



Universidad
Zaragoza



**Escuela Politécnica
Superior - Huesca**
Universidad Zaragoza

Trabajo de Fin de Grado de Ciencias Ambientales

Estado trófico y calidad ecológica del río Gállego a su paso por la provincia de Huesca.



Autora: Marta Michavila López

Directora: Rocío López Flores

Co – director: José Antonio Cuchi Oterino

Índice

Resumen.....	4
Abstract	4
1. Introducción, el estado ecológico de las masas de agua	6
1.1 Los ríos como sistemas dinámicos y la importancia de la conectividad de hábitat	6
1.2 Calidad del agua y bioindicadores.....	7
1.3 Acción antrópica: las infraestructuras hidráulicas	9
2. Marco de estudio: el río Gállego	11
2.1 El entorno del Gállego a su paso por la provincia de Huesca	11
2.2 Impacto humano	15
2.3 Antecedentes de estudios.....	16
3. Metodología	18
3.1 Área de muestreo.....	18
3.1.1 Ubicación de los puntos	18
3.1.2 Principales impactos que afectan a los puntos	20
3.2 Toma y tratamiento de muestras de muestras.....	27
3.2.1 Diseño del muestreo	27
3.2.2 Análisis físico – químico.....	28
3.2.3 Muestreo y determinación de perifiton	28
3.2.4 Muestreo y determinación de Macroinvertebrados.....	29
3.3 Análisis estadístico	32
3. Resultados	34
4.1 Evolución espacio – temporal de los parámetros físico - químicos	34
4.2 Evolución espacio – temporal del estado trófico.....	38
4.3 Estado ecológico del río Gállego: diversidad taxonómica, IBMWP y riqueza.....	40
4.3.1. Evolución espacio – temporal de los índices de calidad y diversidad.....	40
4.3.2 Índice IBMWP relativo en función a los ecotipos.....	42

4.4 Relación entre índices biológicos.....	43
4.5 Estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el río Gállego	45
5. Discusión	50
5.1 Diagnóstico del estado ecológico del río Gállego	50
5.1.1 Parámetros físico – químicos	50
5.1.2 Estado trófico	51
5.1.3 Evolución de los índices a lo largo del año	51
5.1.4 Comparación de índices de calidad.....	55
5.2 Estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados del río Gállego	56
6. Conclusiones.....	59
7. Agradecimientos	61
8. Bibliografía	62
9. Anexo.....	71

Resumen

Son evidentes los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas que sufren en la actualidad los ecosistemas fluviales. El río Gállego abarca una amplia diversidad y complejidad de ecosistemas a su paso, debido a las diferencias climáticas en su curso, pero se encuentra regulado desde la cabecera. En este trabajo se abordan los efectos que ocasionan las cadenas de embalses y las presiones antrópicas sobre la calidad ecológica y el estado trófico de un río altamente alterado, el Gállego. Se realizaron muestreos estacionales a lo largo de un año en seis puntos situados aguas abajo de los diferentes embalses existentes. Se efectuaron en cada uno de ellos medidas de parámetros físico – químicos y del estado trófico mediante la concentración de clorofila *a* presente en el perifiton. Además, se determinó para la comunidad de macroinvertebrados el índice IBMWP, la diversidad de Shannon y la riqueza taxonómica. Los macroinvertebrados han sido utilizados en los últimos años como uno de los principales bioindicadores de la calidad del agua, ya que poseen ciclos de vida lo suficientemente extendidos como para detectar alteraciones producidas tiempo atrás. Todo ello se analizó mediante ANOVAS, utilizando además un análisis regresión lineal de Pearson para establecer la relación existente entre índices biológicos. Además se determinó la estructura funcional de dicha comunidad de acuerdo a los rasgos biológicos: estrategia trófica, grado de eutrofia, tolerancia a la contaminación y microhábitat. Se utilizó un FCA (Análisis de correspondencia difuso) y un análisis de co – inercia con el fin de conocer la distribución de cada familia y rasgo biológico en el curso fluvial y las relaciones entre los tramos.

Los resultados mostraron que las cadenas de embalses generan una eutrofización aguas abajo de las mismas, conllevando un aumento de la biodiversidad y la disponibilidad de alimento para los organismos. Además se observó cómo el río Gállego está siendo objeto de un grave deterioro provocado por los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales sin tratamiento previo, siendo más intensos en la zona de cabecera. Se pudo comprobar como a lo largo de este curso fluvial, las especies generalistas fueron capaces de colonizar rápidamente espacios perturbados, desplazando de este modo a especies más sensibles e indicadoras de buena calidad.

Abstract

Impacts of hydraulic infrastructures currently suffering river ecosystems are evident. The Río Gállego covers a wide variety and complexity of ecosystems along the whole river, due to climatic differences in its course, but is regulated from the header. This paper addresses the effects which are caused by chains of dams and anthropogenic pressures on the ecological quality and trophic status of a highly altered River, the Gállego. Sampling was carried out seasonal along one year in six-point located downstream from the different existing reservoirs. They were made in each of these, measurements of physical parameters – chemical and of trophic status through the concentration of chlorophyll *a* present in the periphyton.

In addition, it was established for the macroinvertebrate community the IBMWP index, the Shannon diversity and taxonomic richness. Macroinvertebrates have been used in recent years as one of the main bio-indicators of water quality, since they have life cycles sufficiently widespread as to detect alterations produced long ago. Everything was analyzed by ANOVAS, using the linear regression of Pearson to establish the relationship between biological index. In addition, the functional structure of the community according to the biological traits was determined: food strategy, degree of eutrophication, tolerance to pollution and microhabitat. We used a FCA (diffuse correspondence analysis) and an analysis of co - inertia in order to know the distribution of each family and biological trait in the river course and relations between the sections.

The results showed that the chains of dams generate an eutrophication downstream from them, leads to an increase in biodiversity and the availability of food for the organisms. Moreover, it was observed how the Gállego River is under a serious deterioration caused by discharges of urban and industrial wastewater without treatment, being more intense in the header area. It was verified that along this river course, generalist species were able to quickly colonize disturbed areas, thus displacing more sensitive and indicator species of good quality.

1. Introducción, el estado ecológico de las masas de agua

1.1 Los ríos como sistemas dinámicos y la importancia de la conectividad de hábitat

Los ríos presentan una conectividad entre sus tres dimensiones que da cabida a diferentes espacios con alta diversidad de hábitat. Tal hecho los hace idóneos para que diferentes especies encuentren las condiciones apropiadas para su desarrollo (Poff *et al.*, 1997; Batalla *et al.*, 2004). A través de la longitud del canal principal se observan gradientes de sus factores hidrológicos y geomorfológicos y variaciones en las comunidades biológicas. Según la geomorfología de la cuenca, el cauce se ensancha y se contrae surgiendo así una dimensión transversal o lateral referente a la anchura del río y su llanura de inundación. La vertical refleja la conexión existente con las zonas sobre las que discurren las aguas como el medio hiporreico y los acuíferos locales o regionales (Ward & Wiens, 2001; González & García, 2007). Todo ello estando relacionado con una cuarta dimensión según Ward, 1989, la temporal (Figura 1), el hilo conductor de las tres anteriores (Ward, 1989).

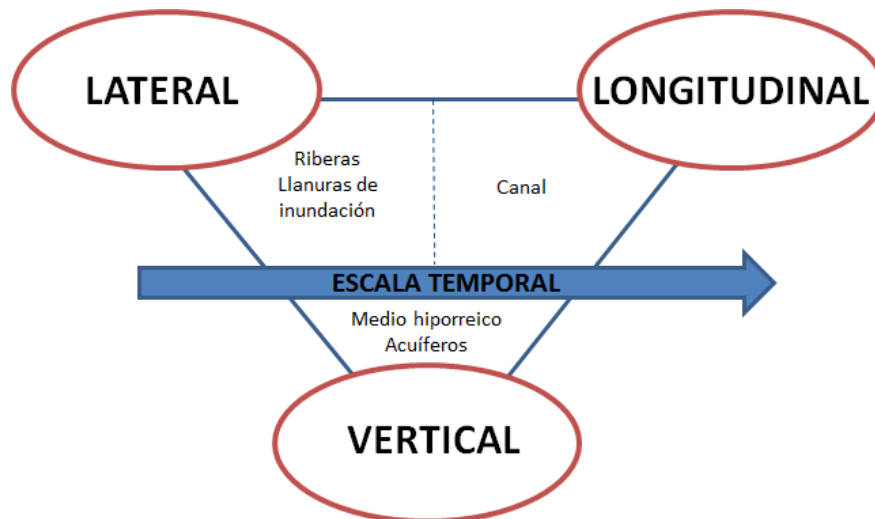


Figura 1. Conceptualización de las cuatro dimensiones naturales que caracterizan la conectividad de un sistema fluvial lótico: lateral, longitudinal, vertical y la temporal (Ward, 1989).

El mantenimiento de los patrones naturales de los ecosistemas fluviales en sus dimensiones resulta esencial para la viabilidad de muchas especies. Muchos organismos acuáticos deben su supervivencia a la capacidad de moverse libremente a través de la corriente. La biodiversidad y heterogeneidad característica de estos hábitats dependerá de un modo directo de la conectividad entre cauce, llanura de inundación y el lecho del río (Benn, 2002). A la hora de tratar un sistema fluvial a escala de cuenca, la dimensión longitudinal adquiere mayor importancia. Representa el eje a través del cual se mantiene la continuidad de flujos, se modifica la energía desde las partes altas a las bajas y se organizan las comunidades en función a diferentes factores (FISRGW, 1998; González & García, 2007).

Surge así el concepto de “río continuo” según el cual todos los cambios ocurridos en un tramo fluvial determinado repercutirán aguas abajo sobre los distintos equilibrios que caracterizan al ecosistema fluvial (Vannote *et al.*, 1980; Minshall *et al.*, 1983; Ward, 1989). Uno de los factores determinantes es el régimen natural de caudales, que controla diferentes aspectos físicos y ecológicos del río, como el transporte de sedimentos y los ciclos de nutrientes que afectan directamente a las comunidades (Poff *et al.*, 1997; Batalla *et al.*, 2004).

En los ecosistemas fluviales, las perturbaciones naturales, ya sean a pequeña o gran escala (crecidas, grandes avenidas, sequías, renovación de sedimentos) son muy necesarios (Dale & Turner, 2008) ya que provocan que se genere una amplia escala de procesos y modelos responsables de altos niveles de biodiversidad (Ward, 1998).

1.2 Calidad del agua y bioindicadores

Un factor muy importante que determina el estado ecológico de un ecosistema fluvial es la calidad biológica del agua. Este término hace referencia al hecho de poseer unas características naturales apropiadas para el desarrollo de organismos que le son propios en función a su hábitat (Alba – Tercedor, 1996).

