diversidad (nits/indv) e Índice de Equitatividad en las dos zonas muestreadas. Las barras verticales muestran el error típico de la media.

Relación de los factores abióticos e influencia de éstos sobre la riqueza.

El análisis de correlaciones reveló una correlación positiva significativa entre la riqueza y la heterogeneidad del sustrato (Pearson = 0.761 , $p. <0.05$). Además, la profundidad de la columna de agua y la velocidad de corriente también presentaron una correlación significativa con la riqueza (Pearson = -0.639 , $p. <0.05$; Pearson = 0.629 , $p. <0.05$, respectivamente). Por el contrario, no se encontró

una correlación significativa entre la riqueza y la materia orgánica (Pearson = -0.474, p. >0.05).

La velocidad de corriente mostró una correlación significativa positiva con la heterogeneidad del sustrato

(Pearson = 0.835, p. <0.05), significativa negativa con la materia orgánica (Pearson = -0.592, p. <0.05) y con la profundidad (Pearson = -0.756, p. <0.05).

Tabla 2.- Análisis de correlación bivariada. (M.O.: Materia Orgánica; Corr. Pearson: Índice de correlación de Pearson).

		M.O.	Profundidad	Velocidad de corriente	Riqueza	Índice Heterogeneidad de sustrato
M.O. (g)	Coor. Pearson Sig. (bilateral)	1				
Profundidad (cm)	Coor. Pearson Sig. (bilateral)	0.332 0.291	1			
Velocidad de corriente (cm/s)	Coor. Pearson Sig. (bilateral)	-0.592(*) 0.042	-0.756(*) 0.004	1		
Riqueza	Coor. Pearson Sig. (bilateral)	-0.474 0.119	-0.639(*) 0.025	0.629(*) 0.028	1	
Índice de Heterogeneidad de sustrato	Coor. Pearson Sig. (bilateral)	-0.702(*) 0.011	-0.820(*) 0.001	0.835(*) 0.001	0.761(*) 0.004	1

* La correlación es significativa al nivel 0.05 (bilateral)

Además, la heterogeneidad del sustrato, también mostró una correlación significativa negativa con la profundidad de la columna de agua (Pearson = -0.820, p. <0.05) y con la materia orgánica alóctona (Pearson = -0.702, p. <0.05) (tabla 2).

Distribución de la fauna.

El análisis MDS que en función de las abundancias y de la presencia/ausencia de los táxones se establecen dos comunidades de macroinvertebrados bien definidas, correspondientes a la zona situada aguas arriba de la presa y a la zona situada aguas abajo (fig. 9). De hecho, el análisis ANOSIM corroboró la fiabilidad y la robustez del análisis MDS (figura 9A R= 0.745, sig.= 0.2%; figura 9B, R=0.994, sig.= 0.2%).



Fig. 9.- Representaciones MDS de las zonas en función de la abundancia (A) y de la presencia/ausencia de los táxones (B).

El análisis SIMPER realizado para evaluar la similitud dentro de los grupos y la disimilitud entre ellos reveló que la similitud media propia de la zona situada aguas arriba de la presa fue del 53.04%. El 59.07% de similitud acumulada dentro de esta zona estuvo determinada por dos táxones: *Leptoceridae* (29.54%) y *Nematoda* (29.54%). Los *Goeridae* contribuyen un 19.42%, los *Ceratopogonidae* un

10.48% y los *Limoniidae* un 5.46% (tabla 3). Por otro lado, la similitud media propia de la zona situada aguas debajo de la presa fue del 58.92% (tabla 4). Los táxones que contribuyen en mayor medida a la similitud son los *Baetidae*, *Caenidae* y *Nematoda* con un 12.77% cada uno. El resto de táxones contribuye en una menor medida (tabla 4).

Tabla 3.- Porcentajes de similitud y contribución de los táxones a la similitud intrínseca de la zona "Arriba". Corte para la menor contribución en el 90.00%.

Taxon	Abundancia media	Similitud media	% de Contribución	% Acumulado
<i>Leptoceridae</i>	1.00	15.67 ± 7.17	29.54	29.54
<i>Nematoda</i>	1.00	15.67 ± 7.17	29.54	59.07
<i>Goeridae</i>	0.83	10.30 ± 1.33	19.42	78.49
<i>Ceratopogonidae</i>	0.67	5.56 ± 0.78	10.48	88.97
<i>Limoniidae</i>	0.50	2.90 ± 0.48	5.46	94.43

Tabla 4.- Porcentajes de similitud y contribución de los táxones a la similitud intrínseca de la zona "Abajo". Corte para la menor contribución en el 90.00%.

