Trabajo de Investigación

Máster Oficial en Ecología Fundamental y Aplicada

Especialidad en Sistemas Terrestres y Acuáticos Continentales

Curso 2011/2012

ESTUDIO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LOS CURSOS FLUVIALES DEL PARQUE NATURAL SIERRA DE CEBOLLERA (LA RIOJA) EN BASE A LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Rubén Ladrera Fernández

Director: **Narcís Prat Fornells**

Catedrático del Departamento de Ecología

Universidad de Barcelona

Barcelona, septiembre de 2012

Universitat de Girona

UNIVERSITAT DE BARCELONA

PRESENTACIÓN

El trabajo que se presenta ha sido realizado íntegramente, excepto los puntos que se detallan al final de este apartado, por el Dr. Rubén Ladrera bajo la dirección del Dr. Narcís Prat y con la colaboración de los miembros del grupo de investigación Freshwater and Ecology Management (FEM) del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona.

Las tareas concretas que han sido realizadas por el autor han sido las siguientes:

- Diseño experimental.
- Toma de muestras de macroinvertebrados, cálculo de índices hidromorfológicos y medida de variables físico-químicas en campo.
- Análisis de NH_4^+ y PO_4^{3-} en el laboratorio del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona, así como la preparación del resto de compuestos químicos para su posterior análisis en los servicios científico-técnicos de la Universidad de Barcelona.
- Identificación de macroinvertebrados en el laboratorio del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona.
- Cálculo de diferentes índices bióticos basados en la comunidad de macroinvertebrados.
- Tratamiento estadístico y gráfico de los resultados previamente obtenidos.
- Elaboración del presente manuscrito.

Los puntos que no han sido realizados por el autor son:

- Análisis de COT, NO_3^-, NO_2^-, Cl^-, SO_4^{2-}, K^+, Ca^{2+}, Na^+, Mg^{2+}, S y Sólidos Inorgánicos Totales, llevados a cabo por los servicios científico-técnicos de la Universidad de Barcelona.
- Determinación del alga *Didymosphenia geminata*, llevada a cabo por el Dr. Joan Gomá.

A todos los ríos…

AGRADECIMIENTOS

A Narcís Prat, por darme la oportunidad de hacer este trabajo en su grupo de investigación, por su esfuerzo e implicación en el mismo y por haber compartido su conocimiento, respeto y compromiso con los ríos.

A todos los miembros del grupo de investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management) del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona, por su ayuda en la elaboración de este trabajo, a sus directores Narcís Prat y María Rieradevall. Destacar a Pablo Rodríguez por su ayuda con los análisis físico-químicos, a María Rieradevall, Raúl Acosta, Nuria Bonada y Giorgio Page en la taxonomía, a Miguel Cañedo-Argüelles y Nuria Cid con la estadística y a Caroline Carvacho, Nuria Sánchez y, de manera especial, a Pau Fortuño por su gran ayuda en diferentes aspectos del trabajo.

A Joan Gomá por la determinación de Didymosphenia geminata. A Bosco Imbert por facilitarnos material del área de Ecología de la Universidad Pública de Navarra para los muestreos de campo. A Raquel Villar por su ayuda en los muestreos de campo y a lo largo de la elaboración de este trabajo.

RESUMEN

Se ha llevado a cabo un estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de los principales cursos fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera (La Rioja) con el objetivo de conocer el estado ecológico de los mismos y el posible impacto de las diferentes presiones existentes en dicho espacio natural, fundamentalmente del embalse de Pajares y de algunos vertidos existentes en la zona. Para ello se han llevado a cabo varios tipos de análisis multivariantes basados en la comunidad de macroinvertebrados y se han elaborado una serie de índices bióticos en base a dicha comunidad.

Los vertidos provocaron una perturbación del ecosistema fluvial que originó una ligera disminución de los valores de los índices bióticos. Sin embargo, la principal afección se debió a la presencia del embalse de Pajares en el río Lumbreras, el cual modificó profundamente la comunidad de macroinvertebrados de los cursos fluviales localizados aguas abajo del mismo, que se debió fundamentalmente al elevado caudal provocado durante los meses de verano y a las bajas temperaturas del agua que genera. Asimismo, se pudo detectar un bloom del alga invasora *Didymosphenia geminata* en el tramo del río Lumbreras localizado aguas abajo de dicho embalse, que fue responsable de una mayor alteración de la comunidad de macroinvertebrados debido a la ocupación del lecho fluvial, afectando especialmente a los taxones adaptados a vivir o alimentarse en la superficie de las piedras y provocó un importante aumento de la abundancia relativa de quironómidos.

Estos factores derivados de la presencia del embalse de Pajares provocaron un descenso generalizado de los diferentes índices bióticos, lo cual evidencia el deterioro del estado ecológico del ecosistema fluvial. Sin embargo, este descenso no fue muy acusado debido a que las alteraciones son fundamentalmente de tipo físico, de manera que aquellos índices como el IASPT que reflejan fundamentalmente la calidad del agua apenas se vieron afectados.

ÍNDICE

1. Introducción 1

2. Zona de estudio 3

3. Metodología 6

3.1. Variables ambientales 6

3.2. Toma de muestras e identificación de macroinvertebrados 7

3.3. Índices Bióticos 8

3.4. Análisis estadístico 9

4. Resultados 11

4.1. Variables ambientales 11

4.2. Análisis de la comunidad de macroinvertebrados 12

4.3. Análisis de la comunidad de macroinvertebrados y relación con las diferentes variables ambientales en cada uno de los dos grupos previamente establecidos 16

4.4. Análisis del estado ecológico de los diferentes puntos de muestreo en base a los índices bióticos calculados a partir de la comunidad de macroinvertebrados 18

5. Discusión 21

6. Conclusiones 28

7. Bibliografía 29

8. Anexos 35

1. INTRODUCCIÓN

La evaluación del estado ecológico de un espacio natural resulta esencial para poder llevar a cabo correctas estrategias de gestión del mismo. En este sentido, la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE, DMA) establece que los indicadores biológicos han de ser los que determinen en última instancia el estado ecológico de una masa de agua, de manera que la utilización de índices bióticos se ha generalizado en los últimos años en todo el mundo, existiendo bioindicadores basados en organismos muy diversos, como microorganismos, macrófitos o peces (Prat *et al.* 2008). Uno de los grupos biológicos más ampliamente utilizados como bioindicadores son los macroinvertebrados (Hellawell 1986; Cairns & Pratt 1993; Ector & Rimet 2005; Bonada *et al.* 2006) ya que i) son relativamente fáciles de muestrear e identificar, ii) los diferentes taxones presentan requerimientos ecológicos diferentes, iii) la comunidad de macroinvertebrados integra el estado del ecosistema fluvial en los últimos meses, y iv) esta comunidad es capaz de integrar perturbaciones de diferente naturaleza en el ecosistema (químicas, físicas o biológicas) (Rosenberg & Resh 1993).

En Europa se han utilizado diferentes índices bióticos basados en la comunidad de macroinvertebrados, como el índice IBGN (AFNOR 1992) en Francia o el IBE (APAT-IRSA/CNR 2004) en Italia. En España, el índice IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988; Alba-Tercedor *et al.* 2002) es el más ampliamente utilizado, habiendo sido propuesto en 2008 de manera oficial como el índice a utilizar para establecer el estado ecológico de los ríos españoles (ORDEN ARM/2656/2008). Sin embargo, todos estos índices citados están basados en una sola métrica, mientras que la Comisión Europea, en el contexto de la DMA, recomienda la utilización de índices multimétricos, basados en la combinación de diferentes métricas, para establecer el estado ecológico de las masas de agua (Heiskanen *et al.* 2004). En consecuencia, diferentes índices multimétricos han sido propuestos en Europa, algunos de ellos basados en datos cualitativos, como el ICM-9 (Buffagni *et al.* 2005) o el IMMi-L (Munné & Prat 2009) y otros basados en datos cuantitativos, como el ICM-Star (Buffagni *et al.* 2006), el ICM-7 (Buffagni *et al.* 2005) y el IMMi-T (Munné & Prat 2009). El IMMi-L y el IMMi-T son índices específicamente adaptados a ríos mediterráneos y temporales españoles.

La utilización de índices bióticos que nos proporcionen un valor determinado del estado ecológico de una masa de agua no es la única manera de conocer el efecto de diferentes perturbaciones sobre ésta, de manera que existe un gran número de estudios que se basan en el análisis de las características de la comunidad de macroinvertebrados para conocer el grado de alteración de un ecosistema fluvial frente a un impacto determinado utilizando técnicas estadísticas más o menos complejas (Wright *et al.* 1995; Vivas *et al.* 2002; Gerhardt *et al.* 2004;

Castillo *et al.* 2006; Hrodey *et al.* 2008; Cid 2010; Verkaik 2010) que en ocasiones permiten establecer el estado ecológico de un espacio natural protegido (Rieradevall *et al.* 1999), resultando a menudo éstas técnicas especialmente sensibles a cambios sutiles en la estructura de la comunidad, que no se detectan con los índices biológicos (Castillo *et al.* 2006).

En el presente estudio se ha analizado la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y se han calculado una serie de índices bióticos en dos ríos de un espacio natural de montaña con un embalse y algunos vertidos de aguas residuales como los principales impactos sobre el ecosistema acuático. En general, los vertidos de aguas residuales provocan un impacto sobre el estado de salud del ecosistema fluvial (Wakelin *et al.* 2008). Estos vertidos implican un aumento en la cantidad de materia orgánica y nutrientes que llegan al río, lo cual provoca un aumento de la actividad microbiana (Meyer & Johnson 1983; Suberkropp & Chauvet 1995; Gulis & Suberkropp 2003; Gulis *et al.* 2004), pudiendo originar descensos de la concentración de oxígeno en el ecosistema (Rueda *et al.* 2002). En cualquier caso, e independientemente de que haya o no descenso en la concentración de oxígeno, el incremento de materia orgánica puede alterar las relaciones energéticas del río, provocando una alteración de la comunidad (Dyer *et al.* 2003; Gücker *et al.* 2006). En este sentido, numerosos estudios ponen de manifiesto una modificación de la comunidad de macroinvertebrados en zonas afectadas por vertidos de aguas residuales (Cao *et al.* 1996; Ortiz & Puig 2007; Spänhoff *et al.* 2007; Grantham *et al.* 2012). En estos ecosistemas se ha descrito una eliminación de ciertos taxones sensibles, fundamentalmente pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) y un aumento en la abundancia de ciertos taxones tolerantes, como quironómidos u oligoquetos, lo cual provoca un descenso de la diversidad de la comunidad (Lenat & Crawford 1994; Prenda & Gallardo-Mayenco 1996; Shieh *et al.* 1999; Dyer & Wang 2002; Ortiz *et al.* 2005). De todas maneras, el impacto de los diferentes vertidos de aguas residuales depende del ratio entre el caudal del río y el del vertido (Gücker *et al.* 2006), por lo que los efectos de los vertidos en el ecosistema fluvial y en la comunidad de invertebrados pueden ser muy variados.

En el caso de los embalses, los diferentes impactos de éstos sobre la ecología del ecosistema fluvial y su biodiversidad han sido profundamente estudiados (Saito *et al.* 2001; Vinson 2001; Friedl & Wüest 2002; Gergel *et al.* 2002; Lowe 2002; Dudgeon *et al.* 2006). Poff & Zimmerman (2010) consideran que los principales factores que determinan la alteración de las comunidades fluviales en ríos regulados por embalses son i) las alteraciones de las características físicas de los mismos, como la temperatura o el hábitat, ii) la propia alteración del régimen hidrológico, puesto que las especies que habitan ecosistemas fluviales han desarrollado estrategias de vida adaptadas a regímenes de flujo naturales y una modificación de los mismos puede provocar efectos adversos en la comunidad, iii) la pérdida de conectividad

longitudinal, por la construcción de las propias infraestructuras transversales al canal del río, y lateral, puesto que la regulación de las inundaciones limita las funciones de la zona de ribera como fuente de refugio, nutrientes y dispersión para una gran cantidad de especies, y finalmente, iv) la llegada de especies exóticas, capaces de adaptarse mejor a las nuevas condiciones que las especies nativas.

Recientemente se han publicado numerosos trabajos que proponen estrategias de gestión encaminadas a reducir estos impactos de los embalses sobre los ecosistemas fluviales (Tharme 2003; King & Brown 2006; Richter *et al.* 2006; Poff *et al.* 2010). Sin embargo, el efecto de un embalse en la biota del río depende de diferentes factores, como el tamaño del mismo, las características de la cuenca o el tipo de manipulaciones del régimen hidrológico que se lleven a cabo, por lo que se antoja necesario estudiar cada caso concreto si queremos conocer el impacto de un embalse en un ecosistema determinado (Horsák *et al.* 2009) y poder llevar a cabo acciones concretas que nos permitan minimizar dichos impactos.

Teniendo en cuenta estas premisas, los objetivos del presente estudio son:

i) conocer el efecto sobre la comunidad de macroinvertebrados del embalse de Pajares y de los diferentes vertidos a los cursos fluviales en el Parque Natural Sierra de Cebollera,

ii) cuantificar el posible impacto de dichos factores sobre el estado ecológico del río en base a una serie de índices bióticos basados en la comunidad de macroinvertebrados,

Nuestras hipótesis son:

i) los diferentes vertidos urbanos provocarán una modificación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, que será relativamente pequeña debido a la poca entidad de dichos vertidos respecto al caudal del río.

ii) el embalse de Pajares será responsable de la principal alteración de la comunidad de macroinvertebrados, teniendo en cuenta la gran regulación del caudal llevada a cabo por el mismo y el momento del muestro, 4 días después del final de un período de caudal muy elevado originado por el manejo de dicho embalse

iii) las diferentes alteraciones en la comunidad de macroinvertebrados se verán reflejadas en un descenso de los diferentes índices bióticos elaborados, reflejando el deterioro del estado ecológico de los ecosistemas fluviales

2. ZONA DE ESTUDIO

El estudio se ha llevado a cabo en los principales cursos fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera, en el río Iregua, que constituye el eje hidrológico principal y da nombre a la cuenca,

y en su principal afluente en el tramo alto, el río Lumbreras (Fig. 1). Dicho Parque Natural se encuentra localizado al sur de la Comunidad Autónoma de La Rioja y queda incluido en la cuenca hidrográfica del Ebro. Se trata de un espacio natural de montaña con altitudes que oscilan entre los 950 y los 2168 m, de manera que se caracteriza por la existencia de inviernos con temperaturas muy bajas y la permanencia continua de nieve en las mayores altitudes durante esta época. Este hecho provoca una menor incorporación de las precipitaciones invernales a los ríos y una mayor influencia nival en los caudales de primavera, tal y como puede observarse en la figura 2A, que nos muestra el hidrograma medio del río Lumbreras en el periodo 1947-1995 y que sería representativo del régimen hidrológico de la zona en condiciones naturales.

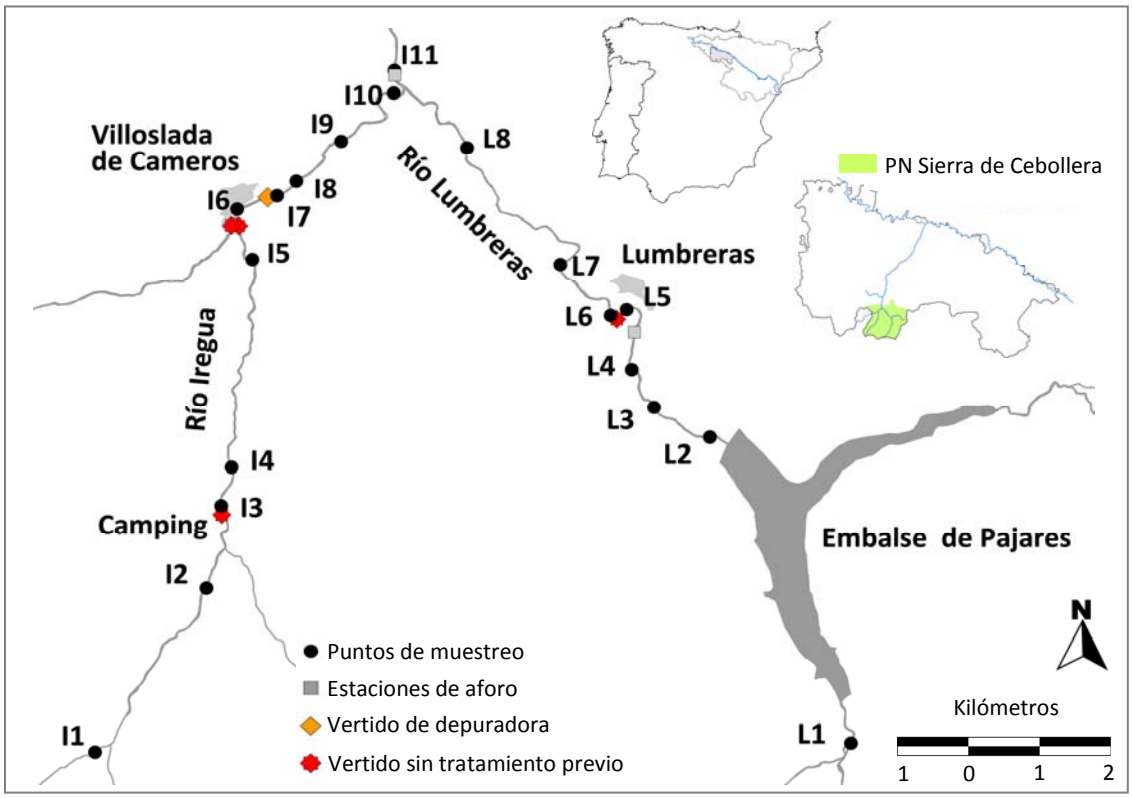


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo en la zona de estudio. Se muestra la situación de La Rioja en la cuenca del Ebro y la del Parque Natural Sierra de Cebollera en dicha Comunidad Autónoma.