La cuantificación de los parámetros físico – químicos resulta muy importante al influir significativamente en la abundancia y distribución de los organismos acuáticos (Allan, 1995; Wetzel, 2001; Camargo *et al.*, 2011). Es un método tradicional que proporciona información del estado puntual de la masa de agua en el momento de la toma de la muestra. Los sólidos totales, el pH, la temperatura, la conductividad, la dureza, el color, el olor, el oxígeno disuelto, alcalinidad y los nutrientes son algunos ejemplos de estos parámetros (Jiménez, 2000). Sin embargo, se debe tener en cuenta que las corrientes de agua se encuentran en continua dinámica y es difícil estudiar la situación únicamente mediante estos parámetros, por lo que es necesario analizar la calidad desde otro punto de vista más amplio (Alba – Tercedor, 1996).

Los bioindicadores son el complemento ideal para lograr un estudio integral del medio. Se trata de una técnica ecológica que se sustenta en la medición de la diversidad y la ausencia o presencia de determinados organismos o conjuntos de ellos. Estos indican la situación actual de un ecosistema y reflejan situaciones que pudieron darse tiempo atrás. Es decir, “contienen información” de su respuesta ante determinados factores del medio (Li *et al.*, 2010). Para su empleo se requiere un conocimiento previo de sus ciclos de vida, variabilidad estacional y variaciones naturales de modo que sea posible comparar sus condiciones antes y después de una perturbación.

Los macroinvertebrados (Figura 2, A) han sido utilizados en los últimos años como uno de los principales bioindicadores de la calidad del agua. Las razones fundamentales radican en su tamaño relativamente grande, su facilidad de muestreo y sobre todo el poseer ciclos de desarrollo lo suficientemente extendidos como para detectar alteraciones producidas tiempo atrás.

Tras una gran perturbación puntual necesitan un plazo de alrededor de un mes para volver a recolonizar el lugar afectado (Alba – Tercedor, 1996). Muestran una respuesta inmediata ante un determinado impacto, dando lugar a un patrón de estímulo – respuesta ante alteraciones físico – químicas (Rosenberg & Resh, 1986; Figueroa *et al.*, 2003). Su diversidad presenta una amplia gama de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación (Hellawell, 1986; Alba – Tercedor, 1996). Otro aspecto añadido es el económico, pues atendiendo a la relación coste/beneficio del procesado e identificación de muestras resultan muy ventajosos (Ohio EPA, 1987; Purschke, 1993; Alba – Tercedor, 1994; Alba – Tercedor, 1996).

Mediante el estudio de la diversidad taxonómica y la riqueza de especies se puede obtener una visión general de la calidad ecológica del ecosistema. Sin embargo es más precisa la utilización del índice IBMWP al valorar y dar mayor puntuación a especies indicadoras de buena calidad (Alba – Tercedor *et al.*, 2002) ya que con la diversidad únicamente se tendría en cuenta el número de individuos y no sus condiciones biológicas.

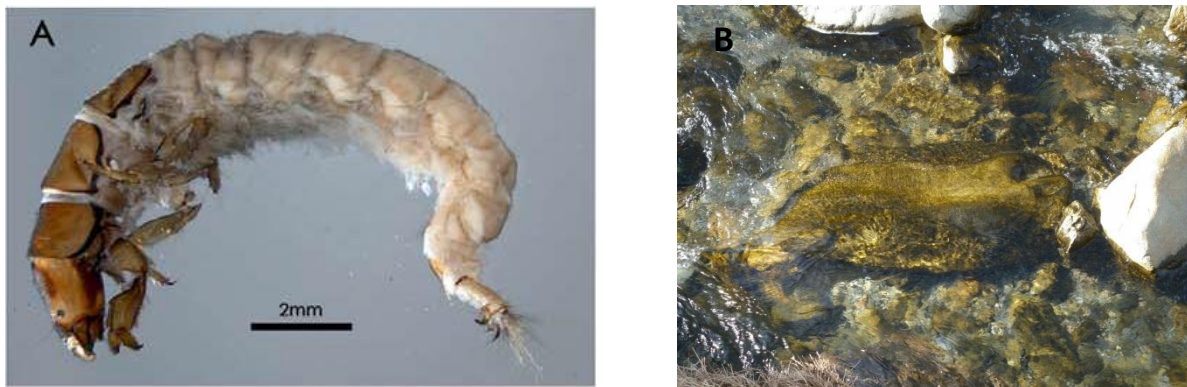


Figura 2. (A) Fotografía de un macroinvertebrado (Familia *Hydropsychidae*) (CHE, 2009). (B) Detalle de roca cubierta de perifiton del río Gállego del tramo de Formigal en Invierno.

Otro bioindicador muy importante es el perifiton. Se trata de la mezcla de algas, bacterias y hongos que crece en las rocas, troncos, macrófitos y estructuras del cauce, que se encuentran unidas al sustrato por una matriz de polisacáridos, que evita el arrastre por la corriente (Figura 2, B). Es una fuente de alimento importante de la cadena trófica del ecosistema fluvial (Rutherford & Cuddy, 2005; Kurthesi *et al.*, 2008). La concentración de clorofila que contenga es proporcional a la biomasa algal y será determinante a la hora de diagnosticar el estado trófico del río (Dodds, 1998).

La Directiva Marco del Agua (DMA) dicta que los países miembros deben determinar el estado ecológico de sus masas de agua continentales basándose en criterios biológicos, estableciendo caudales ecológicos y utilizando entre otras técnicas los bioindicadores (D.O.C.E., 2000; Cuellar *et al.*, 2002). Uno de los objetivos fundamentales de esta directiva reside en conseguir masas de agua con buena calidad y buen estado ecológico.

1.3 Acción antrópica: las infraestructuras hidráulicas

Los ecosistemas fluviales vienen siendo objeto de diversas actividades antrópicas, provocando numerosos impactos y perturbaciones de su equilibrio natural, directas o indirectas. La combinación de un gran aumento de la población unido a un auge de la urbanización y de la industrialización, ha generado un aumento de diferentes presiones sobre los recursos hídricos. A los problemas de contaminación, ocupación y alteración de orillas se les une otro no menos importante, la regulación de los ríos mediante infraestructuras hidráulicas (Sloto, 1987; Weaver & Garman, 1994; Oscoz *et al.*, 2006).

Se considera la alteración del régimen natural de caudales como una de las amenazas más serias para la sostenibilidad ecológica de los ríos y sus llanuras de inundación (Naiman *et al.*, 1995; Sparks, 1995; Lundqvist, 1998; Ward *et al.*, 1999; Bunn, 2002). Los embalses alteran dicho régimen, generando cambios en la frecuencia y magnitud de las inundaciones y una disminución del caudal natural (Ward & Stanford, 1979; Petts, 1984; Ligon *et al.*, 1995; Ward & Stanford, 1995; Kondolf, 1997; Batalla *et al.*, 2004). Acompañando a los embalses se encuentran otras infraestructuras como pequeños azudes, canalizaciones y centrales hidroeléctricas. Éstas generan cambios súbitos de caudal que provocan daños letales en muchos organismos al ser arrastrados durante los niveles máximos o por lo contrario, aislados en seco durante los niveles más bajos (Cushman, 1985; Díaz -Hernández, 2005). Se dan de este modo perturbaciones en el gradiente de temperatura, en los hábitats, y en la disponibilidad de recursos tróficos, entre otros. Los organismos deben hacer frente a nuevas condiciones que les son impuestas (Ward, 1976; Armitage, 1984; Oscoz *et al.*, 2006.).

En un entorno donde aumentan las zonas lénticas frente a las lólicas, los ciclos de vida se ven directamente alterados (Scheidegger & Bain, 1995; Díaz -Hernández, 2005). La ausencia de crecidas periódicas genera un ciclo cerrado de condiciones de contaminación – eutrofización, al propiciarse entre otros, un desarrollo excesivo de algas (Petts, 1984; Díaz -Hernández, 2005) creándose así un escenario de degradación casi permanente. El sustrato donde habitan queda modificado casi en su totalidad (Reiser *et al.*, 1989; Díaz -Hernández, 2005).

Tras un embalse, las especies autóctonas y las más sensibles (Alba – Tercedor, 1996) se extinguen o se desplazan mientras que las generalistas (muchas alóctonas) y más tolerantes predominan (Aguirre & Bikuña, 2003), disminuyendo la diversidad de la comunidad de organismos. Sin embargo no ocurre lo mismo cuando se suceden en un curso fluvial varios embalses. En este caso, los tramos fluviales río abajo irán sumando las especies colonizadoras de los tramos superiores, lo que tendrá como consecuencia el aumento de la diversidad (Margalef, 1983). No obstante, este cambio no se verá reflejado en un aumento del índice de calidad ecológica IBMWP ya que tiene en cuenta los requerimientos ecológicos de cada familia otorgándoles un valor mayor a los taxones indicadores de calidad de agua más alta (CHE, 2009).

Es por ello que el objetivo principal de este trabajo consistió en analizar los efectos derivados de las presiones antrópicas y en concreto de la consecución de embalses sobre la biodiversidad y calidad ecológica del río Gállego a su paso por la provincia de Huesca. Se trata de un río altamente regulado y que es objeto de múltiples presiones desde su cabecera. Para ello se llevaron a cabo los siguientes objetivos específicos:

- Realizar un estudio de la comunidad de macroinvertebrados en 6 tramos del río Gállego y su evolución estacional durante un año, teniendo en cuenta las diversas presiones antrópicas que pudieran darse.
- Determinar el estado trófico, el índice de calidad ecológica IBMWP y la diversidad de macroinvertebrados de cada tramo e interpretar la relación existente entre los diferentes índices utilizados.
- Analizar la variación de la composición taxonómica y la estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del curso fluvial, para observar la respuesta de la comunidad a las modificaciones de su hábitat y sus requerimientos físicos y ecológicos.

2. Marco de estudio: el río Gállego

2.1 El entorno del Gállego a su paso por la provincia de Huesca

El río Gállego es un río pirenaico, uno de los principales afluentes del río Ebro por su margen izquierda, con una cuenca alargada y estrecha de 4.020 km² y una aportación anual media al río Ebro de 1.087 hm³ (Ollero *et al.*, 2004; Pérez & Barreiro, 2007). En sus 200 km de recorrido atraviesa todas y cada una de las unidades morfoestructurales desde la zona axial Pirenaica hasta el centro de la Depresión del Ebro (Ollero *et al.*, 2004). Nace a 2.200 metros en el Portalet y cuenta con una enorme diversidad y complejidad de ecosistemas a lo largo de todo su recorrido, debido a diferencias climáticas en su curso. Sus afluentes son en general, ríos de corto recorrido. En su curso salva un desnivel de 2014 metros con una pendiente media de 1,02%. En su perfil longitudinal (Figura 3) pueden observarse dos zonas bien diferenciadas, por una parte el alto Gállego con pendientes de hasta 5,1% de carácter cóncavo alteradas únicamente por los embalses, mientras que en el curso medio y bajo sigue un trazado más rectilíneo dándose pendientes de 0,4% de media (Ollero *et al.*, 2004).