Taxon	Abundancia media	Similitud media	% de Contribución	% Acumulado
<i>Baetidae</i>	1.00	7.53 ± 4.53	12.77	12.77
<i>Caenidae</i>	1.00	7.53 ± 4.53	12.77	25.55
<i>Nematoda</i>	1.00	7.53 ± 4.53	12.77	38.32
<i>Limoniidae</i>	0.83	5.40 ± 1.29	9.16	47.48
<i>Acari</i>	0.83	4.98 ± 1.27	8.45	55.93
<i>Leptophlebiidae</i>	0.83	4.63 ± 1.31	7.86	63.80
<i>Tipulidae</i>	0.83	4.55 ± 1.32	7.72	71.51
<i>Elmidae</i>	0.83	4.55 ± 1.32	7.72	79.23
<i>Leptoceridae</i>	0.67	2.89 ± 0.77	4.91	84.14
<i>Ceratopogonidae</i>	0.67	2.44 ± 0.78	1.14	88.28
<i>Culicidae</i>	0.50	1.23 ± 0.48	2.09	90.37

En la interpretación de este análisis se ha considerado como frontera crítica de la contribución taxonómica acumulada el 50.00%, dado que a valores mayores de esta, la contribución individual de cada grupo es relativamente pequeña. Teniendo en cuenta este criterio, la disimilitud

entre las dos zonas fue de un 68.01%. Hay 9 táxones que concentran ese 50.00% crítico: *Caenidae* (7.62%), *Baetidae* (6.32%), *Goeridae* (6.32%), *Leptophlebiidae* (6.02%), *Acari* (5.61%), *Elmidae* (5.28%), *Tipulidae* (5.23%), *Limoniidae* (3.88%) y *Ceratopogonidae* (3.62%) (tabla 5).

Tabla 5.- Porcentajes de disimilitud y la contribución de cada taxon entre las zonas "Arriba" y "Abajo". Corte para la menor contribución en el 90.00%.

Táxones	Abundancia media zona "Arriba"	Abundancia media zona "Abajo"	Disimilitud media	% de Contribución	% Acumulado
<i>Caenidae</i>	0.00	1.00	5.18 ± 4.14	7.62	7.62
<i>Baetidae</i>	0.17	1.00	4.30 ± 1.90	6.32	13.94
<i>Goeridae</i>	0.83	0.00	4.30 ± 1.90	6.32	20.26
<i>Leptophlebiidae</i>	0.00	0.83	4.10 ± 1.91	6.02	26.28
<i>Acari</i>	0.17	0.83	3.82 ± 1.43	5.61	31.90
<i>Elmidae</i>	0.17	0.83	3.59 ± 1.49	5.28	37.18
<i>Tipulidae</i>	0.17	0.83	3.56 ± 1.47	5.23	42.40
<i>Limoniidae</i>	0.50	0.83	2.64 ± 0.93	3.88	46.29
<i>Ceratopogonidae</i>	0.67	0.67	2.46 ± 0.86	3.62	49.91
<i>Simuliidae</i>	0.00	0.50	2.23 ± 0.97	3.27	53.19
<i>Culicidae</i>	0.00	0.50	2.23 ± 0.97	3.27	56.46
<i>Tabanidae</i>	0.00	0.50	2.08 ± 0.98	3.06	59.51
<i>Perlodidae</i>	0.00	0.50	2.08 ± 0.98	3.06	62.57
<i>Chironomidae</i>	0.33	0.17	1.98 ± 0.75	2.91	65.48
<i>Heptageniidae</i>	0.00	0.33	1.87 ± 0.67	2.75	68.24
<i>Platyhelminthes</i>	0.17	0.33	1.80 ± 0.77	2.64	70.88
<i>Leptoceridae</i>	1.00	0.67	1.80 ± 0.67	2.64	73.52
<i>Aphelocheiridae</i>	0.00	0.33	1.80 ± 0.67	2.64	76.16
<i>Lepidostomatidae</i>	0.33	0.00	1.69 ± 0.67	2.49	78.64
<i>Calamoceridae</i>	0.33	0.00	1.64 ± 0.67	2.41	81.05
<i>Gyrinidae</i>	0.00	0.33	1.37 ± 0.69	2.01	83.06
<i>Gomphidae</i>	0.00	0.33	1.37 ± 0.69	2.01	85.07
<i>Dryopidae</i>	0.17	0.17	1.35 ± 0.59	1.99	87.06
<i>Georidae</i>	0.00	0.17	1.08 ± 0.44	1.59	88.66
<i>Brachycentridae</i>	0.17	0.00	0.93 ± 0.43	1.37	90.03

DISCUSIÓN

Efecto de la presa sobre las características del hábitat fluvial.