Sin embargo, el régimen hidrológico del río Lumbreras ha sido completamente modificado a partir de la construcción del embalse de Pajares en el año 1995 (Fig. 1). Dicho embalse posee una capacidad útil de 35,29 hm^3 y una superficie de 161,74 ha. Su uso fundamental es para regadío, de manera que acumula agua durante la mayor parte de los meses del año y suelta el agua en época de riego, fundamentalmente en Julio y Agosto, cambiando completamente las condiciones hidrológicas naturales, tal y como se puede observar en la figura 2 B.

En cuanto a la existencia de otro tipo de presiones de origen antrópico en la zona de estudio, cabe destacar los vertidos de aguas residuales, que si bien no son muy importantes debido a la escasa densidad de población, podrían ejercer cierto impacto en el ecosistema fluvial, especialmente en verano, cuando aumenta la densidad de población y desciende el caudal natural de los ríos. Entre los diferentes vertidos existentes en el río Iregua, cabe destacar el vertido procedente de la estación depuradora de aguas residuales de Villoslada de Cameros (362 habitantes, INE 2010). Asimismo, en dicha localidad existe un deficitario sistema de recogida de aguas residuales, lo que provoca dos vertidos sin tratamiento previo aguas arriba del punto de muestreo 6, como se indican en la figura 1. Finalmente, en el río Iregua existe otro vertido de aguas residuales sin tratamiento previo, concretamente en el camping localizado 3 km aguas arriba de Villoslada de Cameros. Por su parte, la localidad de Lumbreras (164 habitantes, INE 2010) carece de estación depuradora, por lo que vierte sus aguas residuales directamente al río Lumbreras (Fig.1). Todos los vertidos citados se han señalado en la figura 1.

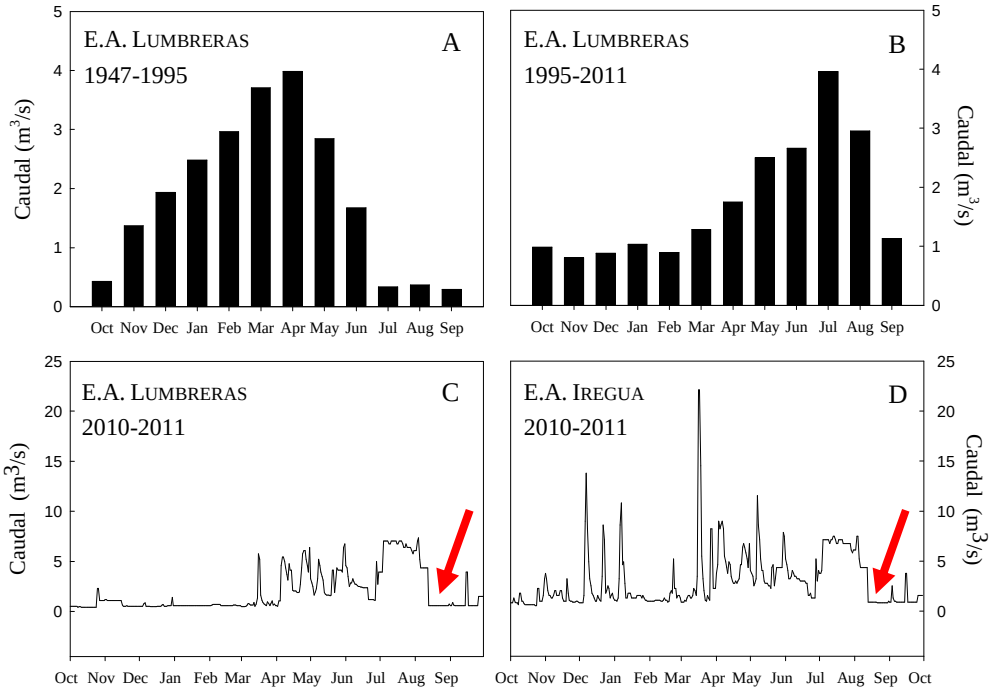


Figura 2. Hidrograma del río Lumbreras para los periodos 1947-1995 (A), 1995-2011 (B) y 2010-2011 (C) e hidrograma del río Iregua para el periodo 2010-2011 (D). Los hidrogramas se han hecho en base a los datos recogidos en la estaciones de aforo de la CHE, cuya localización se muestra en la figura 1.Se indica con una flecha el momento del muestreo.

Teniendo en cuenta estos antecedentes, se han estudiado 19 tramos fluviales, 11 de ellos localizados en el río Iregua y 8 en el río Lumbreras. El muestreo se realizó la segunda quincena de agosto de 2011. Los tramos afectados directamente por el embalse de Pajares se muestrearon el día 16 de agosto, 4 días después de la mayor reducción de caudal provocada por dicho embalse, tal y como puede observarse en la figura 2C, D.

3. METODOLOGÍA

3.1. Variables ambientales

Se caracterizó cada una de las estaciones de muestreo mediante la medida de diversas variables físico-químicas y morfológicas. Entre las diferentes variables físico-químicas, en cada estación de muestreo se realizaron mediciones *in situ* de temperatura del agua (ºC), conductividad (µS/cm), pH y oxígeno disuelto (mg/l). Asimismo, se tomaron muestras de agua que se mantuvieron congeladas (-18ºC) en el laboratorio hasta su posterior análisis. Para el análisis del resto de parámetros físico-químicos, se descongeló la muestra y se analizó primero el Carbono Orgánico Total (COT). Posteriormente, se filtraron las muestras con filtros Whatman GF/F, se calculó la concentración de sólidos inorgánicos totales (SIT) y se determinaron el resto de variables físico-químicas que aparecen en la tabla 1.

Tabla 1. Variables ambientales estudiadas en los diferentes puntos de muestreo, categoría a la que pertenecen y acrónimo utilizado en el trabajo.

Categoría	Descripción de la variable	Acrónimo
Variables físico-químicas	Concentración de NH_4^+ (mg/l)	NH4
	Concentración de PO_4^- (mg/l)	PO4
	Concentración de NO_3^- (mg/l)	NO3
	Concentración de NO_2^- (mg/l)	NO2
	Concentración de Cl^- (mg/l)	Cl
	Concentración de SO_4^{2-} (mg/l)	SO4
	Concentración de Carbono Orgánico Total (mg/l)	COT
	Concentración de Sólidos Inorgánicos Totales (mg/l)	SIT
	Concentración de K^+ (mg/l)	K
	Concentración de Ca^{2+} (mg/l)	Ca
	Concentración de Na^+ (mg/l)	Na
	Concentración de Mg^{2+} (mg/l)	Mg
	Concentración de total S (mg/l)	S
	Temperatura (ºC)	Tª
	Conductividad (µS/cm)	Cond
	Concentration of oxígeno disuelto (mg/l)	DO
	pH	pH
Variables morfológicas	Régimen hidrológico. Afección o no por el embalse de Pajares.	Hidrología
	Biomasa de *Didymosphenia geminata* (g/m^2)	Didymo
	Componente del IHF referido a la inclusión del sustrato	IHF-inclu
	Componente del IHF referido a la frecuencia de rápidos	IHF-rapid
	Componente del IHF referido a la composición del sustrato	IHF-sust
	Componente del IHF referido al régimen de velocidad	IHF-veloc
	Componente del IHF referido al porcentaje de sombra en el cauce	IHF-somb
	Componente del IHF referido a los elementos de heterogeneidad	IHF-heter
	Componente del IHF referido a la vegetación acuáticas	IHF-veget
	Puntuación total de índice IHF	IHF
	Componente del QBR referido a la cubierta vegetal	QBR-cubie
	Componente del QBR referido a la estructura de la cubierta	QBR-estru
	Componente del QBR referido a la calidad de la cubierta	QBR-cali
	Componente del QBR referido a la alteración del canal de río	QBR-canal
	Puntuación total de índice QBR	QBR

En cuanto a las variables morfológicas, se han tenido en cuenta i) la calidad del hábitat fluvial, ii) la calidad del bosque de ribera, iii) la biomasa del alga invasora *Didymosphenia geminata* (la cual se tuvo en cuenta debido a un bloom que se pudo detectar de la misma, como se detalla en apartados posteriores), y iv) el régimen hidrológico. La calidad del hábitat fluvial fue medida a través del índice IHF (Pardo *et al.* 2002), el cual evalúa las características del hábitat fluvial en 7 bloques (ver Tabla 1), mientras que la calidad del bosque de ribera fue evaluada mediante el índice QBR (Munné *et al.* 2003), que recoge, en cuatro bloques, distintos componentes y atributos de las riberas (ver Tabla 1). En ambos índices se han tenido en cuenta el valor total y el de los diferentes bloques por separado como variables ambientales para el análisis estadístico. En cuanto al alga *D. geminata,* se ha establecido su biomasa por m^2 de superficie del cauce, teniendo en cuenta la cantidad de alga recogida en las redes surber utilizadas para el muestreo de macroinvertebrados. Finalmente, el régimen hidrológico se ha establecido como una variable cualitativa, agrupando los tramos estudiados en dos grupos, uno de ellos formado por tramos con régimen hidrológico afectado por el embalse de Pajares (L2, L3, L4, L5, L6, L7, L8 e I11), que habían mantenido un elevado caudal durante los meses de verano, hasta 4 días antes de la toma de las muestras, y otro grupo formado por el resto de tramos (I1, I2, I3, I4, I5, I6, I7, I8, I9, I10 y L1), que no habían sufrido grandes modificaciones del caudal, al menos, en los 45 días previos al muestreo.

3.2. Toma de muestras e identificación de macroinvertebrados

La toma de muestras de macroinvertebrados se hizo siguiendo el protocolo de muestreo MIQU, diseñado por el grupo de investigación FEM de la Universidad de Barcelona (Nuñez & Prat 2010), a partir de los protocolos utilizados en Francia y similar al recientemente aprobado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente como protocolo de muestreo en los programas de seguimiento de ríos españoles (MMARM 2011). Dicho protocolo implica la identificaron de los sustratos presentes en un tramo de 100 m, distinguiendo entre dominantes y marginales y muestreando 8 surbers (30 x 30 cm) en los dominantes y 4 en los marginales, que se almacenaron en botes diferentes, uno para dominantes y otro para marginales. Este protocolo permite la obtención de datos cuantitativos, por conocerse el área muestreada, así como el cálculo de índices cualitativos, puesto que recoge la máxima diversidad de la zona.

Las muestras se fijaron *in situ* en una solución de formaldehído al 4% y los recipientes debidamente etiquetados se trasladaron al laboratorio para su posterior estudio. Una vez en el laboratorio, las muestras se identificaron a nivel de familia, excepto en el caso de ácaros, oligoquetos y ostrácodos, con la ayuda de una guía especializada (Tachet *et al.* 2006) y se calculó la densidad de cada familia, teniendo en cuenta el porcentaje relativo de cada hábitat.

3.3. Índices Bióticos

A partir de los datos de la identificación y cuantificación de macroinvertebrados, se elaboró una matriz de densidad de los diferentes taxones en los diferentes puntos de muestreo, a partir de la cual se han elaborado los índices bióticos que se detallan en la tabla 2. Las métricas e índices S, EPT, H´, IASPT, IBMWP, ICM-9, IMMi-L, ICM-Star, ICM-7 e IMMi-T se han calculado mediante el programa MAQBIR (Munné 2009). Para poder comparar estos diferentes índices y de acuerdo a lo que establece la Directiva Marco del Agua (DMA), es necesario expresar los valores estandarizados en función de un valor de referencia, en lo que se conoce como EQR de cada métrica, que consiste en el cociente entre el valor de una métrica en un punto concreto, frente al valor de dicha métrica en condiciones de referencia dentro del mismo tipo fluvial (Munné 2009). Los índices multimétricos calculados se basan en valores EQR de otras métricas, por lo que en este caso no es necesario estandarizarlos en función de un valor de referencia.

Tabla 2. Métricas e Índices Bióticos basados en la comunidad de macroinvertebrados y utilizados para establecer el estado ecológico de los diferentes puntos de muestreo.

Métricas	**Acrónimo**	**Referencia**
Basadas en datos cualitativos		
Número de familias de macroinvertebrados (Riqueza)	S	e.g. Vinson & Hawkins (1998)
Nº de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	EPT	Lenat & Penrose (1996)
Basadas en datos cuantitativos		
Índice de diversidad de Shannon–Wiener	H´	(Shannon & Wiener 1949)
Porcentaje de abundancia de la familia Chironomidae	Ch%	(Prat *et al.* 2009)
Porcentaje de abundancia de las familia de Ephemeroptera (excepto Baetidae), Plecoptera y Trichoptera	EPT%	(Prat *et al.* 2009)
Índices Bióticos	**Acrónimo**	**Referencia**
Índices unimétricos		
Basados en datos cualitativos		
Iberian Average Score per Taxon	IASPT	Jáimez-Cuéllar *et al.* (2002)
Iberian Biological Monitoring Working Party	IBMWP	Alba-Tercedor *et al.* (2002)
Índices multimétricos		
Basada en datos cualitativos		
Intercalibration Common Multimetric Index 9	ICM-9	Buffagni *et al.* (2005)
Intercalibration Common Multimetric Index 11a	INMi-L	(Munné & Prat 2009)
Basada en datos cuantitativos		
Intercalibration Common Multimetric Index Star	ICMs-Star	Buffagni *et al.* (2005, 2006)
Intercalibration Common Multimetric Index 7	ICM-7	Buffagni *et al.* (2005)
Intercalibration Common Multimetric Index 10	IMMi-T	(Munné & Prat 2009)

Para poder calcular los valores EQR, hemos calculado previamente los valores de referencia de todas las métricas para el tipo fluvial “montaña mediterránea silícea” dentro del cual se incluye nuestra zona de estudio, de acuerdo a la tipificación de masas de agua llevada a cabo por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). La selección de los puntos de referencia se ha

hecho de acuerdo a Sánchez-Montoya *et al.* (2009) para ríos mediterráneos, teniendo en cuenta 20 criterios relacionados con la vegetación de ribera, vertidos, aspectos morfológicos, usos del suelo, especies introducidas y régimen hidrológico. Teniendo en cuenta estos criterios, se han seleccionado los puntos I1 y L1 del presente estudio como estaciones de referencia, junto con 4 estaciones situadas en el Parque Natural del Montseny (Catalunya), cuyos cursos fluviales se encuentran catalogados con el mismo tipo fluvial y cuyas métricas fueron calculadas previamente por el grupo FEM de la Universidad de Barcelona. De esta manera contamos con 6 muestras de referencia, considerado como número mínimo de muestras para calcular los valores de referencia de acuerdo la DMA. A partir de los valores EQR del índice IBMWP, y de los valores de los índices IMMi-L e IMMi-T, Munné & Prat (2009) propusieron unos valores límite que nos permiten definir la calidad de los diferentes tramos fluviales en 5 clases diferentes, tal y como se detalla en la tabla 3.

Tabla 3. Valores límite de los índices IBMWP, IMMi-T e IMMi-L (valores EQR) para la inclusión de una masa de agua en las diferentes clases de calidad (Munné & Prat 2009).