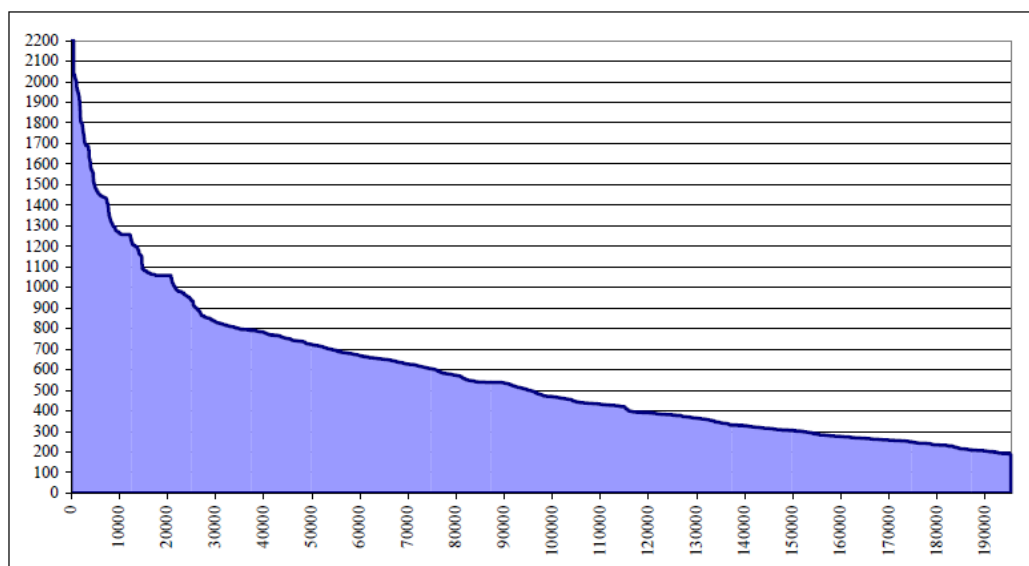


Figura 3. Perfil longitudinal del río Gállego (Ollero *et al.*, 2004).

Climatología

El clima en la cuenca del Gállego presenta una gradación de Norte a Sur (Figura 4). En cabecera se caracteriza por un clima de alta montaña mientras en desembocadura más bien árido, propio de la Depresión del Ebro. Los valores medios de pluviometría, oscilan entre los 1.330 mm propios de la cabecera de la cuenca y los 370 mm de la desembocadura.

La parte de montaña o la cuenca alta del río Gállego está determinada por un régimen nivo – pluvial. El período de mayores precipitaciones se da en invierno y primavera (principalmente en forma de nieve) seguido de cerca por el otoño, siendo los meses de Julio y Agosto los que menos aportan. Aproximadamente un tercio de los recursos hídricos del río Gállego se recoge en la cuenca alta, donde es muy pequeña la cantidad de agua capaz de ser absorbida por la cubierta edáfica dadas las fuertes pendientes y la escasa cubierta vegetal (Jaime, 1989). Conforme el cauce se desplaza hacia el sur, el régimen cambia a pluvio – nival. La influencia mediterránea va haciéndose notar disminuyendo las precipitaciones y predominando éstas en otoño y primavera. Disminuye la pendiente generando una mayor regulación por parte del suelo y menor importancia de los procesos retención – fusión nival (Jaime, 1993). Las temperaturas medias anuales varían desde los 4°C en las partes más altas hasta los 14°C en las más bajas. La evapotranspiración potencial oscila entre los 800mm/año del centro de la cuenca hasta los 500 mm/año de cabecera (CHE, 2007).

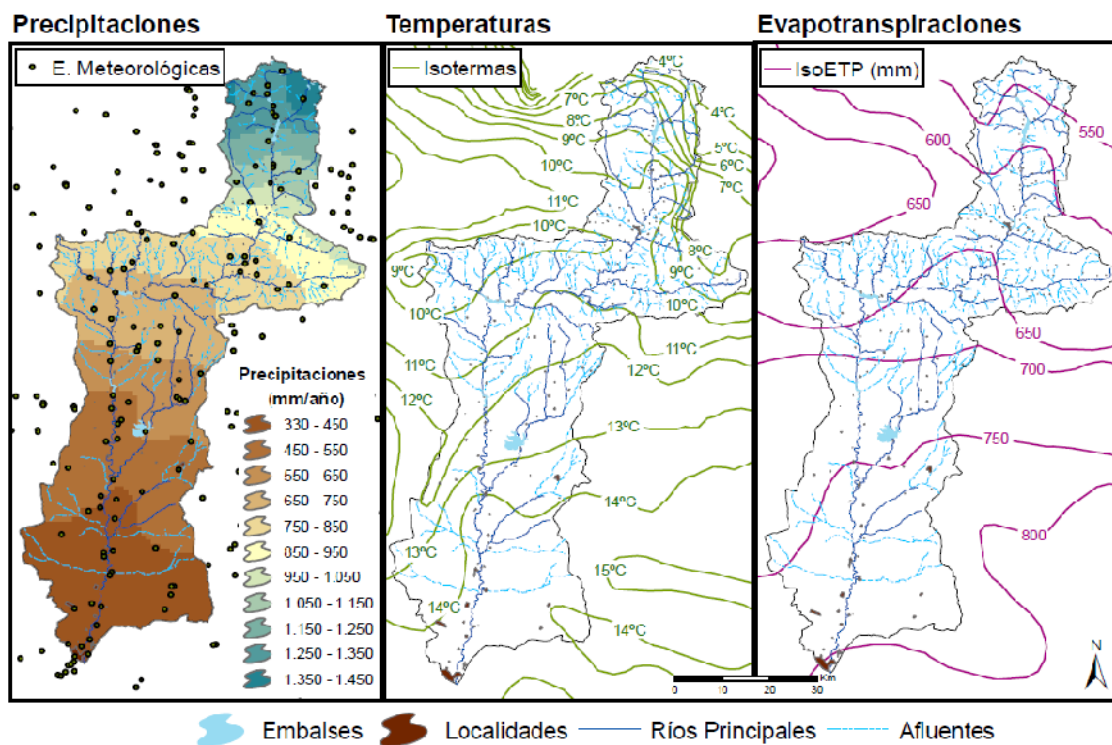


Figura 4. Mapas de la cuenca del río Gállego referentes a precipitaciones, temperaturas y ETP, donde se observa el contraste entre las zonas de cabecera o alta montaña y la zona de afluencia con el río Ebro (CHE, 2007).

Geomorfología y vegetación

La cabecera del río Gállego se sitúa en el ámbito paleozoico de la Zona Axial Pirenaica, formada por pizarras, cuarcitas y calizas además de los macizos graníticos de Balaitús y Panticosa (Figura 5). Siguiendo el valle glaciar conformado en el cuaternario se encuentran las Sierras Interiores Telera y Tendeñera (Peña *et al.*, 2004) con materiales propios del mesozoico: rocas calcáreas, mesozoicas y eocenas (Peña & Lozano, 2004).

A partir de la Ribera de Biescas la lengua glaciaria se ampliaba hasta alcanzar los materiales blandos del flysch y las margas, areniscas y calizas del cretácico superior – eoceno. En esta zona se localiza uno de los complejos glaciares y fluvioglaciares más importantes del Pirineo Meridional (Peña *et al.*, 2004). La terraza fluvioglaciaria de la zona de Sabiñánigo y las situadas aguas abajo (sector de la Peña, Murillo de Gállego, Marracos y Gurrea de Gállego) (Peña *et al.*, 2004), están conformadas por gravas, arcillas, arenas y limos del cuaternario principalmente. Entre medio se encuentra la Sierra de Loarre, de rocas calcáreas, mesozoicas y eocenas (Peña & Lozano, 2004).

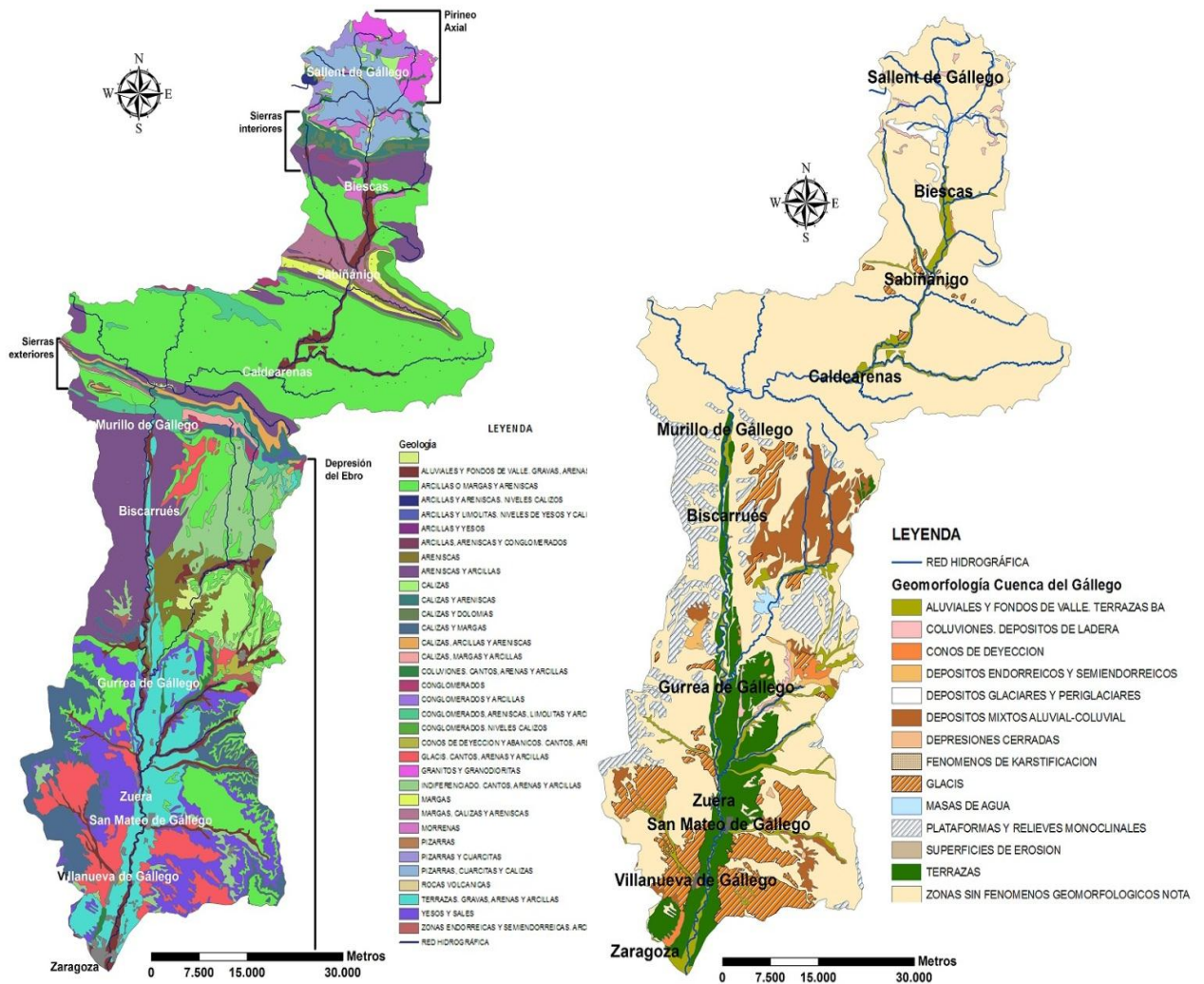


Figura 5. Mapas de Geología y de Geomorfología de la Cuenca del Gállego (Fondo Natural, 2010).