En este estudio, se observó que la presencia de una pequeña presa en el cauce de un río genera alteraciones en los componentes abióticos y bióticos del mismo. Así, tal y como se ha demostrado en otros estudios, las presas producen impactos en los ecosistemas por medio de un alto número de vías: alterando las fluctuaciones del flujo natural, modificando la características físico-químicas del agua y fragmentando la comunidad del río (véase por ejemplo TSZYDEL *et al.*, 2009).

El hecho de que aguas arriba exista una menor heterogeneidad de sustrato y que la única categoría existente fueran las arenas se debe a que la presa genera retención de sedimento (ROLAUFFS *et al.*, 2001) y la disminución de la velocidad del flujo de agua que produce esta infraestructura potencia el proceso de sedimentación (DOBSON & FRID, 1998). Esta sedimentación es la causante de la homogeneización del sustrato aguas arriba y, asimismo, de las diferencias significativas en las proporciones de las diferentes categorías de sustrato entre ambas zonas. Del mismo modo, la retención de agua provocada aguas arriba de la presa lleva a una gran acumulación de materia orgánica alóctona (CORTÉS *et al.*, 1998).

La mayor profundidad registrada aguas arriba de la presa se debe al fenómeno de retención de agua causada por la represa (CORTÉS *et al.*, 1998) y que puede explicar el hecho de que la velocidad de la corriente sea prácticamente nula en la zona situada aguas arriba de la presa (KALLER & HARTMAN, 2004).

En cuanto a la temperatura, no se registraron diferencias a ambos lados de la represa, hecho que se apoya en los resultados obtenidos por ANDERSON & RESEMOND, 2007, según los cuales, no se encuentran evidencias significativas de diferencia de temperaturas a ambos lados de un presa construida por castores, ya que hay un flujo de agua constante a ambos lados de esta.

Efecto de la presa sobre la comunidad de macroinvertebrados.

Uno de los motivos que pueden explicar el hecho de que los valores de densidad, riqueza y diversidad sean mayores aguas debajo de la presa se puede explicar por la homogeneidad de sustrato encontrado aguas arriba (ANDERSON & ROSEMOND, 2007, DE CASTRO & MELO, 2008). Según estudios previos, existe una relación positiva entre la riqueza de macroinvertebrados y la diversidad del sustrato. La teoría ecológica general predice un incremento de la riqueza de táxones correlacionado con el incremento en la heterogeneidad de hábitat (BEGON & TOWNSEND, 1999). Aguas arriba de la presa, la única categoría de sustrato que encontramos es la de arenas, provocando los cambios en la composición de táxones y en la estructura de la comunidad. Los sedimentos depositados modifican la estructura del hábitat del lecho del arroyo, grandes cantidades de sedimento depositados limitan el espacio intersticial donde viven algunos organismos reduciendo así su abundancia (DE CASTRO & MELO, 2008).

Las diferencias en el valor del Índice de diversidad de Shannon-Wiener presentes entre las dos zonas indica la magnitud del impacto de las condiciones presentes en el

medio. Del mismo modo, la Equitatividad encontrada en la comunidad de macroinvertebrados fue mayor en la zona situada aguas debajo de la presa que en la zona situada aguas arriba. Así, la elevada heterogeneidad de ambientes presentes en la zona situada aguas debajo de la presa (sustrato heterogéneo, corrientes circulatorias, acúmulo parcial de materia orgánica, etc...) puede explicar el elevado número de táxones presentes (representado por el valor de riqueza específica). Los táxones determinantes de esta diferencia en la zona situada aguas abajo son los tricópteros *Leptoceridae* y los nematodos, los cuales presentan una frecuencia relativa elevada con respecto al total de la comunidad, lo que podría explicar los valores de diversidad y de equitatividad relativamente bajos encontrados en esta zona.