Clase de calidad	IBMWP	IMMi-T	IMMi-L
MUY BUENO-BUENO	0,8	0,9	0,9
BUENO-MODERADO	0,5	0,7	0,7
MODERADO-DEFICIENTE	0,3	0,5	0,5
DEFICIENTE-MALO	0,1	0,2	0,2

Finalmente, y además de los índices previamente citados, se han calculado 2 índices basados en la dominancia de diferentes taxones (Ch% y EPT%), que nos pueden dar una idea de la importancia cuantitativa de estas familias en nuestros tramos estudiados, puesto que perturbaciones intensas de los tramos fluviales tienden a favorecer la dominancia de especies oportunistas, como los quironómidos, mientras que bajos niveles de perturbación favorecen el desarrollo de otros taxones, como las diferentes familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), que requieren cierta calidad del ecosistema para vivir.

3.4. Análisis estadístico

Se ha llevado a cabo un Análisis de Coordenadas Principales (ACoP) de los diferentes tramos estudiados, teniendo en cuenta la composición de las comunidades de macroinvertebrados. Este análisis se ha llevado a cabo mediante el paquete estadístico PERMANOVA + para PRIMER (Anderson *et al.* 2008), a partir de la matriz de distancias de la Cuerda (Ordoci 1967) elaborada en base a la matriz de abundancias (transformada a ln (x+1)) de los diferentes taxones en cada tramo. Asimismo, con el objetivo de conocer la influencia de las diferentes variables ambientales en la distribución de nuestros puntos de muestreo en el análisis ACoP, se ha

llevado a cabo un análisis de correlación de Spearman de los dos primeros ejes de este análisis con las diferentes variables ambientales estudiadas, transformadas prevaimente a ln (x+1).

Sobre el análisis ACoP se han diferenciado dos grupos en base a un análisis de clasificación jerárquico (UPGMA) realizado a partir de la matriz de distancias de la cuerda (software R, paquete vegan). A continuación se ha llevado a cabo un análisis ANOSIM (PRIMER v6, (Clarke & Gorley 2006)) a partir de la matriz de abundancias (transformada a ln (x+1)), con el objetivo de contrastar las diferencias de la comunidad de macroinvertebrados entre los dos grupos identificados por el análisis de clasificación jerárquico. Asimismo, se han identificado los taxones indicadores de cada grupo, llevando a cabo un análisis IndVal con el software R (paquete vegan). Este análisis se basa en la comparación de las abundancias relativas de los diferentes taxones entre grupos definidos *a priori*, en nuestro caso a partir del análisis clúster. Cada taxón se asocia con un valor indicador que varía entre 0 y 100, indicando el valor 100 una pertenencia total a una categoría específica, y con un P valor obtenido mediante test de permutaciones de Montecarlo (9999). Para los diferentes taxones que resultaron significativos para alguno de los 2 grupos previamente establecidos y con un valor indicador superior a 70, se han elaborado gráficos de burbujas proporcionales a las abundancias de cada taxón (transformadas en ln(x+1)) en cada uno de los puntos de estudio y dibujadas sobre la posición de cada punto en el gráfico ACoP elaborado anteriormente. Finalmente, para todo el conjunto de tramos estudiados se han elaborado curvas de dominancia de los diferentes taxones en cada punto de estudio (PRIMER v6), las cuales se han identificado como claras indicadoras del estado de perturbación de los tramos fluviales (Magurran 2004).

Por otro lado, y teniendo en cuenta la clara diferencia entre los dos grupos de puntos de muestreo identificados, se han estudiado por separado las comunidades de macroinvertebrados de cada grupo y su relación con las diferentes variables ambientales mediante un análisis DISTLM (PERMANOVA + para PRIMER) para cada grupo. Dicho análisis estudia la relación entre dos matrices de datos, una explicativa, en nuestro caso la matriz de variables ambientales (transformada en ln(x+1)), y una matriz respuesta, que sería la matriz de distancias de la cuerda, calculada a partir de la matriz de abundancias de los taxones de macroinvertebrados transformada en ln(x+1). En este análisis se exploran diferentes modelos de regresión entre las dos matrices, obteniéndose el modelo que mejor nos explica la distribución de nuestros tramos fluviales con las variables ambientales incluídas en dicho modelo, el porcentaje de varianza explicado por cada una y la significación (P-valor) de cada una de ellas. Asimismo, podemos visualizar el mejor modelo en un gráfico utilizando el método dbRDA, para lo cual se ha utilizado el programa CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002). En dichos gráficos se han representado los diferentes puntos de muestreo y las variables ambientales incluidas en el

modelo final. Asimismo, se han representado en cada caso los taxones que presentaron elevados índices de correlación de Spearman con alguno de los dos primeros ejes, representados en el dbRDA.

Finalmente se agruparon los diferentes tramos estudiados en función de su estado ecológico. Para ello se construyó una matriz de distancias euclídeas entre los diferentes puntos de muestreo basada en todas las métricas e índices bióticos calculados a partir de la comunidad de invertebrados (Tabla 2), transformados previamente en arc $\sqrt{x}/100$, a partir de la cual se llevó a cabo un análisis de clasificación jerárquico (UPGMA) utilizando como software el programa R (paquete vegan).

4. RESULTADOS

4.1. Variables ambientales

Los tramos fluviales estudiados presentaron un pH ligeramente básico y elevadas concentraciones de oxígeno en todos los casos. La temperatura presentó claras diferencias entre los tramos afectados por el embalse, con valores que oscilaron entre 9,9 y 15,2 ºC, y el resto de puntos, con temperaturas superiores a 16 ºC en todos los tramos, llegando a alcanzar los 22 ºC en algunos casos. Por su parte, la conductividad presentó valores bajos en general, oscilando entre los 67 y los 170 µS/cm en los diferentes puntos, alcanzándose los valores más elevados en el tramo bajo del río Iregua, aguas abajo del núcleo urbano de Villoslada de Cameros. Asimismo, la concentración de nutrientes nitrogenados y fosfatos aumentó en esta zona. También se pudo observar un aumento en la concentración de estos compuestos químicos en el punto L6, localizado en el río Lumbreras inmediatamente después del vertido de aguas residuales procedente del núcleo urbano con el mismo nombre que el río. En el resto de tramos, los valores de los diferentes nutrientes y compuestos químicos se mantuvieron en valores muy bajos, confirmando el carácter oligotrófico de la zona de estudio.

En cuanto a las variables morfológicas, el bosque de ribera presentó en general un buen estado de conservación en la mayoría de tramos estudiados, si bien se pudieron observar perturbaciones intensas en algunos casos como en el núcleo urbano de Villoslada de Cameros y, especialmente, en el tramo L1, localizado inmediatamente aguas abajo del embalse de Pajares, donde la vegetación de ribera ha sido completamente eliminada. El índice IHF también presentó valores elevados en la mayoría de puntos estudiados, si bien en este caso, los puntos con régimen hidrológico regulado por el embalse presentaron un descenso del mismo, especialmente en el bloque 4 de dicho índice, referido a la diversidad de regímenes de velocidad y en el bloque 7, referido a la vegetación acuática.

Este efecto en la vegetación acuática debajo del embalse de Pajares se debió fundamentalmente a la presencia del alga *D. geminata*, que presentó una explosión población en forma de bloom a partir del embalse, de manera que la abundancia del alga mostró una correlación significativa con dicho componente 7 del IHF ($r = 0,92$; $P > 0,05$). Este bloom algal se pudo detectar en el momento de los muestreos de macroinvertebrados y fue especialmente intenso en el punto L2, localizado 200 m aguas abajo de la presa del embalse de Pajares, donde presentó una biomasa de 22,04 g/m^2 de superficie del lecho, llegando a cubrir todas las piedras y bloques del sustrato. Sin embargo, el bloom de dicha alga no se limitó a este tramo, sino que *D. geminata* presentó una abundancia elevada durante 2,5 km, de manera que la biomasa detectada en los puntos L3, L4 y L5, se mantuvo entre 3,5 y 6,5 g/m^2, ocupando la mayor parte del sustrato en todos los casos. A partir del vertido del núcleo urbano de Lumbreras la abundancia descendió bruscamente, de manera que apareció como un alga marginal, con biomasas de 0,42 y 0,11 g/m^2 en los puntos de muestreo L6 y L7 respectivamente, mientras que en los siguientes puntos de muestreo no se pudo detectar (Fig. 3A).

Como se ha comentado con anterioridad, el vertido provocó un aumento en la concentración de diferentes compuestos químicos en el río, fundamentalmente de PO4, de manera que la biomasa de *D. geminata* se correlacionó negativamente con la concentración de este nutriente en el agua ($r = -0,74$; $P < 0,05$), siendo el único compuesto químico con el que presentó una correlación significativa. En la figura 3 podemos observar claramente que la desaparición del bloom que se observó en el punto L6 se corresponde con el importante aumento en la concentración de PO4 comentado.

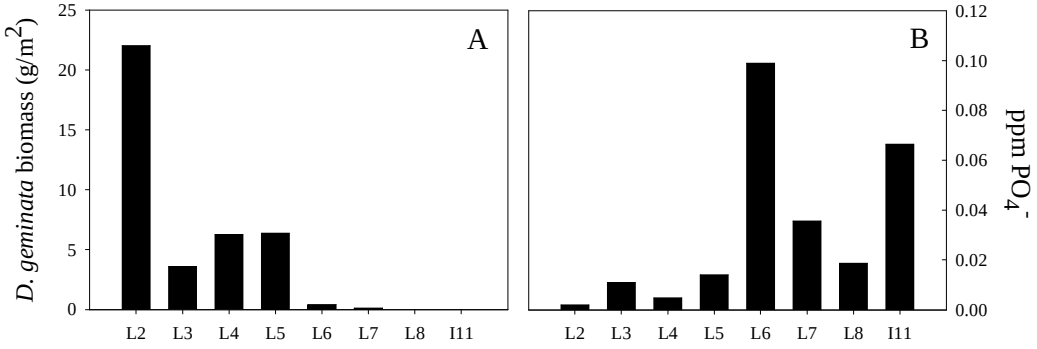


Figura 3. Biomasa (g/m^2) de *D. geminata* (A) y concentración de PO4 (ppm) (B) en los puntos de muestreo localizados aguas abajo del embalse de Pajares. No se muestran los puntos que no están sometidos a la regulación del embalse puesto que en ninguno de ellos se detectó *D. geminata*.

4.2. Análisis de la comunidad de macroinvertebrados

En la figura 4 podemos observar la distribución de los diferentes puntos de muestreo en función de su comunidad de macroinvertebrados en el análisis ACoP realizado. Los puntos se agruparon en dos grupos de acuerdo al análisis de clúster jerárquico realizado (no mostrado), coincidiendo dichos grupos con los puntos con régimen hidrológico afectado o no por el embalse de Pajares.

Los dos grupos establecidos presentaron comunidades de macroinvertebrados significativamente diferentes entre ellos de acuerdo al análisis ANOSIM realizado entre ambos (R = 0,847; nivel de significación = 0,001). Asimismo, los dos grupos se separaron claramente a lo largo del eje 1 del análisis ACoP (Fig. 4), que explicó un 40,1% del total de la varianza.

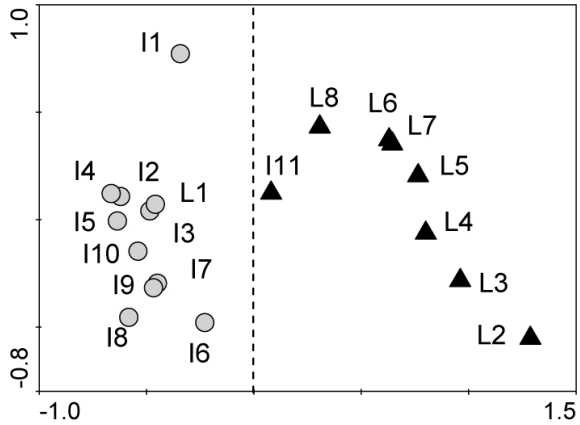


Figura 4. Proyección de los puntos de muestreo en el espacio creado por los dos primeros ejes del Análisis de Coordenadas Principales (ACoP) basado en las abundancias de las familias de macroinvertebrados (distancia de la cuerda) (eje 1, 40,1%, eje 2, 11,4%). Se señalan con diferentes símbolos los puntos de muestreo de los dos grupos principales de acuerdo al análisis jerárquico de clúster realizado.

Las variables que presentaron una mayor correlación con este eje 1 fueron la regulación hidrológica y la temperatura (coeficiente de correlación de Spearman = 0,86 y 0,85 respectivamente), de acuerdo a lo cual, aquellos puntos de muestreo con un régimen hidrológico afectado por el embalse aparecieron a la derecha del gráfico, mientras que el resto de puntos de muestreo se agrupó a la izquierda del mismo (Fig. 4). En este sentido, el factor clave que nos permite agrupar a los puntos de muestreo es el embalse de Pajares, a través de su influencia en el régimen hidrológico y la temperatura. Sin embargo, los diferentes puntos de muestreo de cada uno de los grupos presentaron a su vez una gran variabilidad, fundamentalmente aquellos afectados por el embalse, para lo cual se tratará con posterioridad cada uno de los grupos por separado.

En la tabla 4 se muestran los diferentes taxones que resultaron significativamente indicativos para alguno de los dos grupos establecidos, de acuerdo al análisis indVAL realizado. Como vemos, existe una clara diferencia entre el número de taxones indicadores de uno u otro grupo, existiendo 20 taxones para el grupo de puntos no afectados por el embalse y solamente 5 para los tramos afectados. Entre los diferentes taxones indicadores de los tramos no afectados por el embalse cabe destacar que el 25% son familias pertenecientes al orden Trichoptera (Polycentropodidae, Goeridae, Brachycentridae, Lepidostomatidae e Hydropsychidae), y 17 de ellos se incluyen en la clase Insecta, mientras que entre los indicadores del grupo de tramos afectados por el embalse, únicamente aparece una familia de insectos, la familia Ephemerellidae.

Tabla 4. Resultados del análisis indVAL entre tramos con régimen hidrológico afectados por el embalse de Pajares (grupo 2) y tramos no afectados (grupo 1). IV representa el valor indicador de cada taxón para el grupo que resultó significativo con el valor P señalado.

Taxa	Grupo	IV	P
Gerridae	1	100	0,001
Brachycentridae	1	96,7	0,001
Caenidae	1	90,9	0,001
Corixidae	1	90,9	0,001
Goeridae	1	89,3	0,002
Ceratopogonidae	1	78,6	0,002
Scirtidae	1	78,5	0,003
Polycentropodidae	1	77,2	0,002
Lepidostomatidae	1	68,6	0,011
Heptageniidae	1	67,4	0,001
Hydropsychidae	1	66,0	0,001
Ostracoda	1	65,8	0,001
Elmidae	1	65,0	0,001
Gyrinidae	1	63,6	0,009
Dixidae	1	63,6	0,010
Ancylidae	1	62,5	0,043
Leptophlebiidae	1	61,1	0,006
Hydracarina	1	60,2	0,030
Calopterygidae	1	45,5	0,043
Tabanidae	1	45,5	0,049
Ephemerellidae	2	89,2	0,001
Hydridae	2	84,4	0,002
Sphaeriidae	2	66,9	0,014
Dugesiidae	2	56,3	0,029
Oligochaeta	2	55,0	0,005

Entre los taxones que resultaron significativos para alguno de los grupos, en la figura 5 se han representado mediante gráficos de burbujas proporcionales a las abundancias, los taxones con un valor indicador superior a 80 con alguno de los grupos establecidos. Entre estos taxones, las familias Gerridae, Caenidae y Corixidae (Fig. 5A, B, C) no aparecieron en ninguno de los puntos afectados por el embalse, de manera que estas familias parecen ser las más afectadas por la presencia del mismo. Por su parte, entre los grupos indicadores de tramos afectados por el embalse, cabe destacar la familia Ephemerellidae que apareció en todos los puntos de este grupo, con abundancias entre 37 y 158 ind/m^2, mientras que en el resto de puntos solo se detectó en 4 casos, con una abundancia máxima de 14 ind/m^2 en el punto I1 (Fig. 5F). Asimismo, el orden Hydridae apareció en todos los puntos afectados por el embalse, excepto en el I11, mientras que solo se detectó en tres puntos sin este tipo de régimen hidrológico y con densidades muy inferiores en general (Fig. 5G). Finalmente se han representado los gráficos de burbujas de las familias Chironomidae y Baetidae, que resultaron las más abundantes en el conjunto de los puntos estudiados. Ninguna de estas familias resultó significativa en el análisis indVAL para ninguno de los grupos de puntos previamente establecidos, de manera que apenas existen diferencias en el diámetro de las burbujas de los diferentes puntos.