En cuanto a la vegetación de la cuenca, va transformándose a medida que se descendiendo en altura. El piso nival y alpino se sitúa en las cumbres y zonas con alturas superiores a 2.800 metros. Posteriormente se encuentra el límite con el piso subalpino a 2.300 – 2.500 metros. Plantas rastreras resistentes al frío, junto con matorrales, musgos y pinares de pino negro son los protagonistas de esta franja que se cubre de nieve durante gran parte del año. Las repisas inclinadas de acantilados son colonizados por *Salix pyrenaica*, como en la zona de Panticosa – Sallent (Monserrat, 1990; Elorza *et al.*, 2009).

La presencia de abetales y hayedos conforme aumenta los aportes de agua y nutrientes al sustrato, marcan la cercanía de la transición al piso montano superior. En estos bosques húmedos las condiciones ecológicas dan un giro, al llegar más luz al suelo, darse una mayor actividad microbiana y descomposición de la materia orgánica. Aparecen comunidades herbáceas y arbustos caducifolios de crecimiento rápido. Continúa su presencia hasta el montano inferior, donde surgen los quejigares y pinares de pino albar o *Pinus sylvestris*. Tras las fresnedas, aparece la pradería ya por el entorno de Biescas donde se combinan bosques mixtos de fresnos, nogales y avellanos con cultivos, campos de labor y alfalfares que aportan depósitos de restos orgánicos. Al sur de las Sierras Exteriores se extiende el piso mesomediterráneo, con el predominio de bandas de carrascales junto con sabinas, coscojas y pinares termófilos entre los 400 y 1.300 metros de altitud (Elorza *et al.*, 2009).

Ecotipos

Atendiendo a la localización geográfica, la altitud, el caudal medio anual, la conductividad de las aguas, el tamaño de la cuenca, la pendiente media, las condiciones de temperatura y el número de orden según Stralher se establece una tipología aplicada al conjunto de ríos españoles. Esta clasificación deriva de una propuesta de la DMA y engloba aspectos relacionados con las características biogeográficas, hidrológicas y geológicas de las cuencas vertientes (Tabla 1) (CEDEX, 2005; González & García, 2007). Concretamente el río Gállego está representado por varios tipos de ecotipos (Figura 6).

	Baja montaña Mediterránea	Montaña Mediterránea Calcárea	Ejes mediterráneos poco mineralizados	Montaña húmeda Calcárea	Ríos de alta montaña
Altitud (msnm)	70 – 790	450 - 1280	140 - 940	420 - 1180	890 - 1800
Amplitud térmica anual (°C)	15 - 20	15,4 - 10,8	15 - 20	13,2 - 19,4	13,8 - 17,8
Área de la Cuenca (km²)	25 - 1180	15 - 1090	660 - 11050	10 - 1730	10 - 280
Pendiente media cuenca (5)	1,9 - 9,1	1,6 - 10,1	2,6 - 10,2	4 - 16,6	7,6 - 18,7
Caudal medio anual (m³/s)	0,1 - 5,3	0,1 - 5,3	6,4 - 108	0,2 - 39	0,2 - 9,2
Temperatura media anual (°C)	13 - 17	9 - 14	10 - 15	7 - 13	6 - 10
Conductividad base (μS/cm)	>325	>300	<450	>220	>15

Tabla 1. Características de los principales ecotipos identificados en la cuenca del Gállego. Se dan los valores máximo y mínimo que acotan el 90% de los ríos de cada ecotipo. (CHE, 2007).

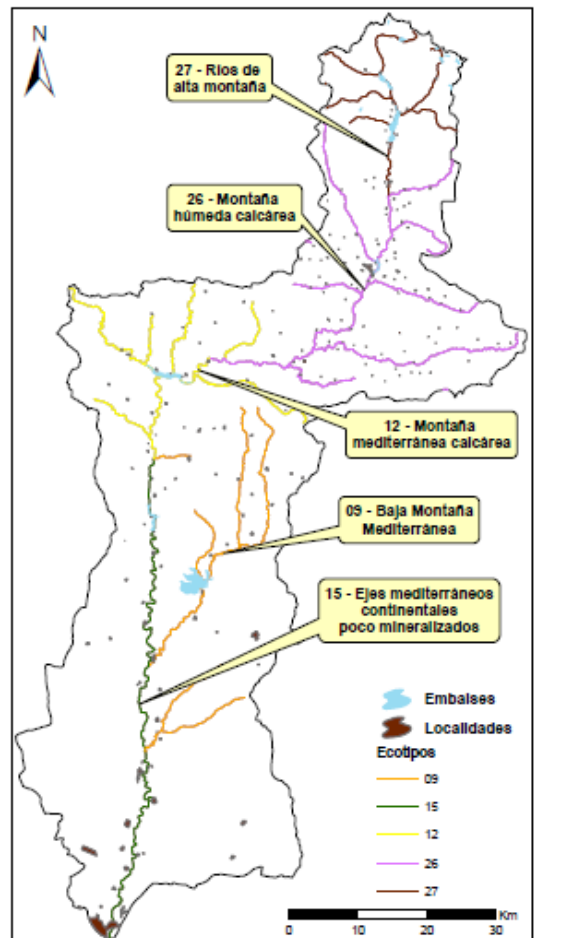


Figura 6. Distribución de los diferentes ecotipos en la Cuenca del Gállego según el CEDEX (CHE, 2007).

2.2 Impacto humano

Los embalses, las derivaciones de caudal y la contaminación se han constituido como los principales problemas del río Gállego. Se han generado alteraciones hidromorfológicas y ecológicas en lo referente a incisión lineal del cauce, fragmentación biogeográfica, retención de sedimentos, disminución de caudales, etc. Desde su cabecera ha sido regulado bien para el aprovechamiento hidroeléctrico o para uso agrícola. Alberga pantanos, presas de regulación y aprovechamientos hidroeléctricos; permite el riego de unas 38.120ha, así como la práctica de pesca deportiva, rafting, piragüismo y descenso de barrancos. Abastece a unas 35.000 personas y recibe los vertidos de 28 municipios (Ollero *et al.*, 2004; Pérez & Barreiro, 2007).

A pocos kilómetros de su nacimiento se encuentra Lanuza, el primer embalse cuyos fines son hidroeléctricos y agrícolas, data de 1978 con un volumen útil de 16hm³. Con los mismos fines, pocos kilómetros más abajo, aparece el embalse de Búbal que fue construido en 1971 y cuenta con 62hm³.

Estos embalses de cabecera han introducido importantes modificaciones en volumen, régimen e irregularidad de caudales tanto sólidos como líquidos. Hasta su paso por Sabiñánigo el río Gállego no vuelve a ser represado, en este caso por una pequeña presa. Cerca de los mayos de Riglos se haya el embalse de La Peña, el embalse más antiguo de su curso en funcionamiento desde 1913, con 15 hm³. Cierra esta cadena de embalses el pantano de Ardisa de 1931 y 3hm³. Actualmente la capacidad reguladora de tanto de Lanuza como de La Peña, apenas modifica el régimen fluvial. (García & Moreno, 2003).

En lo referente a contaminación ya desde su nacimiento se ve afectado por los vertidos del Portalet y la estación de esquí de Formigal, seguido de pequeños núcleos pirenaicos que carecen de depuración de sus aguas residuales. Cabe destacar como gran foco de contaminación el núcleo urbano de Sabiñánigo debido a su importante desarrollo industrial acontecido a principios y mediados del siglo XX. Durante este período se llevaron a cabo malas prácticas ambientales como vertidos de residuos generados por su población e industrias asociadas. La mayor productora de desechos químicos fue la empresa Inquinosa que fundada en 1970, produjo lindano de 1975 – 1992, un producto altamente nocivo (Fernández *et al.*, 2013). Se trata de un plaguicida organoclorado halogenado que tiende a bioacumularse en tejidos, plantas y animales (Prakash *et al.*, 2004; Robles – González *et al.*, 2006). Se caracteriza por una alta persistencia en el suelo, difícil hidrolización y lenta biodegradación (Hernández *et al.*, 1991). Los desechos de Inquinosa no seguían ninguna operación ni eliminación en particular, por lo que eran dispuestos en rellenos sanitarios sin garantía generándose grandes episodios de contaminación incrementados por la lixiviación e infiltración en los suelos derivada de los residuos. En la actualidad existen cuatro lugares, todos ellos ubicados cerca del cauce fluvial, donde todavía persisten señales evidentes de contaminación: la antigua fábrica de Inquinosa, los vertederos de Sardás y Bailín y la presa de Sabiñánigo. Aguas superficiales y subterráneas (el importante acuífero del aluvial del Gállego) han estado y continúan siendo directamente afectadas (Fernández *et al.*, 2013).

2.3 Antecedentes de estudios

Son escasos los estudios y la información publicada en referencia al río Gállego. Los existentes tratan temas muy concretos y en zonas específicas. El organismo de la Confederación Hidrográfica del Ebro, del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, se encarga de realizar estudios y análisis en continuo. Miden datos y parámetros a tiempo real (pluviometría, temperatura, caudal, presión, etc.) en las estaciones de aforo y meteorológicas distribuidas por la cuenca del Ebro mediante el Servicio Automático de Información Hidrológica (SAIH). El proyecto SAICA o Sistema Automático de Información de Calidad de las Aguas toma datos referentes a parámetros – físicos en estaciones situadas bajo focos importantes de vertido.

En el río Gállego hay dos situadas en Sabiñánigo (al consultarla los datos salen no válidos) y en Villanueva de Gállego. Es posible el acceso a una fuente cartográfica de la cuenca del Ebro donde se encuentran capas referentes a múltiples temas así como informes de bioindicadores como son los macroinvertebrados. Hay que destacar que son pocas las estaciones situadas en la cuenca del Gállego y algunas se encuentran fuera de servicio por lo que la información resulta difícil de homogeneizar.