Hay que destacar la presencia en la zona situada aguas abajo de la presa del hemíptero heteróptero de la familia Aphelocheiridae, *Aphelocheirus occidentalis* Nieser & Millán, 1989. Esta especie necesita para su correcto desarrollo aguas bien oxigenadas y corrientes, además de ser depredador activo de efémeras (CARBONELL & MILLÁN, 2010). La presencia de este bioindicador, apoya nuestra asunción de que la zona en donde el río empezaba a naturalizarse es la zona en donde llevamos a cabo el muestreo.

La comunidad de macroinvertebrados encontrada aguas arriba de la presa fue distinta a la de aguas abajo, formando además dos grupos bien diferenciados. La comunidad de aguas abajo se caracterizó por una mayor abundancia de dos grupos de efemerópteros, los *Baetidae* y los *Caenidae*, que contribuyen en alto porcentaje a la similitud intrínseca de la zona. Ambas familias son muy abundantes en los ríos gallegos (GONZÁLEZ & COBO, 2006). Las larvas de baétidos viven generalmente en zonas de aguas corrientes que estén limpias y bien oxigenadas (GONZÁLEZ & COBO, 2006) y como muestran los resultados están presentes tanto aguas arriba de la presa como aguas abajo, siendo su densidad considerablemente mayor en esta última zona lo que explica que contribuyese con un alto porcentaje a la disimilitud entre las dos zonas. Las larvas de la familia *Caenidae* suelen estar asociadas a zonas de poca corriente (GONZÁLEZ & COBO, 2006), como es el caso de la zona situada aguas arriba de la presa. Además, esta familia es la responsable del mayor porcentaje de disimilitud encontrado entre las dos zonas, por ser muy abundante en la zona situada aguas abajo de la presa y no estar presente aguas arriba.

La familia más abundante en la zona situada aguas arriba de la presa fue la de tricópteros *Leptoceridae*, que contribuyó con un alto porcentaje a la similitud intrínseca de la zona. Las larvas de esta familia viven, preferentemente, en grandes masas de agua lénticas o en las áreas de menor corriente de los ríos ricos en materia orgánica (GONZÁLEZ & COBO, 2006), como lo es la zona situada aguas arriba de la presa seleccionada en nuestro estudio.

Los demás táxones que contribuyeron a la disimilitud encontrada entre las dos zonas fueron *Goeridae*, *Leptophlebiidae*, *Acari*, *Elmidae*, *Tipulidae*, *Limoniidae* y *Ceratopogonidae*. Los *Goeridae*, hallados exclusivamente en la zona situada aguas arriba, presentan larvas raspadoras de sustrato que se alimentan de perifiton. Su hábitat típico lo constituyen los fondos pedregosos de los cursos de agua aunque pueden aparecer en sustratos arenosos (GONZÁLEZ & COBO, 2006), explicando así nuestros

resultados. Los *Leptoplhebiidae*, capturados en la zona situada aguas abajo de la presa, presentan ninfas bentónicas asociadas a sustratos de gravas y arenas, adecuándose esta distribución a la encontrada en este estudio. Los restantes táxones que contribuyeron a la disimilitud entre las dos zonas estudiadas, presentaron una distribución más laxa con respecto a los anteriores (GONZÁLEZ & COBO, 2006), encontrándose en ambas zonas (*Ceratopogonidae*), aunque preferentemente en la zona situada aguas abajo de la presa

Aunque los nematodos contribuyeron a explicar la similitud encontrada dentro de cada zonas, su abundancia fue elevada en ambas zonas, por lo que no contribuyeron a explicar diferencias en sus comunidades de macroinvertebrados, lo que manifiesta su carácter eurioico (GONZÁLEZ & COBO, 2006). En nuestros resultados encontramos una distribución diferente a la explicada por GONZÁLEZ & COBO, 2006. Estos, exponen que los nematodos prefieren las aguas corrientes; sin embargo, en nuestro caso hemos observado que la máxima densidad aparece en la zona de aguas remansadas. La explicación de esta paradoja la hemos atribuido al efecto de depredación de las truchas (OSCOZ *et al.*, 2000), ya que éstas podrían preferir zonas de aguas más tranquilas para alimentarse; sin embargo, esta hipótesis debería comprobarse en el futuro.

CONCLUSIONES

En este estudio se observaron una serie de diferencias en las características del hábitat entre la zona fluvial situada aguas arriba de la presa y la zona situada aguas abajo.

Las diferencias en las características del hábitat, y a pesar de la pequeña escala espacial estudiada, podrían explicar la disrupción en el continuo de las comunidades, existiendo dos comunidades de macroinvertebrados diferenciadas.