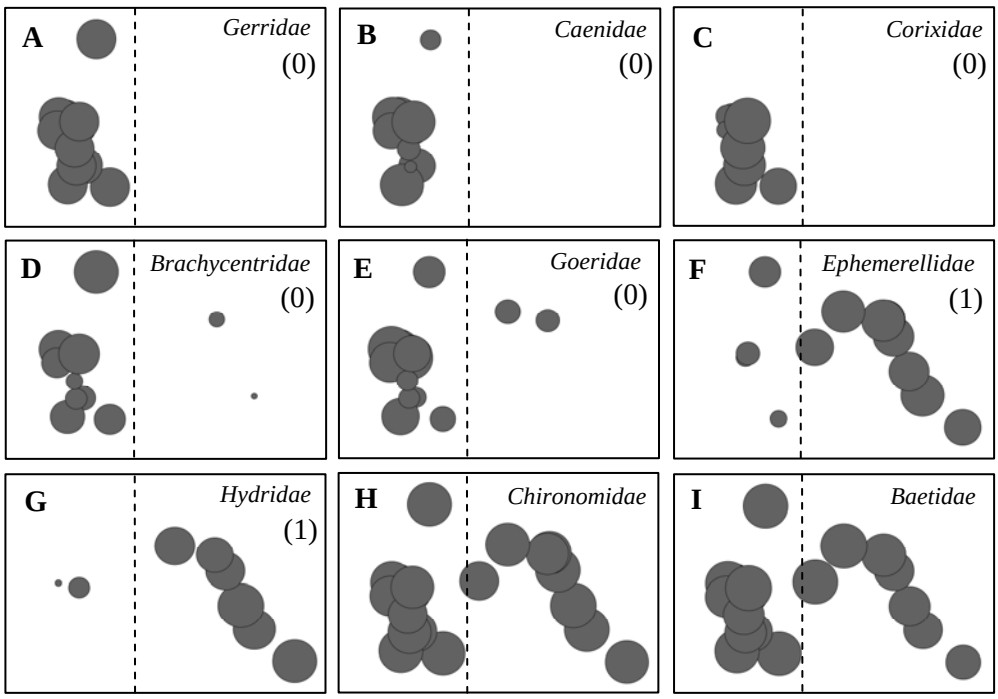


Figura 5. Gráficos de burbujas de las familias de macroinvertebrados que resultaron significativas en el análisis indVAL y que presentaron un valor indicador superior a 80 para alguno de los 2 grupos previamente identificados, junto con los de las dos familias más abundantes en la zona de estudio que no resultaron significativas para ningún grupo (Chironomidae y Baetidae). El diámetro de las burbujas es proporcional a la abundancia de las familias en cada punto y su localización coincide con la distribución de acuerdo al análisis ACoP de la figura 4.

En la figura 6 podemos observar las curvas de abundancia acumulativa de los diferentes taxones en cada uno de los puntos de muestreo y podemos ver como los puntos afectados por el embalse (con símbolos negros) presentan, en general, una mayor dominancia de pocos taxones, frente al resto de puntos de estudio (símbolos grises), lo cual confirma una mayor perturbación del ecosistema fluvial en este caso. Sin embargo, frente a este patrón general se encuentran algunos puntos de ambos grupos (señalados con cruces y asteriscos) con un comportamiento intermedio.

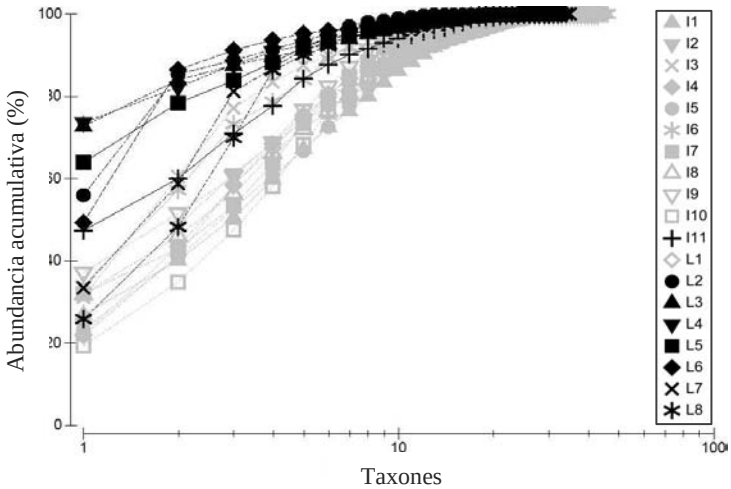


Figura 6. Curvas de abundancias acumulativas de las familias en los diferentes puntos de muestreo. Se han utilizado símbolos negros en el caso de puntos de muestreo afectados por la regulación hidrológica del embalse de Pajares y grises para el resto de puntos. Se han señalado con cruces y asteriscos los puntos con un comportamiento intermedio.

4.3. Análisis de la comunidad de macroinvertebrados y relación con las diferentes variables ambientales en cada uno de los dos grupos previamente establecidos

Teniendo en cuenta las diferencias comentadas entre los puntos de muestreo de cada uno de los dos grupos previamente establecidos, éstos se han analizado por separado, tratando de conocer la distribución de las diferentes muestras y las principales variables ambientales responsables de dicha distribución en cada grupo (Fig. 7 y 8).

En la figura 7 podemos observar el gráfico dbRDA resultante del análisis DISTLM entre la comunidad de macroinvertebrados y las variables ambientales de los diferentes puntos de muestreo afectados por el embalse de Pajares, que explicó un 94,7% del total de la varianza (41,9% el eje 1 del dbRDA y 15,8% el eje 2). Podemos observar que la única variable que resultó significativa en la distribución de los diferentes puntos de muestreo fue la biomasa de *D. geminata* (F = 3,538; P < 0,01) que explicó el 37% de la varianza, de manera que a la derecha del eje 1 se distribuyen las muestras afectadas por el bloom de esta alga.

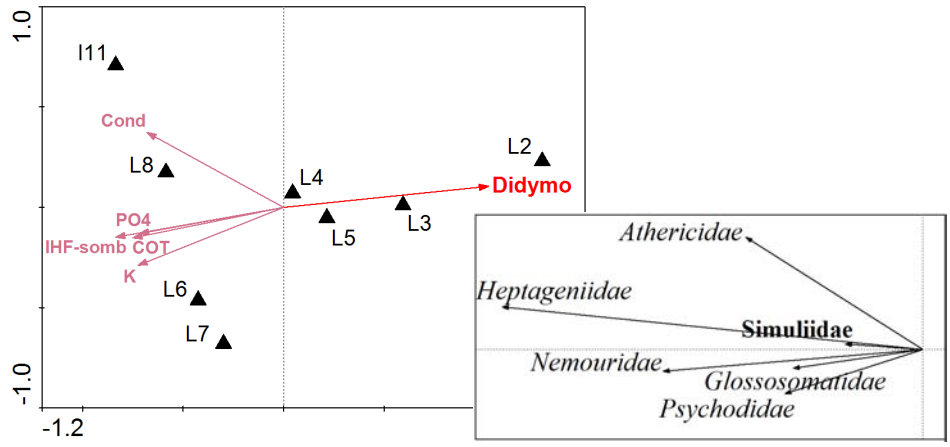


Figura 7. dbRDA resultante del análisis DISTLM para los puntos de muestreo afectados por la regulación hidrológica del embalse de Pajares. Se han representado sobre el espacio creado por los dos primeros ejes del análisis (eje 1, 41,9%; eje 2, 15,8%), los diferentes puntos de muestreo y las variables ambientales presentes en el modelo final. Se destacan aquellas variables que resultaron significativas (P<0,05) en dicho modelo. En la esquina inferior derecha se ha representado la distribución de las diferentes familias de macroinvertebrados que presentaron un valor de correlación de Spearman superior a 0,75 con el eje 1 del análisis dbRDA. Se han resaltado las familias con un valor de correlación superior a 0,9.

Asimismo, entre los puntos de muestreo que no fueron afectados por el bloom de *D. geminata*, podemos observar un distanciamiento en el eje 2, de manera que en la parte inferior aparecen los puntos con una mayor concentración de diferentes compuestos químicos como K, COT o PO4. Cabe destacar que estos puntos se encuentran respectivamente a 100 m y 1 km de distancia al vertido procedente del núcleo urbano de Lumbreras (Fig. 1), el cual provoca el aumento de estos compuestos químicos en el agua. En cualquier caso, este eje 2 supuso un 15,8% del total de la varianza, de manera que su peso en la variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados es muy inferior respecto al eje 1, relacionado con el bloom algal.

En el gráfico superpuesto de la esquina inferior derecha de la figura 7 podemos observar los diferentes taxones de invertebrados que mostraron un valor de correlación de Spearman superior a 0,75 con el eje 1, estando todos ellos correlacionados de manera negativa con dicho eje, de manera que se vieron afectados negativamente por el bloom de *D. geminata*. Cabe destacar las familias Simuliidae y Heptageniidae que mostraron correlaciones de Spearman con valores de r = -0,93 y -0,87 respectivamente. Sin embargo, y a pesar de no aparecer en el gráfico, por presentar un valor de r inferior a 0,75, también hubo algún taxón que mostró una elevada correlación positiva con el eje 1, especialmente Dugesiidae e Hydridae, con un valor de correlación de 0,73 y 0,69 respectivamente, por lo que éstos parecen verse favorecidos por la presencia del bloom de *D. geminata*. Asimismo, resulta interesante destacar que la familia Chironomidae, que resultó la más abundante en la zona de estudio, también mostró una correlación positiva con el eje 1 con un valor de r = 0,43, de manera que esta familia también parece verse afectada positivamente por el bloom algal en cuanto a su densidad

Finalmente, en la figura 8 se representa el gráfico dbRDA resultado del análisis DISTLM entre las variables ambientales y las comunidades de macroinvertebrados de los puntos que no se ven afectados por el régimen hidrológico del embalse. Se puede observar una cierta separación de los dos puntos de cabecera de cada uno de los ríos estudiados (I1 y L1), que han sido utilizados como estaciones de referencia en el cálculo de los índices bióticos, y el resto de puntos de muestreo. Asimismo, en la parte superior derecha del gráfico se puede observar un cierto agrupamiento de los puntos del río Iregua situados antes del municipio de Villoslada de Cameros (I2, I3, I4 e I5), con un mejor estado de conservación del bosque de ribera, de acuerdo a las variables del modelo final en el análisis DISTLM, mientras que en la parte inferior izquierda se disponen los puntos del río Iregua localizados en el núcleo urbano de Villoslada de Cameros y aguas abajo del mismo (I6, I7, I8, I9 e I10), hasta la desembocadura del río Lumbreras, que presentaron valores superiores de diferentes compuestos químicos y de conductividad, siendo ésta la única variable que resultó significativa en la distribución de los diferentes puntos de muestreo.

En el gráfico superpuesto podemos observar los diferentes taxones que mostraron un coeficiente de correlación de Spearman superior a 0,7 con alguno de los dos primeros ejes del análisis. Excepto la familia Goeridae, que se encuentra relacionada con el grupo de puntos localizados en una posición intermedia en el perfil longitudinal del río Iregua, el resto de familias se correlacionaron con el eje 1, destacando las familias Perlidae y Psychomyiidae que presentaron en ambos casos un coeficiente de correlación de 0,9, pero con signo contrario, de manera que la familia Perlidae se relacionó con una menor conductividad, mientras que la

familia Psychomyiidae lo hizo con aquellos puntos situados a partir de Villoslada de Cameros y que presentaron mayores valores de conductividad y carga orgánica.

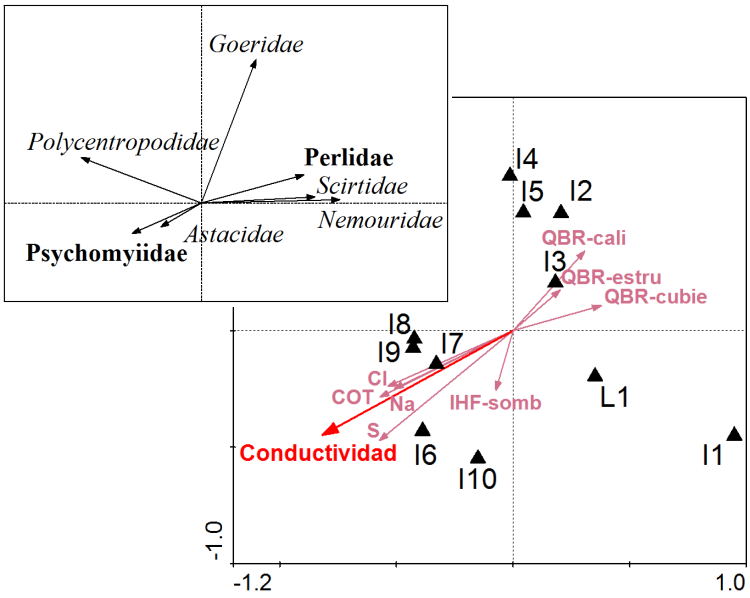


Figura 8. dbRDA resultante del análisis DISTLM para los puntos de muestreo no afectados por la regulación hidrológica del embalse de Pajares. Se han representado sobre el espacio creado por los dos primeros ejes del análisis (eje 1, 28,3%; eje 2, 19,1%), los diferentes puntos de muestreo y las variables ambientales presentes en el modelo final. Se destacan aquellas variables que resultaron significativas (P<0,05) en dicho modelo. En la esquina superior izquierda se ha representado la distribución de las diferentes familias de macroinvertebrados que presentaron un valor de correlación de Spearman superior a 0,7 con alguno de los dos primeros ejes del análisis dbRDA. Se han resaltado las familias con un valor de correlación superior a 0,9.

4.4. Análisis del estado ecológico de los diferentes puntos de muestreo en base a los índices bióticos calculados a partir de la comunidad de macroinvertebrados

En la gráfica 9 se muestran las diferentes métricas e índices bióticos calculados en base a la comunidad de macroinvertebrados. Atendiendo a los valores de los índices IBMWP, IMMi-L e IMMi-T, y teniendo en cuenta los rangos de calidad propuestos por Munné & Prat (2009), el estado ecológico de todos los puntos de muestreo resultó bueno o muy bueno. Sin embargo, se pudieron determinar pequeñas diferencias en el estado ecológico en los diferentes tramos estudiados, de manera que en el dendrograma de la figura 10 podemos observar el agrupamiento de los puntos de muestreo en función de los valores de las diferentes métricas e índices bióticos calculados. Se puede observar que existen dos grupos diferenciados, uno de ellos formado por los puntos situados inmediatamente después del embalse, hasta el punto L6, que presentaron un estado ecológico de menor calidad y otro grupo formado por el resto de puntos, con un valor superior de calidad biológica.