3. Metodología

3.1 Área de muestreo

3.1.1 Ubicación de los puntos

Se eligieron seis puntos a lo largo del curso del Río Gállego (Figura 8), a su paso por la provincia de Huesca en función a diferentes criterios. El principal criterio fue la existencia de un embalse aguas arriba de cada uno de ellos (Figura 7) al tratarse del impacto más relevante valorado en este trabajo. Se tuvo en cuenta su accesibilidad y se ha evitado situarlos inmediatamente aguas debajo de perturbaciones hidromorfológicas o fisicoquímicas (CHE, 2009). Cada punto se subdivide a su vez en otros tres subpuntos a lo largo de un transecto de aproximadamente 50 metros de longitud, de cara a que aparezcan los suficientes microhábitats (almohadillas de musgos, piedras y cantos gruesos, macrófitos) en donde poder realizar un muestreo representativo del tramo (Pujante *et al.*, 1995).

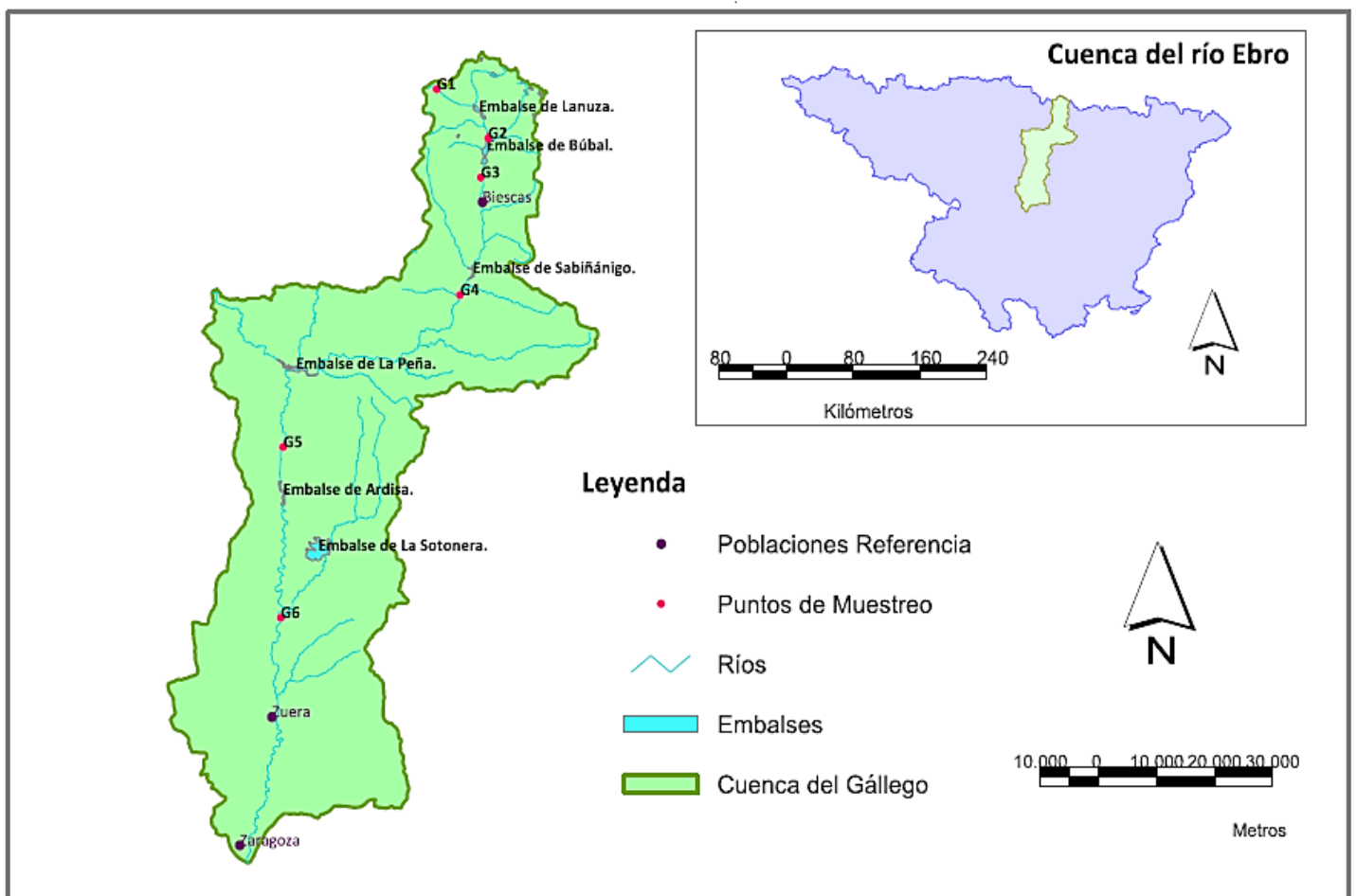


Figura 7. Localización del área de estudio en la Cuenca del río Ebro, España. Situación de los puntos de muestreo y de los embalses de la Cuenca del río Gállego (Elaboración propia, GIS).

En la Tabla 2 se muestra la ubicación (coordenadas), altura sobre el nivel del mar y término municipal de los seis puntos de muestreo.

Punto	Nombre	Término municipal	Altura (msnm)	UTM X	UTM Y
G1	Formigal	Sallent de Gállego	1781	711771,731	4741329,186
G2	El Pueyo	Panticosa	1140	720691,4002	4733452,772
G3	Búbal	Biescas	793	719429,5693	4726948,396
G4	Sabiñánigo	Sabiñánigo	719	715857,8898	4707492,884
G5	La Peña	Santa Eulalia	417	685421,2553	4682293,829
G6	Ardisa	Gurrea de Gállego	309	684982,7612	4654022,837

Tabla 2: Coordenadas, altitud y término municipal de las 6 estaciones de muestreo.



Figura 8. Detalle de cada uno de los seis puntos de muestreo. De arriba abajo y de izquierda a derecha: Formigal (G1) y El Pueyo (G2) en Invierno, Búbal (G3) en primavera, Sabiñánigo (G4), Santa Eulalia (G5) y Gurrea de Gállego (G6) en Otoño.

3.1.2 Principales impactos que afectan a los puntos

Se realizó un análisis de los impactos que afectan a cada punto de muestreo, obteniendo los datos de los registros del geoportal SITEbro, perteneciente a la Confederación Hidrográfica del Ebro. Se utilizaron los referentes a vertidos de aguas residuales urbanas e industriales, captaciones, abastecimientos y puntos hidroeléctricos inscritos. Todo ello junto con municipios cercanos, embalses y red hidrográfica, se ubicó en mapas GIS con base de ortofotos del Sistema de Información Territorial de Aragón.

Punto 1, Formigal. A pocos kilómetros del nacimiento del río Gállego, se encuentra el primer punto de muestreo (Figura 9), a 1781 metros de altitud. Se trata de una zona clasificada como río de alta montaña dentro del curso alto del río (Ollero *et al*, 2004). Confluyen en esta zona los vertidos con carácter de agua residual urbana procedentes de la estación de esquí de Formigal, así como de las Ventas del Portalet. Se ve afectado por las diferentes obras realizadas tanto de tomas y captaciones de aguas, puentes, instalaciones de las pistas de esquí y edificios. Se trata de un punto con dificultad de acceso en la estación de invierno, dada la cantidad de precipitación en forma de nieve de esta época y su acumulación en los márgenes del cauce por la acción de las máquinas quitanieves en la carretera situada a poca distancia del mismo.

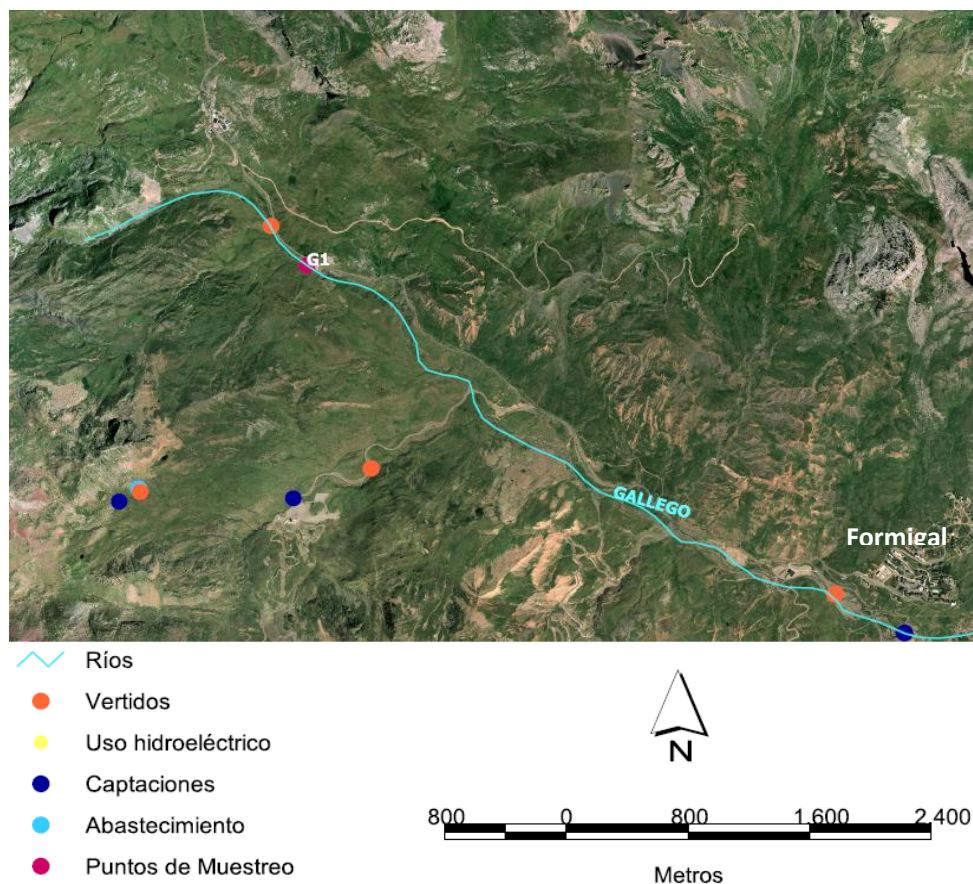


Figura 9. Ubicación del punto 1 (Formigal) y representación de los principales impactos que le afectan.

Punto 2, El Pueyo. En el curso alto del río Gállego, en zona de río de alta montaña y a 1140 metros de altura se encuentra el segundo punto (Figura 10), que debido al difícil acceso se sitúa cerca de la cola del embalse de Búbal, tras pasar la central hidroeléctrica del embalse de Lanuza y a poca distancia de la población de El Pueyo de Jaca.

Se ve afectado en primer lugar por los vertidos de aguas residuales urbanas tanto de poblaciones por las que transcurre el cauce (Formigal, Sallent de Gállego), como de diferentes actividades como embarcaderos o restaurantes. Importantes también los vertidos de agua residual industrial que recibe de una industria de comercio al por menor de combustible.