La mayor diversidad de macroinvertebrados encontrada estuvo asociada a la existencia de un sustrato de lecho más heterogéneo, el cual se localizó aguas abajo de la presa.

La comunidad de macroinvertebrados encontrada aguas arriba de la presa está caracterizada por la presencia de tricópteros, más comunes en zonas más leníticas de los ríos; mientras que la comunidad de aguas abajo de la presa está caracterizada por la presencia de efémeras, más típicas de zonas con corriente.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos con cariño a Maruxa Álvarez sus comentarios y apoyo, avivando y manteniendo así la llama de la curiosidad científica en estos jóvenes biólogos. También agradecemos a Andrea Landeira su amabilidad, buen hacer y disposición para el transporte de los operarios desde el área de muestreo al centro de operaciones.

BIBLIOGRAFÍA

ALBA, J. 1982. *Claves para la identificación de la fauna española: Las familias y géneros de las ninfas de Efémeras de la Región Paleártica Occidental*. Cátedra de Entomología. Facultad de Biología, Universidad Complutense. Madrid. 28 pp.

- ANDERSON, C.B. & ROSEMOND, A.D. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia* 154: 141-153.
- ANÓNIMO. 2010. *Clave para la determinación de los principales grupos de Invertebrados acuáticos*. Laboratorio de prácticas de Ecología. Universidad de Vigo. Inédito.
- ANÓNIMO. 2003. *Libreta de campo para la identificación de los Macroinvertebrados*. Save Our Streams Project, Stevens Institute of Technology, CIESE.
- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1999. *Ecología*. 3ª Ed. Editorial Omega. Barcelona.
- BOUCHARD, R.W., JR. 2004. *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest*. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 pp.
- BROWN, D., MALVAR, F. & RODRÍGUEZ, F. 2006. *Descripción de medio e inventario biológico de conca alta do río Tea*. Ed. Concello de O Covelo, O Covelo, España.
- CAMPAIOLI, S.; GHETTI, P.F.; MINELLI, A. & RUFFO, S. 1994a. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. I*. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.
- CAMPAIOLI, S.; GHETTI, P.F.; MINELLI, A. & RUFFO, S. 1994b. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. II*. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento.
- CARBALLEIRA, A.; DEVESA, C.; RETUERTO, R.; SANTILLÁN, E. & UCIEDA, F. 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Fund. Pedro Barrié de la Maza. La Coruña. 391 pp.
- CARBONELL, J.A. & MILLÁN, A. 2010. *Aphelocheirus murcius* Nieser & Millán, 1989 y *Aphelocheirus occidentalis* Nieser & Millán, 1989 (Hemiptera: Aphelocheiridae) dos hemípteros acuáticos endémicos de la península ibérica amenazados. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*. 46: 429-435.
- CHINERY, M. 2006. *Guía de los Insectos de Europa*. 4ª Ed. Editorial Omega. Barcelona.
- CONESA GARCÍA, M.A. 1985. *Claves para la identificación de la fauna española: Larvas de Odonatos*. Cátedra de Entomología. Facultad de Biología, Universidad Complutense. Madrid.
- CONOLLY, N.M. & PEARSON, R. 2007. The effect of fine sedimentation on tropical stream macroinvertebrate assemblages: a comparison using flow-through artificial stream channels and recirculating mesocosms. *Hydrobiologia* 592: 423-438.
- CORTÉS, R.M.V.; FERREIRA, M.T.; VARANDAS, S. & GODINHO, F. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia* 389: 51-61.
- DE CASTRO, M. & MELO, A.S. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia* 610: 321-329.
- V.V.A.A. 1992. *Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 206: 7-50. Consejo de las Comunidades europeas. Bruselas.
- DOBSON, M. & FRID, C. 1998. *Ecology of aquatic systems*. Longman, Harlow.
- GONZÁLEZ GONZÁLEZ, M.A. & COBO GRADÍN, F. 2006. *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. Hércules de Ediciones. A Coruña.