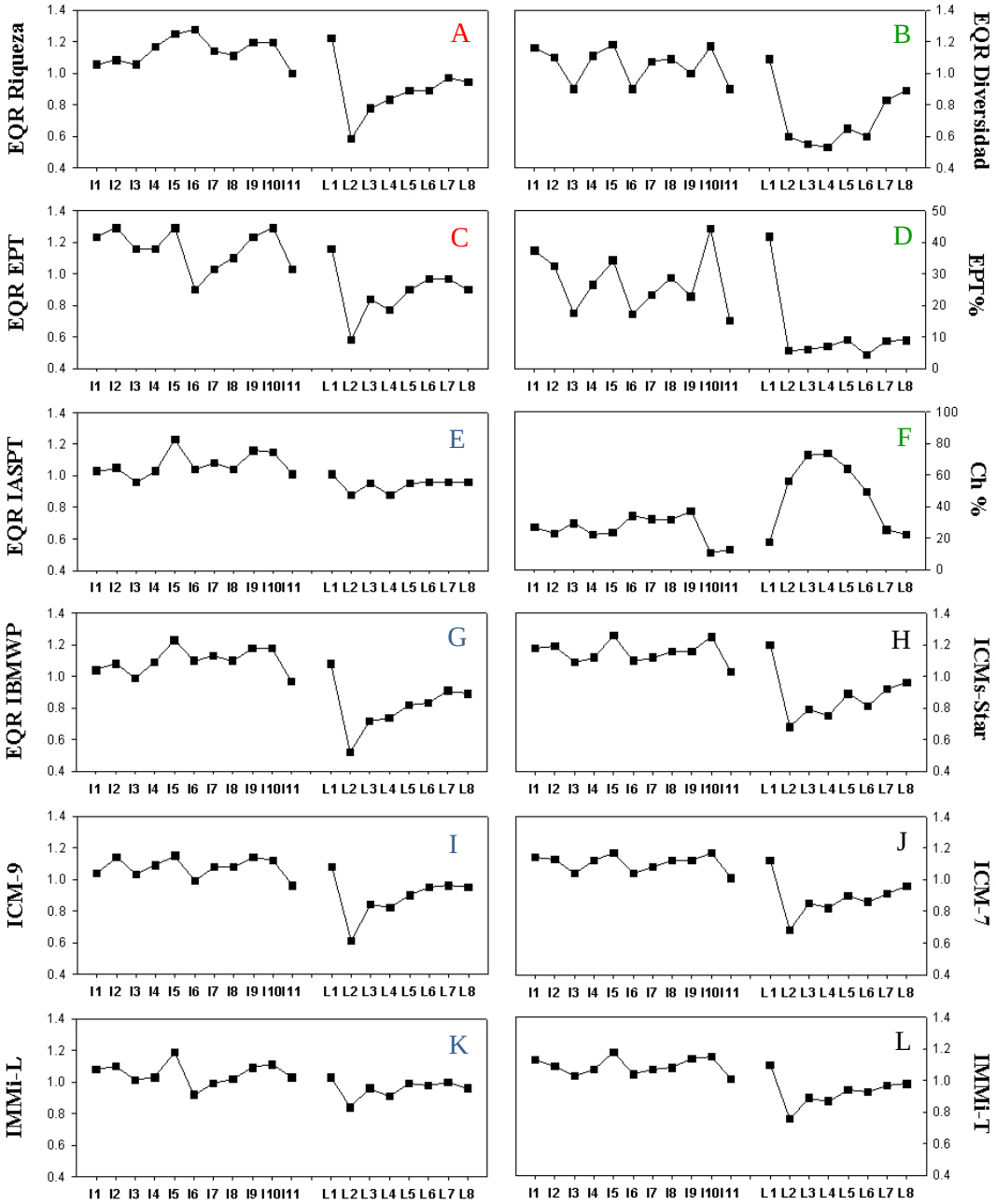


Figura 9. Valores de las diferentes métricas e índices bióticos basados en la comunidad de macroinvertebrados en los diferentes puntos de muestreo. Se señalan en rojo (A y C) las métricas basadas en datos cualitativos, en verde (B, D, F) las métricas basadas en datos cuantitativos, en azul (E, G, I y K) los índices bióticos basados en datos cualitativos y en negro (H, J, L) los índices bióticos basadas en datos cuantitativos.

Los puntos que presentaron una menor calidad se corresponden con todos aquellos afectados por el embalse y el bloom de *D. geminata* junto con el punto L6, donde no se detectó dicho bloom, pero donde existe el vertido procedente del núcleo urbano de Lumbreras. Asimismo, entre el segundo grupo determinado, podemos diferenciar otros dos, de manera que uno de ellos estaría formado por los puntos con mejor estado ecológico y otro por aquellos con un estado intermedio (Fig. 10), en el cual se incluirían los puntos afectados por el embalse, pero no por el bloom de *D. geminata* ni por el vertido de Lumbreras (L7, L8 e I11) y por los puntos I3 e I6, que serían los puntos con un mayor grado de perturbación entre los puntos del río Iregua no

afectados por el embalse. Cabe destacar que el punto I3 se encuentra localizado inmediatamente aguas abajo del vertido sin tratamiento previo del camping, mientras que el punto I6 se encuentra en el núcleo urbano de Villoslada de Cameros, con una fuerte alteración del hábitat fluvial y después de dos vertidos sin tratamiento previo (Fig. 1). En este sentido, cabe destacar que estos puntos definidos con una calidad intermedia se corresponden con los puntos que presentaban un patrón intermedio en las curvas de dominancia comentadas con anterioridad.

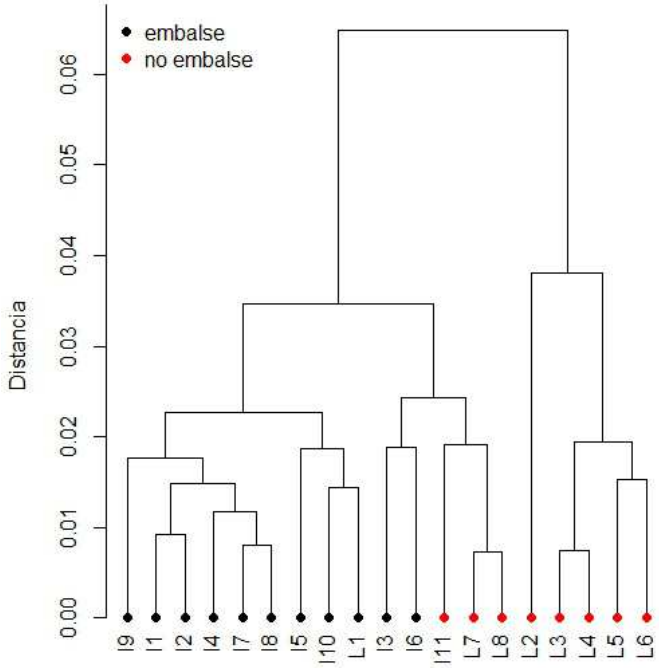


Figura 10. Dendrograma resultado del análisis jerárquico de clúster (UPGMA) de los diferentes puntos de muestreo en base a los valores de las métricas e índices bióticos calculados. Se han utilizado símbolos rojos en el caso de puntos de muestreo afectados por la regulación hidrológica del embalse de Pajares y negros para el resto de puntos

En cualquier caso, la presencia del embalse y, especialmente, el bloom de *D. geminata* asociado a su régimen hidrológico y cambio de condiciones ambientales son los principales factores que provocan un deterioro del estado ecológico del ecosistema fluvial. Este deterioro se pudo constatar con la mayoría de métricas analizadas, como el EPT, la riqueza de familias, la diversidad de Shannon y el porcentaje de abundancia de quironómidos. Este mismo patrón se puede observar de manera general en los diferentes índices bióticos calculados. Sin embargo, algunos de ellos apenas descendieron en los tramos afectados por el embalse y por el bloom algal, fundamentalmente el índice IASPT. Asimismo, en el caso del IMMi-L y, en menor medida, en el IMMi-T el descenso tampoco resultó muy evidente, lo cual estaría relacionado con el gran peso de la métrica IASPT en el cálculo de éstos índices bióticos.

5. DISCUSIÓN

El embalse de Pajares supuso el principal impacto sobre los ecosistemas fluviales en el Parque Natural Sierra de Cebollera

De acuerdo con otros estudios realizados (Munn & Brusven 1991; Jakob *et al.* 2003; Bruno *et al.* 2010), el embalse de Pajares provocó una clara modificación de la comunidad de macroinvertebrados en los tramos localizados por debajo del mismo, que se debió fundamentalmente a la alteración del régimen hidrológico y a la menor variación de la temperatura.

El régimen hidrológico ha sido identificado como uno de los factores más determinantes en la composición de las comunidades acuáticas (Resh *et al.* 1988; Poff *et al.* 1997; Lytle & Poff 2004). En nuestro caso, el muestreo se llevó a cabo 4 días después de un periodo de caudales muy elevados, hasta 15 veces superior al caudal observado el día del muestreo, lo cual pudo modificar la comunidad de macroinvertebrados, tal y como se ha observado en otros estudios frente a condiciones de gran caudal (Imbert & Perry 2000; Lytle 2000; Robinson *et al.* 2003). En este sentido, alguno de los taxones que resultaron más sensibles a la regulación por el embalse parecen estar afectados especialmente por los altos caudales y velocidades de corriente, como la familia Gerridae, adaptada a zonas lénticas (Tachet *et al.* 2006; Molano-Rendón *et al.* 2008) o los taxones Corixidae, Elmidae y Ostracoda, de pequeño tamaño y con ciclos de vida enteramente acuáticos, lo cual aumenta su sensibilidad frente a episodios de gran corriente que puedan suponer un arrastre de los individuos acuáticos (Lytle & Poff 2004; Shafroth *et al.* 2010). Asimismo, cabe destacar que las familias del orden Trichoptera representaron el 25% de los taxones significativamente afectados por el embalse, especialmente las familias Brachycentridae y Goeridae, que se detectaron en dos tramos afectados por el embalse, pero en densidades muy inferiores al resto de puntos de estudio, lo cual podría deberse a las elevadas tasas de arrastre de los estuches de éstos por caudales elevados (Robinson *et al.* 2003), o incluso al posible abandono de los estuches ante la perturbación del ecosistema (Dobson *et al.* 2000), lo cual facilita su deriva aguas abajo ante la falta de otras estrategias de resistencia. Finalmente, otra de las familias que resultó especialmente sensible fue Caenidae, adaptada a bajas velocidades de corriente (Tachet *et al.* 2006) y para la cual se ha descrito una especial sensibilidad a la perturbación por arrastre del sedimento (Poff *et al.* 2006), que se habría producido como consecuencia del elevado caudal, lo cual está de acuerdo con los valores observados en el bloque del índice IHF referido a la heterogeneidad de sustratos, que es muy inferior por la falta de sustratos finos en esta zona.

Por otro lado, los análisis estadísticos también apuntan a la temperatura como uno de los principales factores responsables de la modificación de la comunidad de macroinvertebrados, de acuerdo a lo observado por otros autores (Pozo *et al.* 1997; Cazaubon & Giudicelli 1999). En este sentido, la temperatura pudo ser un factor clave en la diferente distribución de la familia Ephemerellidae en los tramos fluviales estudiados. Todas las larvas de esta familia detectadas en el presente estudio pertenecieron al género *Serratella*, cuya presencia en verano se ha asociado con ríos de zonas frías de Europa (Arnekleiv 1985; Svensson 2001). Asimismo, para diferentes especies de esta familia se ha descrito un retraso de su emergencia larvaria en ríos con caudal regulado por embalses (Perry *et al.* 1986). En nuestro estudio, este taxón aparece en todos los tramos afectados por el embalse con elevadas densidades, mientras que en el resto de tramos estudiados únicamente se detectó en la cabecera del río Iregua y un solo individuo en otros dos puntos, lo cual confirma la influencia de la temperatura en la distribución del mismo. Este retraso en la emergencia de larvas acuáticas de insectos ha sido frecuentemente descrito en ríos de regiones templadas regulados por embalses (Prat 1981; Ward & Stanford 1982).

Con todo lo expuesto, el efecto del embalse sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en nuestro estudio es evidente. Sin embargo, existen claras diferencias entre los distintos puntos afectados por el mismo. Estos resultados no coinciden con lo observado por Bruno *et al.* (2010) que detectaron un impacto similar sobre la comunidad de macroinvertebrados durante 8 km aguas abajo de una presa después de un aumento del caudal de 7 veces provocado por la misma. Asimismo, en nuestro estudio, la temperatura de los puntos afectados por el embalse mostró una recuperación muy pequeña con la distancia al mismo y, en cualquier caso, siempre se mantuvo en valores muy inferiores al resto de puntos. En este sentido, los taxones descritos como especialmente sensibles al elevado caudal y a bajas temperaturas mostraron una distribución similar en todos los puntos localizados aguas abajo del embalse, lo cual confirma que estos factores provocaron un efecto similar sobre la comunidad de macroinvertebrados en todos estos tramos. Por lo tanto, más allá del caudal y la temperatura, deben existir otros factores responsables del diferente grado de perturbación en la comunidad de macroinvertebrados de los puntos afectados por el embalse.

Un bloom del alga *Didymosphenia geminata* favorecido por las condiciones ambientales generadas por el embalse de Pajares y localizado en los tramos inmediatamente aguas abajo del mismo fue responsable de una mayor alteración de la comunidad de macroinvertebrados de estos tramos respecto al resto de puntos afectados por el embalse

Si atendemos al análisis DISTLM representado en el dbRDA de la figura 8, podemos observar que la única variable explicativa que resultó significativa en la distribución de los puntos

afectados por el embalse fue la biomasa del alga *D. geminata,* de manera que éste parece ser el factor clave que provoca las diferencias observadas en la comunidad de macroinvertebrados de estas muestras.

D. geminata es un alga unicelular de agua dulce perteneciente al grupo de las diatomeas, capaz de producir gran cantidad de polímeros extracelulares que se unen formando filamentos, los cuales son capaces de formar grandes masas de material algal (Gretz *et al.* 2007). Históricamente se distribuía por lagos y ríos oligotróficos de aguas frías del norte de Europa y Norteamérica, si bien ha experimentado una rápida expansión en las últimas décadas, incluida la Península Ibérica (Blanco & Ector 2009), habiéndose detectado puntualmente en el río Iregua unos 15 km aguas abajo de nuestra zona de estudio (Tomás *et al.* 2010).

En nuestro caso, pudimos detectar un bloom de esta diatomea aguas abajo del embalse de Pajares, donde las masas filamentosas del alga cubrían la práctica totalidad de cantos, piedras y rocas del río. En este tramo se dan las condiciones idóneas para el desarrollo del alga, por tratarse de una masa de agua oligotrófica, con temperaturas bajas y constantes a lo largo del año (Turner *et al.* 1983; Griffin & Ferrara 1984; Kirkwood *et al.* 2009). Asimismo, el embalse provoca un caudal constante a lo largo de la mayor época del año, que permite la estabilidad del sustrato de cierto tamaño del lecho del río, lo cual favorece el crecimiento de *D. geminata* sobre el mismo (Kirkwood *et al.* 2007). Este embalse genera caudales elevados durante Julio y Agosto. Sin embargo, se trata de caudales inferiores a los que se producirían de manera natural en episodios extremos de lluvias, tal y como podemos observar en el hidrograma del río Iregua después de la confluencia con el río Lumbreras, donde vemos que existen numerosas avenidas que no se producen en el río Lumbreras (Fig. 2C, D). En estas condiciones de caudal estival, se produce el arrastre del sustrato fino, pero el agua no llega a desbordarse en ningún tramo del río, por lo que su capacidad de remover el sustrato de mayor tamaño sería limitada (Poff & Ward 1989; Lytle & Poff 2004), lo cual favorece el crecimiento de *D.geminata* sobre el mismo. De acuerdo con nuestros resultados, numerosos estudios han asociado la presencia de embalses que impiden la existencia de grandes avenidas con la invasión de especies exóticas (Poff *et al.* 1997, 2003; Richardson *et al.* 2007).

El bloom de *D. geminata* en el río Lumbreras fue especialmente importante en el punto L2, localizado inmediatamente aguas abajo del embalse de Pajares, pero se mantuvo hasta el vertido de aguas residuales sin tratamiento previo procedente de la localidad de Lumbreras, localizado a 2,5 km aguas abajo del embalse, de manera que se vieron afectados los puntos L2, L3, L4 y L5. Dicho vertido provoca un incremento de la concentración de fosfato inorgánico de 7 veces respecto a las concentraciones aguas arriba del mismo. Este hecho podría ser el responsable de

la reducción drástica en la población de *D. geminata* a partir de este punto, de acuerdo con diferentes estudios que proponen que esta alga posee una ventaja competitiva en zonas donde las concentraciones de P inorgánico son muy bajas (Miller *et al.* 2009), gracias a las numerosas fosfatasas que posee en la superficie de sus filamentos (Ellwood & Whitton 2007), que le permiten obtener fosfato a partir del escaso fosforo orgánico presente en el medio.