Recibe a los afluentes Aguas Limpias (en la cola del embalse de Lanuza) y al río Escarra. Las aguas de este último van a parar al embalse directamente y recoge los vertidos e impactos de la población y embalse de Escarra. El Barranco de Portet desemboca en el mismo embalse de Lanuza y cuenta con la central hidroeléctrica de Portet y un pequeño azud, que abastece a la población de San Juan de Lanuza. Atraviesa su paso dos Lugares de Importancia Comunitaria (LIC): Monte Pacino y Foz Escarrilla – Cucuraza. Se suceden en su curso diversas captaciones y tomas de agua destinadas principalmente al abastecimiento de poblaciones. Se detectó una tubería pocos metros aguas abajo del punto de muestreo (Figura 11), que quedaba al descubierto en las estaciones de invierno y primavera.

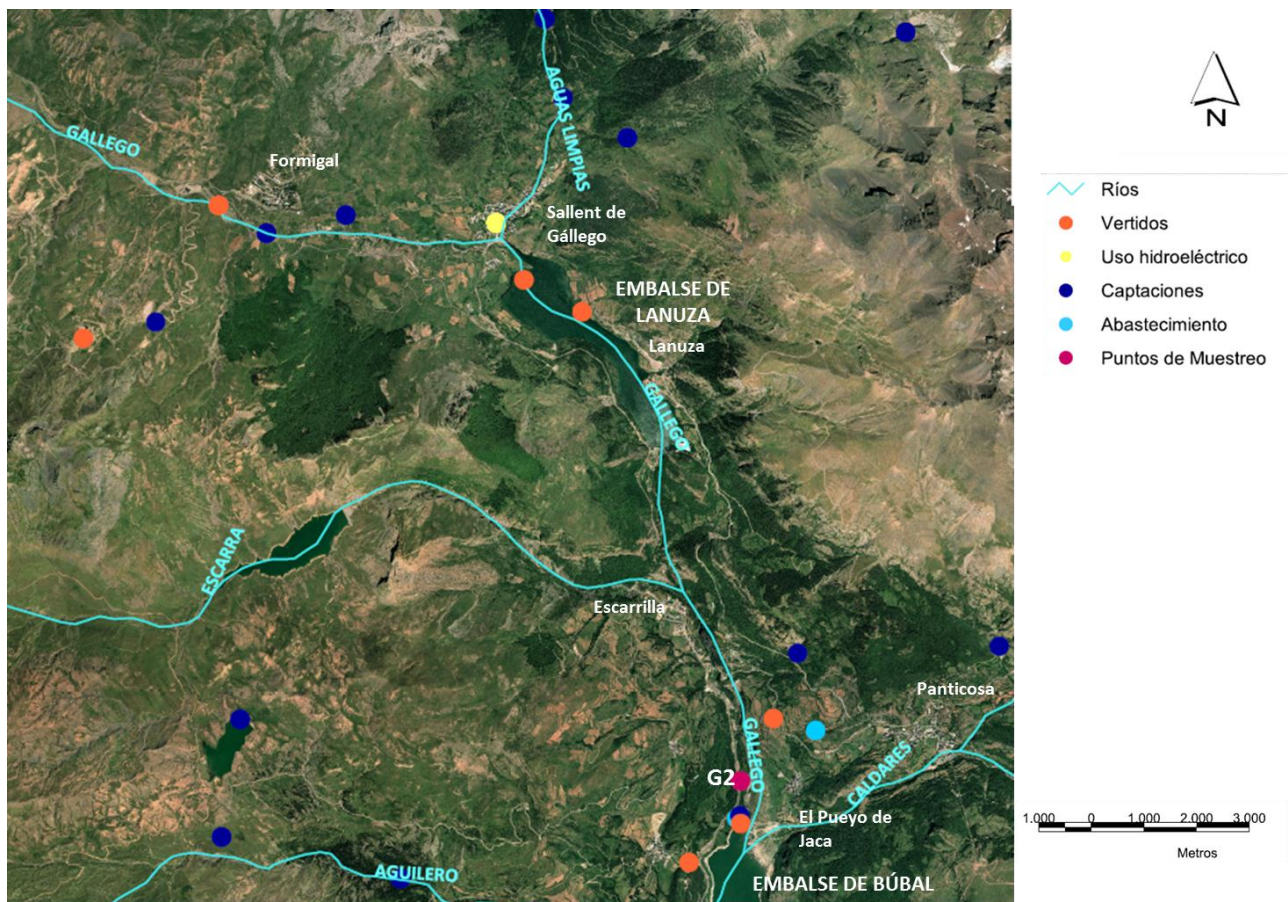


Figura 10. Ubicación del punto 2 (El Pueyo), representación de los principales impactos que le afectan.



Figura 11. Detalle de la tubería al descubierto en El Pueyo durante el muestreo de invierno. Se observó un desarrollo excesivo de algas en torno a su ubicación, así como espumas procedentes del vertido.

En el muestreo de verano el punto se encontraba completamente cubierto por las aguas del pantano de Búbal (Figura 12), convirtiéndose así en un sistema léntico.

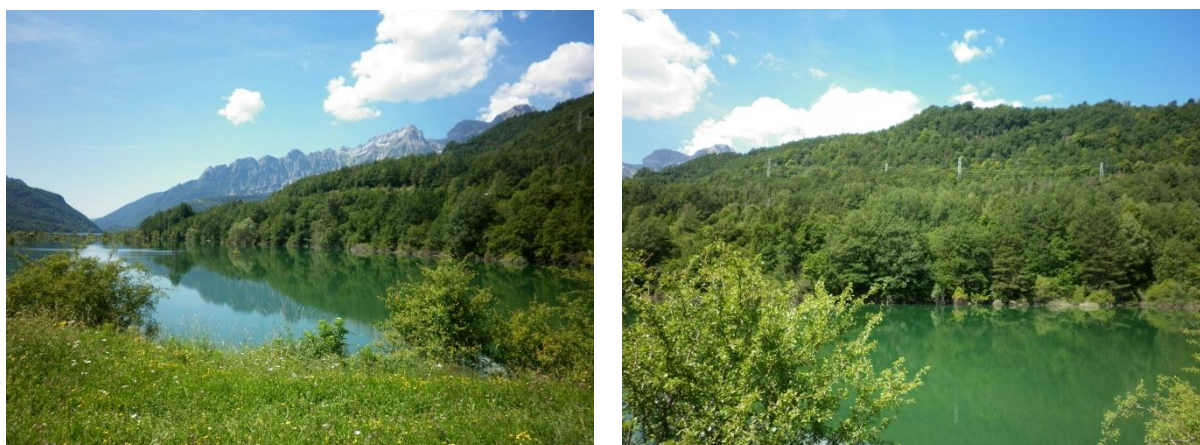


Figura 12. Detalles del punto de El Pueyo en Verano, totalmente anegado por las aguas del pantano de Búbal.

Punto 3, Búbal. A 793 metros de altura es el último punto dentro del curso alto del río Gállego y en zona de río de alta montaña. Está situado a aproximadamente 2 kilómetros aguas abajo del embalse de Búbal (Figura 13), antes de llegar a la ermita de Santa Elena. Se encuentra dentro del Lugar de Interés Comunitario (LIC) Tendeñera y de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Viñamala.

Desde la alteración morfológica de zona de la presa debida a la regulación de caudales, hasta la zona de estudio, no existen impactos antrópicos sobre el río. Previamente el Gállego recibe varios afluentes: El Caldarés (y su afluente El Bolatica) y el Aguilero que desembocan en el mismo embalse.

Se ve afectado por los vertidos de aguas residuales urbana de las poblaciones que atraviesa (Piedrafita de Jaca, Tramacastilla, Búbal y Hoz de Jaca) así como vertidos procedentes de instalaciones hosteleras.

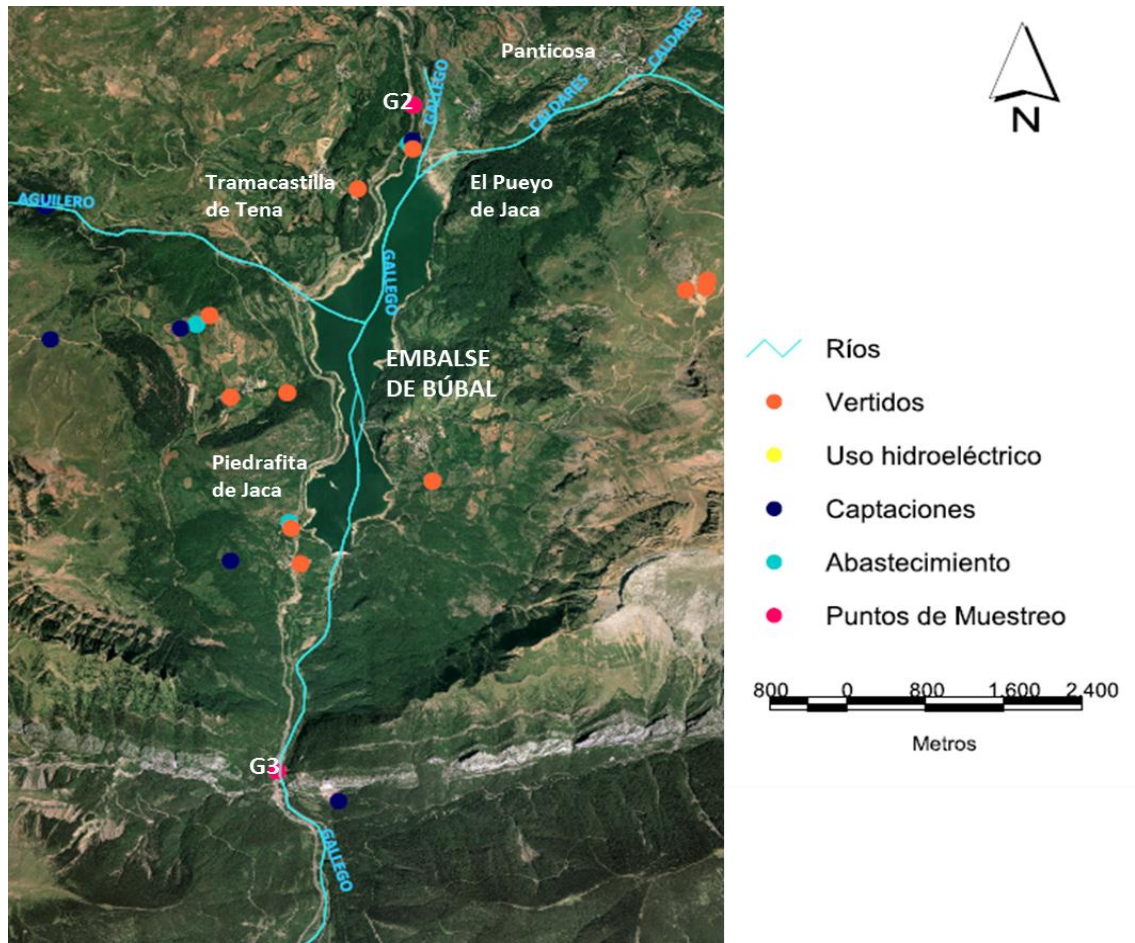


Figura 13. Ubicación del punto 3 (Búbal) y representación de los principales impactos que le afectan.