- KALLER, M.D. & HARTMAN, K.J. 2004. Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 518: 95-104.
- KENRAD, M. 1971. Holding back the waters. *New Scientist*, 746: 111.
- OSCOZ, J.; ESCALA, M.C. & CAMPOS, F. 2000. La alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* L. 1758) en un río de Navarra (N. España). *Limnética*. 18: 29-35.
- PARDO, I. 2000. Patterns of community assembly in a fourth order stream. *Archiv für Hydrobiologie*. 148: 301-320.
- PUIG, M.A. 1999. *Els macroinvertebrats dels rius catalans*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient.
- ROLAUFFS, P.; HERING, D. & LOHSE, S. 2001. Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. *Hydrobiologia* 459: 201-212.
- TACHET, H.; BOURNAUD, M.; RICHOUX, PH.; DESSAIX, P. & PATTEE, E. 2009. *Initiation aux Invertébrés des Eaux Douces*. Association Française de Limnologie. Thonon-les-Bains-Cedex.
- TSZYDEL, M.; GRZYBKOWSKA, M. & KRUK, A. 2009. Influence of a dam removal in trichopteran assemblages in the lowland Drzewicza River, Poland. *Hydrobiologia* 630: 75-79.
- VÁZQUEZ, A. & BAENA, M. 1985. *Claves para la identificación de la fauna española: Las familias y géneros de los Hemípteros acuáticos de España*. Cátedra de Entomología. Facultad de Biología, Universidad Complutense. Madrid.
- WINTERBOURN, M. 1983. *Freshwater Life: Streams, ponds, swamps, lakes and rivers*. Mobil New Zeland Nature Series. Hong Kong.

APÉNDICE I

Tabla 1.- Relación de táxones muestreados. Se muestra la densidad (indiv/m²) interzonal e intrazonal, además de la densidad total (*) del conjunto del área de muestreo. (♣: Dípteros; ♦: Efémeras; ♥: Tricópteros; ♠: Coleópteros; ▲: Hemípteros; ►: Nematodos; ▼: Ácaros; ◄: Moluscos Gasterópodos; ●: Plecópteros; ■: Platelminfos; ■: Odonatos; □: Moluscos Bivalvos).

Taxon	Zona		Densidad Total Interzonal (Indv/m ²)
	Arriba	Abajo	
♣ <i>Tipulidae</i>	5.33	34.67	40.00
♣ <i>Limoniidae</i>	8.00	48.00	56.00
♣ <i>Simuliidae</i>	0.00	21.33	21.33
♣ <i>Ceratopogonidae</i>	10.67	72.00	82.67
♣ <i>Culicidae</i>	0.00	8.00	8.00
♣ <i>Tabanidae</i>	0.00	8.00	8.00
♣ <i>Sciomyzidae</i>	0.00	2.67	2.67
♣ <i>Chironomidae</i>	13.33	2.67	16.00
♣ <i>Empididae</i>	0.00	2.67	2.67
♦ <i>Heptageniidae</i>	0.00	10.67	10.67
♦ <i>Leptophlebiidae</i>	0.00	53.33	53.33
♦ <i>Oligoneuriidae</i>	0.00	5.33	5.33
♦ <i>Baetidae</i>	2.67	221.33	224.00
♦ <i>Caenidae</i>	0.00	136.00	136.00
♦ <i>Potamanthidae</i>	0.00	2.67	2.67
♥ <i>Glossosomatidae</i>	0.00	2.67	2.67
♥ <i>Leptoceridae</i>	178.67	34.67	213.33
♥ <i>Lepidostomatidae</i>	21.33	0.00	21.33
♥ <i>Calamoceridae</i>	13.33	0.00	13.33
♥ <i>Goeridae</i>	26.67	0.00	26.67
♥ <i>Brachycentridae</i>	2.67	0.00	2.67
♥ <i>Georidae</i>	0.00	2.67	2.67
♠ <i>Elmidae</i>	2.67	66.67	69.33
♠ <i>Dryopidae</i>	2.67	2.67	5.33
♠ <i>Dystiscidae</i>	0.00	2.67	2.67
♠ <i>Gyrinidae</i>	0.00	10.67	10.67
▲ <i>Aphelocheiridae</i>	0.00	5.33	5.33
▲ <i>Corixidae</i>	2.67	0.00	2.67
► <i>Nematoda</i>	69.33	325.33	394.67
▼ <i>Acari</i>	2.67	21.33	24.00
◄ <i>Ancylidae</i>	0.00	5.33	5.33
● <i>Perlodidae</i>	0.00	8.00	8.00
■ <i>Platyhelminthes</i>	5.33	10.67	16.00
■ <i>Gomphidae</i>	0.00	8.00	8.00
□ <i>Bivalvo</i>	2.67	0.00	2.67
Densidad Total Intrazonal (Indv/m ²)	370.67	1136.00	1506.67*