En nuestros resultados (Fig. 7) ha quedado demostrado que los tramos afectados por el bloom de esta alga presentan una comunidad de invertebrados claramente diferenciada del resto de puntos de muestreo y con mayor dominancia de pocas familias, lo que coincide con la literatura, donde se ha descrito que la rápida proliferación de *D. geminata* llega a alterar profundamente la ecología del ecosistema en el que se asienta (Spaulding & Elwell 2007), estando actualmente considerada como uno de los organismos invasores con efectos más perjudiciales en ecosistemas lóticos de todo el mundo (Beltrami *et al.* 2008a b), entre los que se incluye la alteración de la comunidad de macroinvertebrados (Larson 2007; Blanco & Ector 2009; Gillis & Chalifour 2010). Esta alteración se deriva fundamentalmente de la modificación del hábitat, debido a la gran ocupación del lecho fluvial. En este sentido, los taxones más severamente afectados por el bloom de *D. geminata* en nuestro estudio resultaron ser la familia Simuliidae, cuyo modo de vida, que necesita un sustrato duro en el que asentarse, resultaría especialmente afectado (Larson 2007) y la familia Heptageniidae, lo cual podría deberse a sus hábitos locomotores sobre la superficie de piedras y rocas, donde obtiene su alimento como ramoneador (Tachet *et al.* 2006; Oscoz *et al.* 2011), que al estar totalmente cubiertas por masas filamentosas de *D. geminata,* no permiten ni el desplazamiento ni la alimentación de este efemeróptero. Otro de los efectos observados en los tramos con mayor biomasa algal fue una menor riqueza de familias y un aumento en el porcentaje de quironómidos, de acuerdo a lo observado en otros estudios (Spaulding & Elwell 2007; Gillis & Chalifour 2010). En este caso cabe destacar que el punto L6 presentó un porcentaje de quironómidos muy elevado, similar a los puntos afectados por el bloom de *D. geminata*, a pesar de que la concentración de esta alga fue muy inferior en este punto. Asimismo, este punto L6 resultó agrupado por el análisis clúster en base a los diferentes índices bióticos junto con los puntos afectados por el bloom de *D. geminata*. Sin embargo, si atendemos a la composición de la comunidad de macroinvertebrados, este punto presenta una mayor similitud con el tramo L7 que con los anteriores. Estos resultados nos indican que la alteración del estado ecológico en el punto L6 tiene un origen diferente a los puntos anteriores, de manera que en este caso la alteración sería consecuencia del vertido procedente del núcleo urbano de Lumbreras.

Los vertidos urbanos provocaron una modificación de la comunidad de macroinvertebrados en los diferentes tramos fluviales afectados, especialmente en el río Lumbreras a partir de Villoslada de Cameros

Como se ha comentado anteriormente, los principales factores responsables de la composición de la comunidad de macroinvertebrados en los cursos fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera fueron aquellos derivados de la presencia del embalse de Pajares. Sin embargo, los diferentes análisis nos permitieron determinar un efecto de los vertidos en dicha comunidad, que dependió del caudal del río al que se vierten. En este sentido, y de acuerdo con diferentes autores (Cao *et al.* 1996; Ortiz & Puig 2007; Spänhoff *et al.* 2007; Grantham *et al.* 2012), los vertidos localizados en Villoslada de Cameros provocaron la alteración de la comunidad de macroinvertebrados del río Iregua a partir de este núcleo urbano, teniendo en cuenta el análisis DISTLM realizado entre los puntos con régimen hidrológico no afectado por el embalse de Pajares. Asimismo, el vertido procedente del núcleo urbano de Lumbreras provocó una cierta modificación de la comunidad en el río Lumbreras. Sin embargo, en este caso el efecto no fue tan marcado, con un menor peso en el porcentaje de variación explicada. En este sentido y de acuerdo a Gücker *et al.* (2006), el diferente caudal del río receptor resultó ser un factor clave. El río Lumbreras a partir del embalse de Pajares presentó un caudal en torno a los 0,6 m^3/s en el momento del muestreo, mientras que el río Iregua en Villoslada de Cameros presentó un caudal aproximado de 0,3 m^3/s, lo cual provocó un mayor impacto de los vertidos urbanos en este caso. Asimismo, y debido a la regulación por el embalse de Pajares, el caudal del río Lumbreras las semanas previas al muestreo fue mucho más elevado, con un valor medio en los últimos 45 días de 5,5 m^3/s, capaz de tamponar en mayor medida el impacto del vertido recibido.

En el río Iregua, los vertidos provocaron una cierta sucesión de taxones a lo largo del perfil longitudinal del río, de manera que taxones exigentes en cuanto a la calidad de agua como las familias Perlidae y Nemouridae aparecen asociados a los tramos localizados antes de Villoslada de Cameros, mientras que los tramos localizados a partir de este núcleo urbano aparecen asociados con taxones como Psychomyiidae o Astacidae, concretamente la especie invasora *Pacifastacus leniusculus* (cangrejo señal), favorecidos por un mayor crecimiento de material vegetal como consecuencia de un mayor aporte de nutrientes al río (Puig 1999). Finalmente, cabe destacar que la alteración de la comunidad de macroinvertebrados aguas abajo de Villoslada de Cameros se asocia fundamentalmente con los vertidos detectados en este núcleo urbano, si bien la degradación del bosque de ribera también aparece como un factor a tener en cuenta en esta alteración de acuerdo al análisis DISTLM, lo cual pone de manifiesto la importancia de la ribera en la conservación de los ecosistemas fluviales (Ward 1998).

Los índices bióticos mostraron un deterioro del estado ecológico frente a los diferentes impactos descritos, especialmente frente al embalse de Pajares y al bloom de *Didymosphenia geminata*, si bien los valores de éstos nunca descendieron por debajo de la categoría buena.

La modificación de la comunidad de macroinvertebrados previamente descrita en zonas afectadas por el embalse se tradujo en un descenso generalizado de los índices bióticos calculados, tal y como observaron Navarro-Llácer *et al.* (2010) en diferentes ríos regulados del sureste de la Península Ibérica. Este descenso fue superior en aquellos tramos afectados por el bloom de *D. geminata*, de manera que éste parece ser el principal impacto a los ecosistemas fluviales en el Parque Natural Sierra de Cebollera. Este bloom algal provocó una clara alteración en las abundancias relativas de los diferentes taxones, aumentando la dominancia de pocos taxones tolerantes, especialmente de quironómidos, y descendiendo la abundancia relativa de familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, lo cual confirma la alteración de la comunidad de macroinvertebrados descrita con el análisis multivariante. Sin embargo, este descenso no fue tan acusado en el caso de las métricas de tipo cualitativo como la riqueza total o el número de familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, de manera que estos impactos son capaces de alterar las abundancias relativas de los diferentes taxones pero no impiden por completo el asentamiento de muchos de éstos. Asimismo, cabe destacar el índice IASPT, en el cual apenas se observan diferencias entre los tramos estudiados. Este índice (Armitage *et al.* 1983) refleja la tolerancia a la calidad del agua de los taxones presentes, de manera que el hecho de que no se detectara un descenso del mismo en las muestras afectadas por el embalse o por el bloom de *D. geminata*, nos indica que estos factores afectan indistintamente a taxones con diferente grado de tolerancia a la calidad del agua, puesto que generan impactos de tipo físico fundamentalmente, como la alteración del caudal y la temperatura del agua o la ocupación del sustrato en el caso del bloom algal.

Teniendo en cuenta la relación directa entre el índice IBMWP y el índice IASPT y que en el caso de los índices multimétricos las principales métricas en el cálculo de los mismos son la Riqueza, EPT y, especialmente, el IASPT, el descenso de los índices bióticos no fue muy acusado en ningún caso y el estado ecológico nunca presentó valores por debajo de bueno de acuerdo a los índices IBMWP, IMMi-L e IMMi-T (Munné & Prat 2009), por lo que se mantuvo siempre en los rangos exigidos por la DMA. Por lo tanto, parece ser que los diferentes índices bióticos utilizados como indicadores del estado ecológico de sistemas fluviales no son capaces de reflejar completamente la profunda alteración del ecosistema que tiene lugar en estos tramos afectados por el embalse o el bloom algal.

En cuanto a los tramos que no se encuentran afectados por el embalse ni por el bloom de D. *geminata*, el estado ecológico de los mismos se mantuvo en la categoría de muy bueno en todos los casos, de acuerdo a los índices IBMWP, IMMi-L e IMMi-T, lo cual demuestra que la alteración de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos observada como consecuencia de los vertidos aguas abajo de Villoslada de Cameros no supone un importante deterioro del ecosistema fluvial, debido a la poca entidad de los vertidos. En cualquier caso, se pudo observar un cierto descenso de los índices en los puntos I3 e I6, de manera que el análisis clúster en base a los índices bióticos agrupó a estos puntos con los tramos afectados por el embalse pero no por el bloom de *D. geminata*. Los puntos I3 e I6 se encuentran 100 m aguas abajo de diferentes vertidos de aguas residuales sin tratamiento previo procedentes del camping y del núcleo urbano de Villoslada de Cameros respectivamente. Cabe destacar que el descenso de los índices bióticos en el punto I6 podría estar relacionado no solo con el vertido de aguas residuales sino también con la gran alteración morfológica que sufre el río en este tramo, parcialmente canalizado, y que se tradujo en valores excepcionalmente bajos de los índices IHF y QBR. Estas alteraciones morfológicas se han asociado previamente con un descenso de la riqueza y diversidad de macroinvertebrados (Quinn *et al.* 1992; Smith & Smith 2000; Voelz & McArthur 2000; Negishi *et al.* 2002).

En síntesis, podemos concluir que los ecosistemas fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera se encuentran sometidos a presiones de origen antrópico capaces de alterar en diferente grado la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, especialmente el embalse de Pajares, el cual provoca un deterioro de los ecosistemas fluviales aguas abajo del mismo. Con el objetivo de minimizar este tipo de alteraciones se antoja imprescindible la profundización en el estudio de los principales factores responsables de las mismas, fundamentalmente aquellos relacionados con la aparición del bloom de *D. geminata*, así como el estudio de posibles medidas de gestión encaminadas al control del mismo, puesto que la presencia prolongada de dicho bloom o la expansión del mismo podrían provocar una mayor degradación de los ecosistema fluviales en este espacio natural de gran valor ecológico.

6. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones del trabajo de investigación presentado son las siguientes:

1. El embalse de Pajares supuso el principal impacto a los ecosistemas fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera, provocando una profunda alteración de la comunidad de macroinvertebrados de los tramos fluviales situados aguas abajo del mismo, debido fundamentalmente a la modificación del régimen hidrológico y al descenso de temperatura provocados por dicho embalse.

2. Aguas abajo del embalse de Pajares se detectó un bloom del alga invasora *Didymosphenia geminata,* que parece estar relacionado con el régimen del caudal y las bajas temperaturas generadas por el embalse, así como por las condiciones oligotróficas de la zona de estudio, de manera que este bloom desaparece en el lugar del vertido de aguas residuales de la localidad de Lumbreras, el cual aumenta 7 veces la concentración de fosfato en el agua.

3. Este bloom de *Didymosphenia geminata* altera profundamente la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como consecuencia del cubrimiento del lecho fluvial, de manera que aquellos taxones adaptados a vivir o alimentarse en la superficie de las piedras son los que se encuentran especialmente afectados.

4. Entre los tramos no afectados por el embalse, aquellos con una mayor carga orgánica como consecuencia de pequeños vertidos de origen urbano presentan una comunidad de macroinvertebrados diferenciada del resto, lo cual pone de manifiesto la capacidad de estos vertidos de alterar el ecosistema fluvial.

5. Las métricas e índices bióticos calculados pusieron de manifiesto un cierto deterioro del estado ecológico de los tramos fluviales afectados por los vertidos domésticos, pero especialmente por aquellos tramos afectados por el embalse de Pajares y el bloom de *Didymosphenia geminata*. Sin embargo, el estado ecológico nunca descendió por debajo de bueno de acuerdo a los índices IBMWP, IMMi-L e IMMi-T, lo cual evidencia que estos índices no son capaces de detectar completamente las alteraciones en el ecosistema provocadas por el embalse o el bloom de *Didymosphenia geminata,* debido a que estos índices son más sensibles a las alteraciones de la calidad del agua que a las de tipo físico como las originadas por los factores comentados.

7. BIBLIOGRAFÍA

AFNOR (1992) Détermination de la qualité biologique des eaux courantes: Indice Biologique Global Normalisé. *Norme NFT*, 90-350.

APAT-IRSA/CNR (2004) Indice Biotico Esteso (IBE). APAT Manuali e linee guida 29/2003. APAT-IRSA/CNR, Metodi analitici per il controllo della qualitá delle acque 3. 1115-1136.

Alba-Tercedor J., Jáimez-Cuéllar P., Álvarez M., Avilés J., Bonada N., Casas J., Mellado A., Ortega M., Pardo I., Prat N., Rieradevall M., Robles S., Sáinz-Cantero C., Sánchez Ortega A., Suárez M., Toro M., Vidal-Abarca M., Vivas S. & Zamora-Muñoz C. (2002) Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* **21**, 175-185.

Alba-Tercedor J. & Sánchez-Ortega A. (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* **4**, 51-56.

Anderson M.J., Gorley R.N. & Clarke K.R. (2008) *PRIMER + for PERMANOVA: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E. Ltd, Plymouth. United Kingdom.

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F. & Flurse M.T. (1983) The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* **17**, 333-347.

Arnekleiv J.V. (1985) Seasonal variability in diversity and species richness of ephemeropteran and plecopteran communities in a boreal stream. *Fauna Norvegica* **32**, 1-6.

Beltrami M.E., Blanco S., Ciutti F., Cappelletti C., Monauni C., Pozzi S., Rimet F. & Ector L. (2008a) Distribution and ecology of *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt (Bacillariophyta) in Trentino watercourses (northern Italy). *Cryptogamie Algologie* **29**, 141-160.

Beltrami M.E., Cappelletti C. & Ciutti F. (2008b) *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt (Bacillariophyta) in the Danube basin: New data from the Drava river (northern Italy). *Plant Biosystems* **142**, 126-129.

Blanco S. & Ector L. (2009) Distribution, ecology and nuisance effects of the freshwater invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: a literature review. *Nova Hedwigia* **3**, 347-422.

Bonada N., Prat N., Resh V.H. & Statzner B. (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* **51**, 495-523.

Bruno M.C., Maiolini B., Carolli M. & Silveri L. (2010) Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **40**, 281-290.

Buffagni A., Erba S., Birk S., Cazzola M., Feld C., Ofenbock T., Murray-Bligh J., Furse M.T., Clarke R.T. & Hering D. (2005) Towards European Inter-Calibration for the Water Framework Directive: Procedures and Examples for Different River Types from the EC Project STAR. *Quaderni Istituto di Ricerca Sulle Acque* **123**, 1-467.

Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Murray-Bligh J., Soszka H. & Genoni P. (2006) The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*, 379-399.

Cairns J. & Pratt J.R. (1993) *A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates*, Chapman and Hall. New York.

Cao Y., Bark A.W. & Williams W.P. (1996) Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* **341**, 1-19.

Castillo L.E., Martínez E., Ruepert C., Savage C., Gilek M., Pinnock M. & Solis E. (2006) Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *The Science of the Total Environment* **367**, 418-32.

Cazaubon A. & Giudicelli J. (1999) Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean river: the Durance, France. *Regulated Rivers: Research & Management* **15**, 441-461.

Cid N. (2010) *Ecology of the benthic macroinvertebrates in the lower Ebro River : community characterization, population dynamics and bioaccumulation of pollutants in response to environmental factors. Tesis Doctoral*. Universitat de Barcelona.

Clarke K.R. & Gorley R.N. (2006) *PRIMER v6: User Manual / Tutorial*. PRIMER-E Ltd., Plymouth. United Kingdom.

Dobson M., Poynter K. & Cariss H. (2000) Case abandonment as a response to burial by Potamophylax cingulatus (Trichoptera: Limnephilidae) larvae. *Aquatic Insects* **22**, 99-107.

Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J. & Sullivan C.A. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* **81**, 163-82.

Dyer S.D., Peng C., McAvoy D.C., Fendinger N.J., Masscheleyn P., Castillo L.V. & Lim J.M.U. (2003) The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines. *Chemosphere* **52**, 43-53.

Dyer S.D. & Wang X. (2002) A comparison of stream biological responses to discharge from wastewater treatment plants in high and low population density areas. *Environmental Toxicology and Chemistry* **21**, 1065-75.

Ector L. & Rimet F. (2005) Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. In: *Modelling community structure in freshwater ecosystems*. (Eds S. Lek, M. Scardi, P.F.M. Verdonschot, J.P. Descy & Y.S. Park), pp. 7-19. Springer, Berlin.

Ellwood N.T.W. & Whitton B.A. (2007) Importance of organic phosphate hydrolyzed in stalks of the lotic diatom *Didymosphenia geminata* and the possible impact of atmospheric and climatic changes. *Hydrobiologia* **592**, 121-133.

Friedl G. & Wüest A. (2002) Disrupting biogeochemical cycles-Consequences of damming. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries* **64**, 55-65.

Gergel S.E., Turner M.G., Miller J.R., Melack J.M. & Stanley E.H. (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries* **64**, 118-128.

Gerhardt A., Janssens de Bisthoven L. & Soares A. (2004) Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution* **130**, 263-274.

Gillis C.A. & Chalifour M. (2010) Changes in the macrobenthic community structure following the introduction of the invasive algae *Didymosphenia geminata* in the Matapedia River (Québec, Canada). *Hydrobiologia* **647**, 63-70.