Punto 4, Sabiñánigo. En el curso medio del río Gállego, en zona de río de montaña húmeda – calcárea y a 719 metros de altitud se encuentra el cuarto punto (Figura 14), aguas abajo de la depuradora de Sabiñánigo. Confluyen principalmente entre el punto tres y cuatro, el río Sia (previo a la población de Orós Alto), el río Oliván (tras Senegüe), el río Aurin (en la cola del embalse de Sabiñánigo) y el río Basa (tras el embalse de Sabiñánigo). A su vez se dan captaciones para abastecimiento de poblaciones como las de Orós Alto y Bajo y para comunidades de regantes (San Pedro del río Gállego, acequia del Molino de Senegüe – Sorripas, etc.).

Antes de llegar hasta el lugar de muestreo el río Gállego sufre múltiples afecciones. A su paso se encuentra con la central hidroeléctrica de la presa de Santa Elena y con varios azudes: De Biescas I y II (con sus centrales hidroeléctricas), El Molino de Biescas, y el azud subterráneo de los Molinos de Sabiñánigo.

Recoge diversos vertidos de aguas residuales urbanas de poblaciones (Betes de Sobremonte, Aso de Sobremonte, Biescas, Gavín, Escuer, Orós Alto y Bajo, Larrede, Senegüe, Sorripas, Javierre del Arzobispo, Satué, Alaurin, Cartipona) y de diferentes actividades (Piscifactoría, viviendas aisladas, camping).

Sin embargo, son los vertidos de origen urbano e industrial tras pasar el embalse y la población de Sabiñánigo los que le afectan de un modo más directo (Industria de transformación de aluminio, estación de transferencia de residuos sólidos urbanos valorizables, lavado de áridos y hormigonado). El embalse de Sabiñánigo genera impactos directos sobre este punto debido a la regulación de caudales, a las fuentes puntuales (autorización de sustancias peligrosas) y difusas de contaminación (agricultura, pastos intensivos).

A todo ello se le une la cercanía de los vertederos de Bailín y Sardás, focos de una gran contaminación por lindano. Estudios del 2009 (Dirección General de Calidad Ambiental, Gobierno de Aragón 2010; Fernández *et al.*, 2013) demostraron que todavía siguen presentes altos niveles de residuos químicos afectando directamente a aguas tanto subterráneas como superficiales (Fernández *et al.*, 2013), en este caso el curso del río Gállego y el tramo muestreado en concreto. En el estudio también se detectó mercurio procedente de los vertidos de la industria ERCROS años atrás. En la estación de verano el agua del río tenía un color marrón – grisáceo (Figura 15) y se podía apreciar un característico.

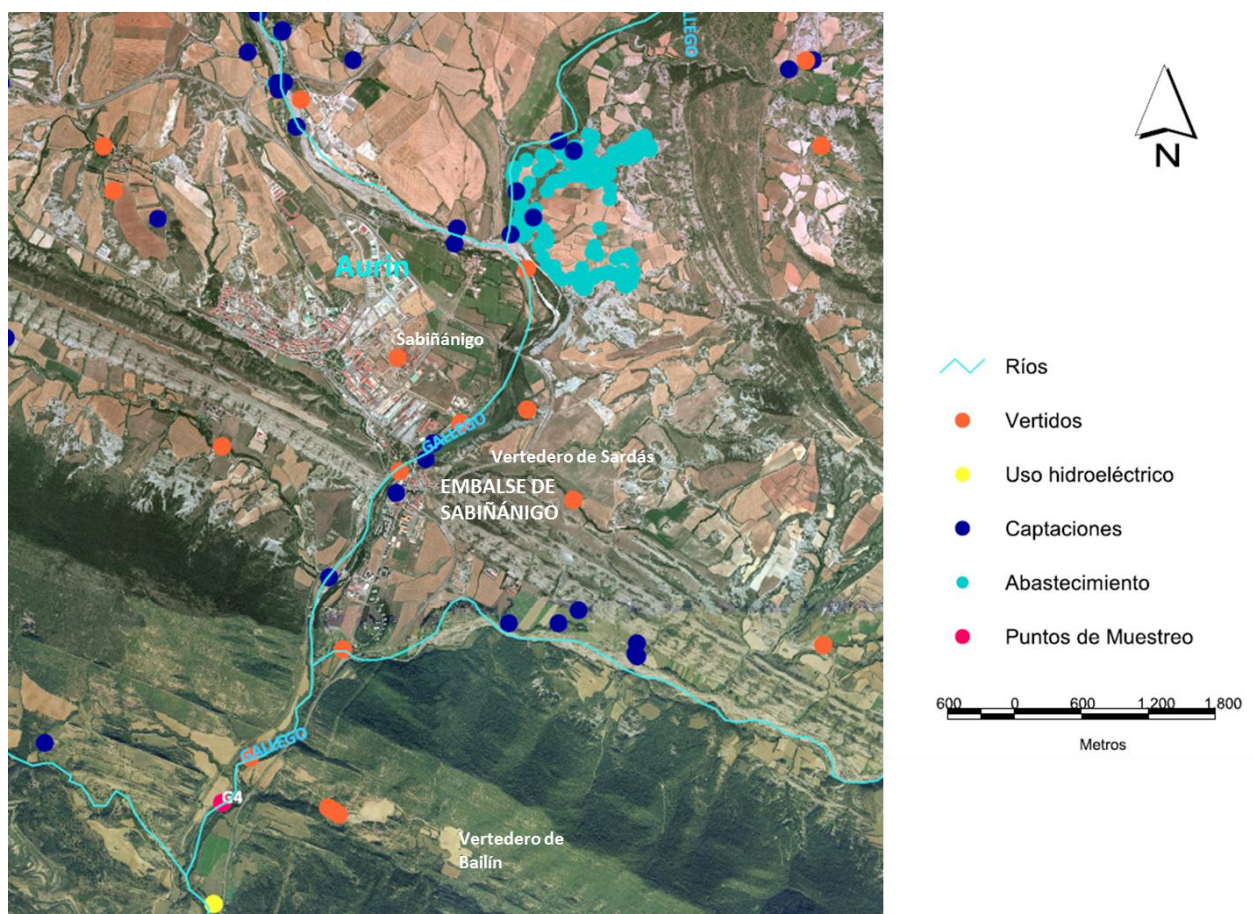


Figura 14. Ubicación del punto 4 (Sabiñánigo) y representación de los principales impactos que le afectan.



Figura 15. Detalle del color del agua en el tramo de Sabiñánigo en la estación de verano.

Punto 5, Santa Eulalia. En un tramo de río clasificado como eje mediterráneo continental poco mineralizado en el curso bajo del río Gállego y a 417 metros de altura se encuentra el quinto punto (Figura 16), a 15 kilómetros del embalse de la Peña. Pocos vertidos afectan a este punto, únicamente de aguas residuales urbanas de camping, actividad hostelera pero no se registra actividad industrial importante. Uno de los principales impactos generados por el embalse de la Peña se trata de las fuentes puntuales de contaminación como son los vertidos urbanos no saneados y vertidos biodegradables urbanos. A este aspecto se le suma la regulación de caudales de la presa.

Se le unen en este recorrido los principales afluentes: el río Abena (tras el punto cuatro), el río Guarga, el río Val de San Vicente, el río Garona, el río Triste y el Asabón (en la cola del embalse de la Peña) y los barrancos del río Moro y de Artaso y San Julián. Atraviesa el Lugar de Interés Comunitario (LIC) Sierras de Santo Domingo y Caballera y la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) Sierra de Santo Domingo y Cabellera y Río Onsella. Se dan diversas captaciones de agua para riego y abastecimiento de poblaciones durante su curso. Se encuentra con varios azudes (Del Molino de Barangua, Molino de Yeste, varios innominados, etc.) y diferentes centrales hidroeléctricas como la de Carcavilla en la confluencia con el río Garona y la de Javierrelatre con el río Guarga. Este punto no sufre afecciones antrópicas directas.

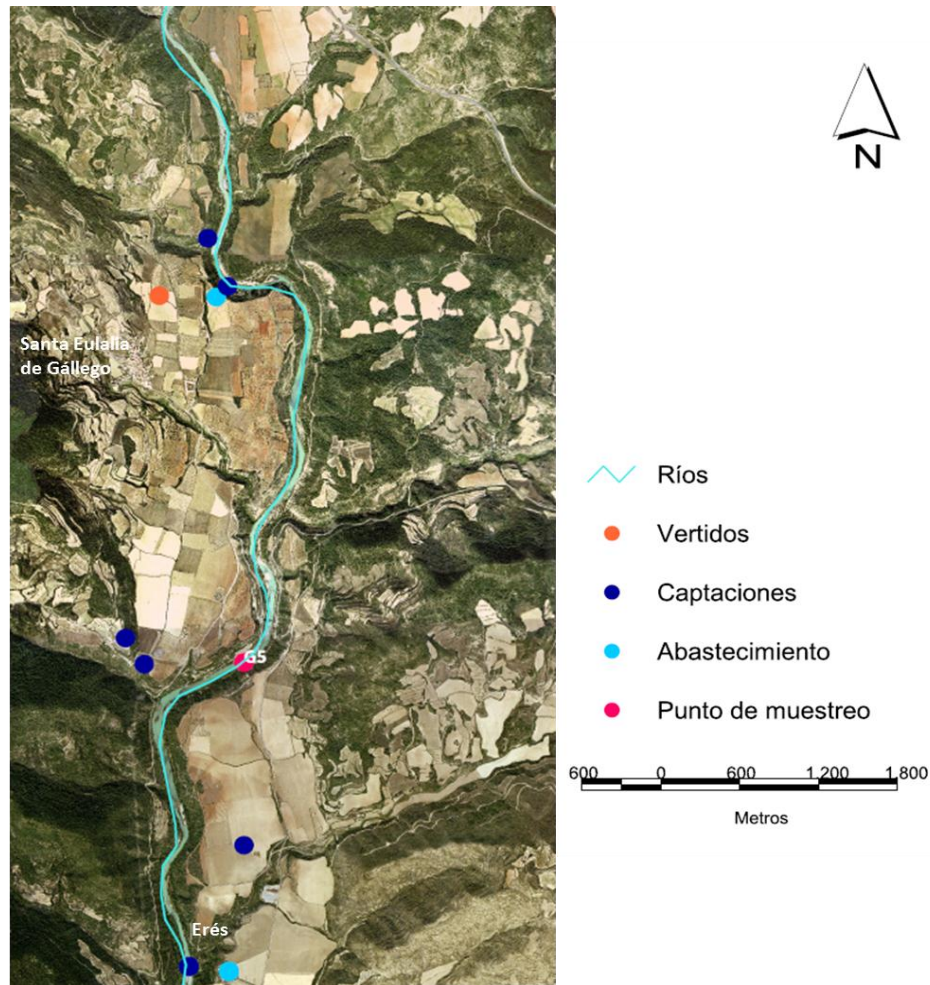


Figura 16. Ubicación del punto 5 (Santa Eulalia) y representación de los principales impactos que le afectan.