Grantham T.E., Cañedo-Argüelles M., Perrée I., Rieradevall M. & Prat N. (2012) A mesocosm approach for detecting stream invertebrate community responses to treated wastewater effluent. *Environmental Pollution* **160**, 95-102.

Gretz M.R., Riccio M.L., Kiemle S.N., Domozych D.S. & Spaulding S.A. (2007) *Didymosphenia geminata* as a nuisance diatom: runaway stalk production results in mats with significant environmental impact. *Journal of Phycology* **43**, 16.

Griffin T.T. & Ferrara R.A. (1984) A multicomponent model of phosphorus dynamics in reservoirs. *Journal of the American Water Resources Association* **20**, 777-788.

Gulis V., Rosemond A.D., Suberkropp K., Weyers H.S. & Benstead J.P. (2004) Effects of nutrient enrichment on the decomposition of wood and associated microbial activity in streams. *Freshwater Biology* **49**, 1437-1447.

Gulis V. & Suberkropp K. (2003) Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* **48**, 123-134.

Gücker B., Brauns M. & Pusch M.T. (2006) Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* **25**, 313-329.

Heiskanen A.S., Van de Bund W., Cardoso A.C. & Noges P. (2004) Towards good ecological status of surface waters in Europe- Interpretation and harmonisation of the concept. *Water Science & Technology* **49**, 169-177.

Hellawell J.M. (1986) *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Applied Science Publishers, Amsterdam, Netherlands, New York.

Horsák M., Bojková J., Zahrádková S., Omesová M. & Helešic J. (2009) Impact of reservoirs and channelization on lowland river macroinvertebrates: A case study from Central Europe. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* **39**, 140-151.

Hrodey P.J., Kalb B.J. & Sutton T.M. (2008) Macroinvertebrate community response to large-woody debris additions in small warmwater streams. *Hydrobiologia* **605**, 193-207.

Imbert J.B. & Perry J.A. (2000) Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia* **436**, 191-208.

Jakob C., Robinson C.T. & Uehlinger U. (2003) Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries* **65**, 223-231.

Jáimez-Cuéllar P., Vivas S., Bonada N., Robles S., Mellado A., Álvarez M., Avilés J., Casas J., Ortega M., Pardo I., Prat N., Rieradevall M., CE S.-C., Sánchez-Ortega A., Suárez M., Toro M., Vidal-Abarca M., Zamora-Muñoz C. & Alba-Tercedor J. (2002) Protocolo Guadalmed (PRECE). *Limnetica* **21**, 187-204.

Kilroy C., Snelder T. & Sykes J. (2005) Likely environments in which the nonindigenous freshwater diatom *Didymosphenia geminata* can survive in New Zealand. *National Institute for Water and Atmospheric Research (NIWA), Christchurch, New Zealand*.

King J. & Brown C. (2006) Environmental flows: striking the balance between development and resource protection. *Ecology and Society* **11**, 26.

Kirkwood A.E., Jackson L.J. & McCauley E. (2009) Are dams hotspots for *Didymosphenia geminata* blooms? *Freshwater Biology* **54**, 1856-1863.

Kirkwood A.E., Shea T., Jackson L.J. & McCauley E. (2007) *Didymosphenia geminata* in two Alberta headwater rivers: an emerging invasive species that challenges conventional views on algal bloom development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**, 1703-1709.

Larson A.M. (2007) *Relationships between nuisance blooms of Didymosphenia geminata and measures of aquatic community composition in Rapid Creek , South Dakota*. Water Resources Assistance Program. South Dakota Department of Environment and Natural Resources.

Lenat D.R. & Crawford J.K. (1994) Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* **294**, 185-199.

Lenat D.R. & Penrose D.L. (1996) History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society* **13**, 305-306.

Lowe W.H. (2002) Landscape-scale spatial population dynamics in human-impacted stream systems. *Environmental Management* **30**, 225-233.

Lytle D.A. (2000) Biotic and abiotic effects of flash flooding in a montane desert stream. *Archiv für Hydrobiologie* **150**, 85-100.

Lytle D.A. & Poff N.L. (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* **19**, 94-100.

MMARM (2011) *Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de ríos vadeables*. (Ed. M.R. y M. Ministerio de Medio Ambiente), Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.

Magurran A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*, Oxford: Bl.

Meyer J.L. & Johnson C. (1983) The influence of elevated nitrate concentration on rate of leaf decomposition in a stream. *Freshwater Biology* **13**, 177-183.

Miller M.P., McKnight D.M., Cullis J.D., Greene A., Vietti K. & Liptzin D. (2009) Factors controlling streambed coverage of *Didymosphenia geminata* in two regulated streams in the Colorado Front Range. *Hydrobiologia* **630**, 207-218.

Molano-Rendón F., Morales-Castaño I.T. & Serrato-Hurtado C. (2008) Clasificación y hábitats de Gerridae (Heteroptera-Gerromorpha) en Colombia. *Acta Biologica Colombiana* **13**, 41-60.

Munn M.D. & Brusven M.A. (1991) Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, USA. *Regulated Rivers: Research & Management* **6**, 1-11.

Munné A. (2009) *Análisis de métriques d´avaluació de la qualitat de l´aigua mitjançant l´us de macroinvertebrats cm a bioindicadors y ls seva resposta a les alteracions antrópiques i a la tipologia fluvial en ecosistemes mediterranis. Tesis Doctoral*. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona.

Munné A. & Prat N. (2009) Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* **628**, 203-225.

Munné A., Prat N., Solá C., Bonada N. & Rieradevall M. (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **13**, 147-163.

Navarro-Llácer C., Baeza D. & de las Heras J. (2010) Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* **10**, 935-942.

Negishi J.N., Inoue M. & Nunokawa M. (2002) Effects of channelisation on stream habitat in relation to a spate and flow refugia for macroinvertebrates in northern Japan. *Freshwater Biology* **47**, 1515-1529.

Nuñez M. & Prat N. (2010) Efecto de la sequía y las crecidas en los índices biológicos en el río Llobregat. *Tecnología del Agua* **320**, 46-55.

Ordoci L. (1967) An agglomerative method for classification of plant communities. *Journal of Ecology* **55**, 193-206.

Ortiz J.D., Martí E. & Puig M.A. (2005) Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* **545**, 289-302.

Ortiz J.D. & Puig M.A. (2007) Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream. *River Research and Applications* **23**, 155-170.

Oscoz J., Galicia D. & Miranda R. (2011) *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of spain*. Springer, Dordrecht.

Pardo I., Álvarez M., Casas J., Moreno J.L., Vivas S., Bonada N., Alba-Tercedor J., Jáimez-Cuéllar P., Moyà G., Prat N., Robles S., Suárez M., Toro M. & Vidal-Abarca M. (2002) El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* **21**, 115-133.

Perry S.A., Perry W.B. & Stanford J.A. (1986) Effects of stream regulation on density, growth, and emergence of two mayflies (Ephemeroptera: Ephemerellidae) and a caddisfly (Trichoptera: Hydropsychidae) in two Rocky Mountain rivers (USA). *Canadian Journal of Zoology* **64**, 656-666.

Poff N.L., Richter B.D., Arthington A.H., Bunn S.E., Naiman R.J., Kendy E., Acreman M., Apse C., Bledsoe B.P., Freeman M.C., Henriksen J., Jacobson R.B., Kennen J.G., Merritt D.M., O´Keeffe J.H., Olden J.D., Rogers K., Tharme R.E. & Warner A. (2010) The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* **55**, 147-170.

Poff N.L. & Ward J.V. (1989) Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**, 1805-1818.

Poff N.L. & Zimmerman J.K.H. (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* **55**, 194-205.

Poff N.L.R., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegaard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. (1997) The natural flow regime. *Bioscience* **47**, 769-784.

Poff N.L.R., Allan J.D., Palmer M.A., Hart D.D., Richter B.D., Arthington A.H., Rogers K.H., Meyer J.L. & Stanford J.A. (2003) River flows and water wars: emerging science for environmental decision making. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**, 298-306.

Poff N.L.R., Olden J.D., Vieira N.K.M., Finn D.S., Simmons M.P. & Kondratieff B.C. (2006) Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* **25**, 730-755.

Pozo J., Orive E., Fraile H. & Basaguren A. (1997) Effects of the Cernadilla–Valparaiso reservoir system on the River Tera. *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 57-73.

Prat N. (1981) The influence of reservoirs discharge of benthic fauna in the river Ter, NE Spain. *Series Entomologica* **20**, 293-301.

Prat N., Puértolas L. & Rieradevall M. (2008) *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental*. Diputació de Barcelona, Barcelona.

Prat N., Ríos B., Acosta R. & Rieradevall M. (2009) Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. (Eds E. Domínguez & H.R. Fernández), Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Prenda J. & Gallardo-Mayenco A. (1996) Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Archiv für Hydrobiologie* **136**, 159-170.

Puig M.A. (1999) *Els macroinvertebrats dels rius catalans*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

Quinn J.M., Williamson R.B., Smith R.K. & Vickers M.L. (1992) Effects of riparian grazing and channelisation on streams in Southland, New Zealand. 2. Benthic invertebrates. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **26**, 259-273.

Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wissmar R.C. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* ***7***, 433-455.

Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C., Kirkman S.P., Pyšek P. & Hobbs R.J. (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* **13**, 126-139.

Richter B.D., Warner A.T., Meyer J.L. & Lutz K. (2006) A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research and Applications* **22**, 297-318.

Rieradevall M., Bonada N. & Prat N. (1999) Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain). *Limnetica* **17**, 45-56.

Robinson C.T., Uehlinger U. & Monaghan M.T. (2003) Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries* **65**, 210-222.

Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.

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

Saito L., Johnson B.M., Bartholow J. & Hanna R.B. (2001) Assessing ecosystem effects of reservoir operations using food web–energy transfer and water quality models. *Ecosystems* **4**, 105-125.

Shafroth P.B., Wilcox A.C., Lytle D. a., Hickey J.T., Andersen D.C., Beauchamp V.B., Hautzinger A., McMullen L.E. & Warner A. (2010) Ecosystem effects of environmental flows: modelling and experimental floods in a dryland river. *Freshwater Biology* **55**, 68-85.

Shannon C.E. & Wiener W. (1949) *The Mathematical Theory of Communication.* The University of Illinois Press, Urbana, IL.

Shieh S.H., Kondratieff B.C., Ward J.V. & Rice D.A. (1999) The relationship of macroinvertebrate assemblages to water chemistry in a polluted Colorado plains stream. *Archiv für Hydrobiologie* **145**, 405-432.

Smith R.L. & Smith T.M. (2000) *Elements of Ecology*. Adison Wesley Longman, Inc.

Spaulding S. & Elwell L. (2007) *Increase in nuisance blooms and geographic expansion of the freshwater diatom Didymosphenia geminata: recommendations for response*. Environmental Protection Agency of United States.

Spänhoff B., Bischof R., Böhme A., Lorenz S., Neumeister K., Nöthlich A. & Küsel K. (2007) Assessing the impact of effluents from a modern wastewater treatment plant on breakdown of coarse particulate organic matter and benthic macroinvertebrates in a lowland river. *Water, Air, & Soil Pollution* **180**, 119-129.

Suberkropp K. & Chauvet E. (1995) Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology* ***76***, 1433-1445.

Svensson B.S. (2001) Growth of macroinvertebrates in regulated and free-flowing northern Swedish rivers. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **27**, 1-5.

Sánchez-Montoya M.M., Vidal-Abarca M.R., Puntí T., Poquet J.M., Prat N., Rieradevall M., Alba-Tercedor J., Zamora-Muñoz C., Toro M., Robles S., Álvarez M. & Suárez M.L. (2009) Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia* **619**, 39-54.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polaterra P. (2006) *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.

Ter Braak C.J.F. & Smilauer P. (2002) *Canoco 4.5: Reference Manual and Canodraw for Windows. User's Guide: Software Form Canonical Community Ordination (version 4.5).* Microcomputer Power, Ithaca, New York.

Tharme R.E. (2003) A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* **19**, 397-441.

Tomás P., Oscoz J., Durán C., Fernández D., Marín J.P., Miranda R. & Leunda P.M. (2010) Distribution of the bloom-forming diatom *Didymosphenia geminata* in the Ebro River basin (Northeast Spain) in the period 2006-2009. *Aquatic Invasions* **5**, 285-289.

Turner R.R., Laws E.A. & Harriss R.C. (1983) Nutrient retention and transformation in relation to hydraulic flushing rate in a small impoundment. *Freshwater Biology* **13**, 113-127.

Verkaik I. (2010) *Wildfire effects on macroinvertebrate communities in Mediterranean streams.* Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona.

Vinson M.R. (2001) Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications* **11**, 711-730.

Vinson M.R. & Hawkins C.P. (1998) Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional Scales 1. *Annual Review of Entomology* **43**, 271-293.

Vivas S., Casas J., Pardo I., Robles S., Bonada N., Mellado A., Prat N., Alba-Tercedor J., Álvarez M. & Bayo M.M. (2002) Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* **21**, 149-173.

Voelz N.J. & McArthur J.V. (2000) An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation* **9**, 1543-1570.

Wakelin S.A., Colloff M.J. & Kookana R.S. (2008) Effect of wastewater treatment plant effluent on microbial function and community structure in the sediment of a freshwater stream with variable seasonal flow. *Applied and Environmental Microbiology* **74**, 2659-2668.

Ward J.V. (1998) Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* **83**, 269-278.

Ward J.V. & Stanford J.A. (1982) Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* **27**, 97-117.

Wright I.A.N.A., Chessman B.C., Fairweader P.G. & Benson L.E.E.J. (1995) Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian Journal of Ecology* **20**, 142-149.

8. ANEXOS

Anexo I. Características generales de los puntos de muestreo.

Código	Río	Altitud (m)	Coordenada X UTM	Coordenada Y UTM
I1	Iregua	1200	525418	4656332
I2	Iregua	1135	526623	4658147
I3	Iregua	1108	526781	4659062
I4	Iregua	1097	526894	4659482
I5	Iregua	1042	527116	4661776
I6	Iregua	1029	526952	4662325
I7	Iregua	1021	527387	4662474
I8	Iregua	1015	527594	4662635
I9	Iregua	1004	528077	4663078
I10	Iregua	983	528647	4663609
I11	Iregua	977	528654	4663860
L1	Lumbreras	1239	533587	4656432
L2	Lumbreras	1160	532065	4659810
L3	Lumbreras	1151	531458	4660138
L4	Lumbreras	1143	531219	4660558
L5	Lumbreras	1122	531165	4661213
L6	Lumbreras	1119	530990	4661150
L7	Lumbreras	1088	530447	4661717
L8	Lumbreras	1013	529440	4663007

Anexo II. Valores de las variables físico-químicas en las diferentes estaciones de muestreo.

	PO4	NO3	NO2	NH4	SO4	Cl	COT	TIS	K	Ca	Na	Mg	S	Tª	Cond	pH	DO
I1	0,014	0,772	0,000	0,002	6,59	1,72	1,48	3,80	0,73	12,87	1,42	1,59	2,13	17,10	76,00	8,00	7,77
I2	0,012	-	-	0,004	6,47	4,45	1,53	1,30	0,61	12,57	1,95	1,30	1,65	22,40	73,00	7,90	8,00
I3	0,076	0,995	0,000	0,024	9,08	11,04	4,48	3,62	1,54	12,85	10,38	1,96	2,92	21,80	81,00	8,50	7,33
I4	0,025	-	-	0,015	5,72	1,90	1,35	3,60	0,75	12,71	1,91	1,46	1,79	22,10	82,00	8,50	7,29
I5	0,016	0,603	0,045	0,008	11,00	2,67	1,80	2,44	0,90	15,10	2,42	2,05	2,08	16,20	100,00	8,25	7,50
I6	0,151	2,103	1,149	0,108	10,67	13,27	6,19	11,67	2,53	19,52	11,29	3,33	3,08	17,70	152,00	8,00	7,11
I7	0,142	1,400	0,000	0,344	8,35	3,91	2,12	13,33	1,64	17,91	4,16	3,16	2,56	21,70	158,00	8,00	7,32
I8	0,204	5,471	0,000	0,059	10,86	13,08	4,96	10,10	2,62	19,76	10,86	3,33	3,27	22,10	161,00	8,25	6,97
I9	0,157	-	-	0,002	8,94	3,83	2,02	5,21	1,46	24,79	3,80	3,37	2,62	20,20	169,00	8,25	7,15
I10	0,105	-	-	0,002	8,33	5,50	2,13	8,45	1,51	16,13	3,91	3,44	2,58	20,60	170,00	8,25	7,39
I11	0,066	-	-	0,034	5,11	8,56	4,74	0,00	0,83	8,78	5,17	1,26	1,48	15,20	86,00	8,50	7,93
L1	0,026	0,582	0,000	0,025	6,41	3,01	1,10	0,00	0,89	8,87	3,38	1,26	1,78	20,70	67,00	8,00	6,87
L2	0,002	0,874	0,000	0,006	4,57	8,62	2,22	0,00	0,60	7,16	5,17	1,11	1,27	9,90	68,00	6,50	9,02
L3	0,011	-	-	0,010	4,02	7,00	3,65	0,00	0,55	6,13	4,36	0,87	1,12	10,70	71,00	7,25	9,08
L4	0,005	-	-	0,020	4,07	9,28	2,64	0,00	0,59	6,76	5,16	1,03	1,27	11,90	71,00	8,50	7,60
L5	0,014	-	-	0,027	4,79	8,41	2,95	0,00	0,61	6,05	3,99	0,90	1,10	11,90	71,00	8,50	8,46
L6	0,099	0,908	0,520	0,029	4,46	11,37	4,09	3,09	1,02	6,81	6,56	1,05	1,40	9,50	72,00	8,50	8,75
L7	0,036	-	-	0,060	5,47	10,33	4,58	0,00	0,90	6,67	6,65	1,14	1,54	13,90	71,00	8,50	7,92
L8	0,019	0,927	0,096	0,022	4,87	9,91	2,92	0,00	0,68	6,58	5,67	1,03	1,33	13,90	70,00	7,75	9,66

Anexo III. Valores de las variables morfológicas en las diferentes estaciones de muestreo.

	Hidrol	**Didymo**	**QBR-cubie**	**QBR-estru**	**QBR-cali**	**QBR-canal**	**QBR**	**IHF-inclu**	**IHF-rapid**	**IHF-sust**	**IHF-veloc**	**IHF-somb**	**IHF-heter**	**IHF-veget**	**IHF**
I1	0	0.00	15	20	25	25	85	10	10	17	8	10	8	15	78
I2	0	0.00	5	5	25	10	45	10	8	17	8	5	6	20	74
I3	0	0.00	20	25	25	25	95	10	10	14	8	10	8	15	75
I4	0	0.00	10	20	25	25	80	10	10	14	8	5	8	15	70
I5	0	0.00	10	25	25	25	85	10	10	14	8	10	8	15	75
I6	0	0.00	0	0	20	0	20	10	8	14	8	5	6	10	61
I7	0	0.00	0	15	25	0	40	10	10	14	8	10	8	10	70
I8	0	0.00	5	25	25	25	80	10	10	14	8	10	8	10	70
I9	0	0.00	25	25	25	25	100	10	10	17	8	10	8	10	73
I10	0	0.00	25	25	25	10	85	10	10	14	8	10	8	20	80
I11	1	0.00	5	20	25	0	50	10	10	17	6	10	8	15	76
L1	1	0.00	10	20	25	25	80	10	10	14	8	5	8	10	65
L2	0	22.04	0	0	5	0	5	10	10	12	6	3	8	5	54
L3	1	3.59	25	25	25	25	100	10	10	12	6	10	8	5	61
L4	1	6.26	25	25	25	25	100	10	10	14	6	10	8	5	63
L5	1	6.36	15	15	25	15	70	10	10	12	8	10	8	5	63
L6	1	0.42	25	25	25	25	100	10	10	12	6	10	8	10	66
L7	1	0.11	15	20	25	15	75	10	10	17	8	10	8	15	78
L8	1	0.00	25	25	25	25	100	10	10	17	6	10	8	15	76

Anexo IV. Abundancia de los diferentes taxones de macroinvertebrados en los diferentes puntos de muestreo.

	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	I10	I11	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8
Hydridae	0,00	0,00	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,32	186,71	122,19	297,41	60,00	0,98	38,25	74,54
Planariidae	325,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	3,48	0,00	0,00	1,41	9,10	18,57	2,32	1,16
Dugesiidae	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,48	226,78	75,27	2,32	0,00	1,16	23,34	0,00
Ancylidae	0,00	3,12	9,41	186,95	74,29	8,25	10,02	41,06	38,12	18,70	2,81	3,85	0,00	0,00	0,00	0,00	18,57	37,15	5,80
Bithyniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrobiidae	0,00	0,00	20,22	3,12	0,98	3,12	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	1,16	2,14	0,00	0,00	0,12
Sphaeriidae	0,00	0,12	0,00	1,96	7,03	2,20	1,28	0,00	2,44	0,12	2,14	1,96	2,32	4,64	1,65	3,48	2,44	4,28	5,56
Oligochaeta	389,42	577,65	73,68	1118,28	473,30	576,74	865,29	1152,68	708,94	331,38	514,36	1516,31	2478,49	1488,76	1602,33	1950,15	4081,13	4418,38	7399,80
Erpobdellidae	0,00	0,00	1,16	0,00	19,73	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
Glossiphoniidae	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
Hydracarina	148,83	368,52	167,89	304,99	315,98	6,23	280,55	602,15	1040,08	182,80	4,28	633,43	0,00	37,27	185,73	76,25	8,13	224,83	602,15
Ostracoda	298,88	277,13	45,94	76,25	379,46	528,84	818,12	801,56	224,10	133,92	42,03	676,44	0,00	37,76	7,45	7,94	19,18	150,54	38,73
Astacidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	6,96	1,16	1,53	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Baetidae	3360,64	2691,41	3904,51	3427,17	1426,32	3045,94	827,96	2864,13	1116,81	913,98	3697,46	5232,04	138,81	457,48	1008,06	608,02	268,33	2961,88	6240,47
Caenidae	2,14	224,83	58,35	87,98	37,15	0,00	37,15	156,40	0,49	3,12	0,00	148,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ephemerellidae	13,93	0,00	1,65	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	46,43	3,60	37,63	158,36	79,18	88,95	78,20	150,54	152,49
Ephemeridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	2,44	1,22	6,60	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Heptageniidae	2410,31	1345,00	507,58	1638,32	676,38	1040,20	765,95	2013,69	594,33	1393,82	521,87	2127,44	0,00	0,00	23,22	37,27	37,15	74,29	520,41
Leptophlebiidae	95,06	55,96	38,31	12,34	39,10	18,57	18,82	160,31	16,56	28,35	37,15	187,68	3,48	37,27	5,80	6,05	2,32	3,48	37,15
Chloroperlidae	13,93	1,96	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	37,15	0,00
Leuctridae	1872,56	121,15	780,67	486,80	429,86	971,65	489,92	754,64	186,71	247,31	262,52	452,77	278,84	220,67	568,24	729,23	168,13	750,73	486,80
Nemouridae	2670,09	74,29	114,37	127,08	25,60	0,00	18,57	14,36	38,37	98,73	77,22	1642,60	0,49	41,06	5,68	50,83	55,84	38,12	1083,09
Perlidae	289,53	220,92	8,13	37,15	42,03	6,96	10,45	4,64	2,32	15,21	30,00	197,34	18,57	12,77	190,37	58,53	9,29	6,96	82,11
Aeshnidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Calopterygidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,12	0,12	0,12	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cordulesgatridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,61	0,12	1,16	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corixidae	0,00	5,87	3,30	1,96	0,98	19,55	0,98	48,08	51,32	85,04	0,00	116,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

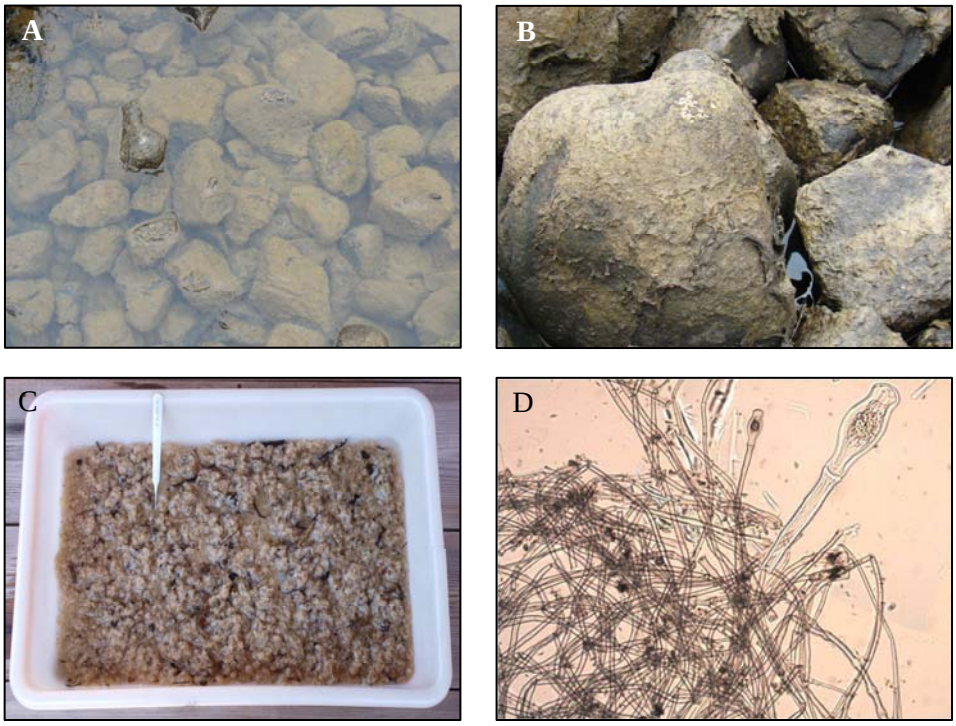
Anexo IV, Continuación

	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	I10	I11	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8
Gerridae	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrometridae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	0,12	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Veliidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sialidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dryopiae	0,00	1,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dytiscidae	0,00	0,00	0,00	0,12	0,98	0,12	0,00	0,00	0,12	0,00	0,12	1,96	0,00	0,00	0,24	0,37	0,12	0,00	1,53
Elmidae	995,36	280,12	114,37	344,09	484,85	482,89	413,49	737,05	1003,42	710,65	194,04	893,45	17,53	11,42	8,37	38,12	16,25	7,09	189,64
Gyrinidae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,41	1,41	37,15	37,15	3,48	37,15	0,00	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Haliplidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydraenidae	487,54	74,54	45,94	76,25	56,70	5,80	37,15	74,41	11,73	38,12	74,78	37,15	1,53	4,09	1,89	20,77	18,57	76,25	74,90
Hydrochidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrophilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,12	0,00
Scirtidae	1383,68	55,84	39,59	115,35	5,62	2,32	4,64	4,64	37,15	20,53	3,30	111,56	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00	5,93	40,08
Brachycentridae	455,52	10,14	23,46	109,48	18,57	20,53	7,21	41,06	3,48	1,41	0,00	185,85	0,00	0,12	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00
Glossosomatidae	3,48	37,27	0,00	482,89	216,03	0,00	0,00	0,00	37,15	1,16	1,16	2,32	0,00	0,00	1,16	0,00	1,16	3,48	37,15
Goeridae	14,17	260,81	311,09	328,57	89,20	4,77	2,32	43,19	2,32	2,32	0,00	38,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,48	4,64
Hydropsychidae	725,75	761,61	227,27	717,50	996,27	1025,42	261,00	1976,54	1820,26	1746,82	112,41	4728,01	37,15	113,39	186,22	43,99	4,64	1,16	38,00
Hydroptilidae	2,32	18,57	0,00	0,00	0,00	3,12	0,00	0,24	0,00	0,00	1,16	3,73	0,00	1,16	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00
Lepidostomatidae	15,09	21,99	21,02	7,39	45,15	0,00	1,16	0,00	2,38	1,16	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leptoceridae	0,00	0,12	0,12	1,96	0,12	0,00	0,00	0,00	2,44	1,16	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
Limnephilidae	1,65	1,28	0,49	2,44	4,28	0,00	0,00	0,61	0,12	1,41	0,49	0,00	0,00	5,62	2,44	37,63	37,15	4,95	2,44
Odontoceridae	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	1,16
Philopotamidae	856,67	0,00	4,64	0,00	57,00	0,00	0,00	0,00	0,00	204,55	0,00	151,70	0,00	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00
Polycentropodidae	0,00	11,73	9,41	112,66	44,97	30,30	83,09	119,26	38,25	19,37	18,57	3,60	0,00	0,00	0,00	0,98	1,16	0,00	0,00
Psychomyiidae	0,00	0,00	0,00	0,24	0,12	0,24	0,98	3,48	75,02	4,64	18,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rhyacophilidae	27,98	20,59	57,25	12,59	39,59	74,54	37,39	387,10	25,54	148,95	42,28	150,54	92,86	155,43	37,63	19,86	37,15	39,10	41,06
Sericostomatidae	101,91	209,74	40,26	80,34	68,73	111,56	105,76	75,88	15,15	73,80	24,62	11,67	1,28	35,80	169,90	152,49	39,10	38,12	75,15

Anexo IV, Continuación

	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	I10	I11	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8
Sericostomatidae	101,91	209,74	40,26	80,34	68,73	111,56	105,76	75,88	15,15	73,80	24,62	11,67	1,28	35,80	169,90	152,49	39,10	38,12	75,15
Anthomyiidae	1,16	0,00	0,00	0,37	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	1,96	0,00	0,00	0,00	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Athericidae	0,00	1,16	0,00	37,15	1,28	0,00	18,57	37,39	1,16	0,00	40,87	5,80	0,00	1,16	10,69	0,12	1,16	3,48	6,96
Blephariceridae	0,24	0,00	1,16	37,15	18,57	1,16	0,12	3,48	37,15	55,72	25,54	0,00	0,00	0,00	0,00	2,32	0,00	0,00	185,97
Ceratopogonidae	9,41	3,97	8,25	37,51	19,55	18,94	11,61	74,41	38,37	0,12	1,16	3,60	1,16	37,39	0,12	0,00	0,00	0,00	0,24
Chironomidae	6891,98	2375,12	3674,49	3534,70	1937,38	6521,51	2521,75	6357,77	4648,34	966,76	1003,60	4131,72	4734,12	9450,64	13490,41	8670,58	5407,62	3356,79	6402,74
Culicidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dixidae	538,61	0,12	0,12	0,12	0,00	1,96	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	1,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Empididae	10,45	137,04	111,44	37,15	81,13	80,16	38,12	334,56	112,66	360,70	40,26	224,83	37,15	261,00	150,72	299,12	18,57	37,15	115,35
Ephydridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limoniidae	250,73	5,93	3,97	37,15	5,80	57,67	38,12	111,68	74,29	18,57	116,32	17,41	1,16	37,15	37,63	74,29	74,54	111,80	37,39
Psychodidae	2,32	0,00	0,73	7,82	0,00	0,00	0,00	2,32	0,00	0,00	1,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,55	0,00	4,89
Simuliidae	923,75	211,33	2085,90	2355,82	113,58	4438,05	112,60	891,62	520,04	1140,76	856,00	371,58	149,32	196,48	260,39	496,58	521,02	617,79	4668,62
Stratiomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tabanidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,44	1,16	1,28	0,12	0,00	0,00	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tipulidae	2,32	0,00	0,00	1,96	1,28	1,16	0,00	19,43	0,00	0,00	0,00	5,44	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,12	0,00

Anexo V. Registro fotográfico de *Didymosphenia geminata.* Lecho fluvial cubierto por el bloom de D. geminata en el punto de muestreo L2 (A). Piedra cubierta por el bloom de *D. geminata* en estado seco por el descenso invernal en el nivel del agua en el río Lumbreras (B). Cantidad de *D. geminata* recogida en 0,8 m^2 de sustrato en el punto de muestreo L2 (C). Imagen al microscopio de *D. geminata*, donde se puede apreciar la gran cantidad de filamentos producidos respecto al número de células (D).



Anexo VI. Registro fotográfico de las diferentes localidades de muestreo en el momento en el que se llevó a cabo el mismo.

Anexo VI. Registro fotográfico de las diferentes localidades de muestreo (continuación).

Anexo VII. Algunas familias de macroinvertebrados capturadas en el presente estudio. A) Baetidae, B) Ephemerellidae, C) Heptageniidae, D) Perlidae, E) Corixidae, F) Cordulesgatridae, G) Calopterygidae, H) Scirtidae, I) Elmidae, J) Goeridae, K) Brachycentridae, L) Blephariceridae, M) Chironomidae, N) Simuliidae, O) Hydrobiidae, P) Dugesiidae, Q) Erpobdellidae, R) Hydridae, S) Oligochaeta.