Punto 6, Gurrea. En el curso bajo del río Gállego a 309 metros de altitud se encuentra el sexto punto (Figura 17), en una zona de río clasificado como eje mediterráneo continental poco mineralizado. Situado a unos 20 kilómetros de la presa de Ardisa, al lado de la población de Gurrea de Gállego, está dentro de la zona vulnerable protegida conocida por El Aluvial del Gállego, un importante acuífero. Los impactos provocados por el embalse de Ardisa son principalmente la regulación de caudales y las fuentes puntuales de contaminación como los vertidos urbanos no saneados y los vertidos biodegradables urbanos e industriales. A este tramo le afecta directamente un vertido de agua residual industrial procedente de la subestación eléctrica de Gurrea situada aguas arriba.

Entre el punto de Santa Eulalia y el de Gurrea el río recibe algunos vertidos de agua residual urbana de poblaciones como Casas de Esper, Biscarrués, Erés, Puendeluna y Ardisa. Sus aguas son desviadas en el Canal del Gállego y el Canal de Marracos. Varias captaciones se suceden tanto para abastecimiento de poblaciones como para riego.

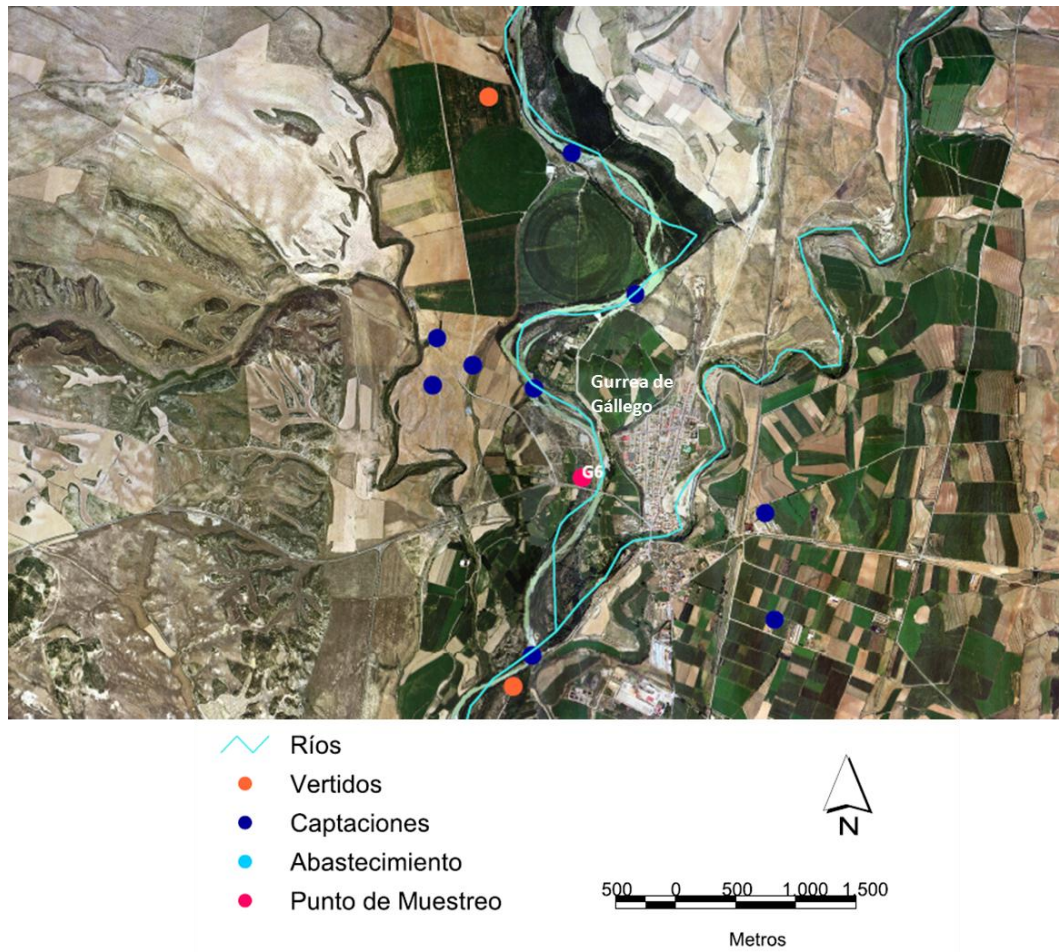


Figura 17. Ubicación del punto 6 (Gurrea) y representación de los principales impactos que le afectan.

3.2 Toma y tratamiento de muestras de muestras

3.2.1 Diseño del muestreo

Los muestreos se realizaron con frecuencia estacional en el transcurso de un año (Tabla 3), (Gibson *et al.*, 1996). De este modo, se pueden relacionar los datos obtenidos con el hecho de que los macroinvertebrados se caracterizan por presentar ciclos de vida anuales que implican la existencia de una sustitución temporal de especies (Alba-Tercedor, 1996). Exceptuando el muestreo de verano que se realizó en un solo día, el resto tuvieron lugar en dos días con espacio máximo de cinco días dentro de la misma semana dada la disponibilidad de horas de luz y las condiciones meteorológicas.

Punto	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
G1	23/11/2012	03/03/2013	31/05/2013	22/07/2013
G2	23/11/2012	03/03/2013	31/05/2013	22/07/2013
G3	23/11/2012	03/03/2013	31/05/2013	22/07/2013
G4	23/11/2012	01/03/2013	31/05/2013	22/07/2013
G5	30/11/2012	01/03/2013	05/06/2013	22/07/2013
G6	30/11/2012	01/03/2013	05/06/2013	22/07/2013

Tabla 3. Fechas de muestreo por punto en las distintas estaciones del año.

3.2.2 Análisis físico – químico

La cuantificación de los parámetros fisicoquímicos resulta muy importante dado que influyen significativamente en la abundancia y distribución de los organismos acuáticos (Allan, 1995; Wetzel, 2001; Camargo *et al.*, 2011). Por ello se determinaron el pH, la conductividad, la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto en cada uno de los tres puntos del tramo, mediante una sonda multiparamétrica HACH – Lange (HACH Lange, USA).

Así mismo se solicitaron al Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH Ebro) controlado por la Confederación Hidrográfica del Ebro los datos referentes a los caudales medios diarios durante los tres últimos años, incluyendo las fechas de muestreo.

3.2.3 Muestreo y determinación de perifiton

Muestreo

Mediante el muestreo de perifiton se determinó el estado trófico de la masa de agua en cada punto de muestreo, utilizando la concentración de clorofila por unidad de área (Dodds *et al.*, 1998). Las muestras se extrajeron y analizaron siguiendo los protocolos estándar (Elosegui & Sabater, 2009). Se tomó una piedra del río en cada uno de los tres subpuntos de cada punto para posteriormente homogeneizar, a excepción de algún punto en el que se incluyó más muestra por déficit de perifiton para asegurar que la concentración superase el límite de detección del método. Se rasgó una superficie conocida de 25 cm² (Figura 18), el material se conservó en fresco en un vial, con su correspondiente etiqueta y aislado de la luz hasta su tratamiento en laboratorio (antes de 12 h).



Figura 18. Detalles del muestreo de perifiton de El Pueyo en primavera, superficie de raspado de 25 cm².

Determinación

Para obtener la concentración de clorofila se llevaron a cabo los siguientes pasos. Tras el filtrado de la muestra mediante un filtro Whatman GF/F, Se realizó la extracción de clorofila con acetona al 90% en un vial (Figura 19). Tras 24 horas en frío se procedió a su lectura con el espectrofotómetro a diferentes longitudes de onda: 664nm para la clorofila a, 667nm para la clorofila b y 630nm para la clorofila c. Se tuvo en cuenta la turbidez de la muestra obteniendo las absorbancias a 750 nm. En las muestras que fue necesario por estar fuera de rango de la lectura del espectrofotómetro, se realizaron diluciones al 10%. Posteriormente se transformaron los datos obtenidos a concentración por unidad de área (Jeffrey *et al.*, 1996; Margalef, 1983). Se obtuvo el estado trófico del punto con dichos valores, clasificándose como oligotrófico con valores menores a 20 mg/m², mesotrófico entre 20 y 70 mg/m² y eutrófico si los valores superaban los 70 mg/m² (Dodds, 1998).

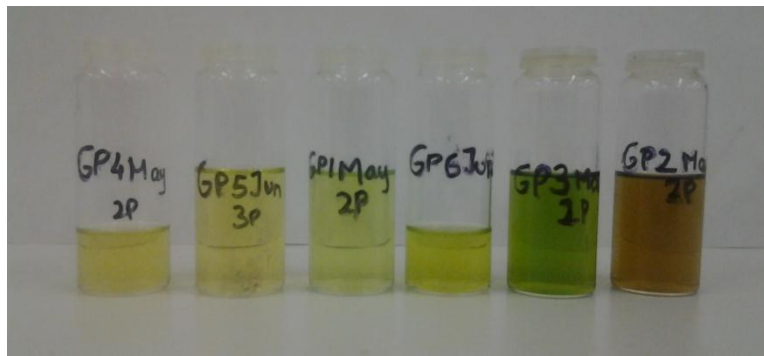


Figura 19. Viales tras 24 horas en frío tras la extracción con acetona al 90% del muestreo de primavera, ordenados de menor a mayor concentración de clorofila en la muestra.

3.2.4 Muestreo y determinación de Macroinvertebrados

Muestreo

Para el muestreo de macroinvertebrados se utilizaron dos redes sùber de superficie conocida (30 x 30 cm y 25 x 25 cm), con las que se cubrió una superficie aproximada 2,6 m², sin adentrarse a una profundidad de cauce de más de 50 centímetros desde la orilla (Figura 20, A). En cada punto se realizó un esfuerzo de muestreo de entre 10 y 20 kicks (unidad de esfuerzo que consiste en capturar macroinvertebrados en una superficie conocida durante unos dos minutos, hasta que ya no aparecen familias nuevas). Dada la cantidad de material de muestra recogido en otoño e invierno, en los muestreos posteriores de primavera y verano se redujo el área muestreada a la mitad. Se tomaron muestras en los tres subpuntos de cada punto que posteriormente se homogeneizaron.

Se procede a muestrear siempre de aguas abajo a aguas arriba, vaciando el sùber periódicamente en bateas para evitar que ningún individuo escape aprovechando la corriente (Figura 20, B). Es necesario en función a la temperatura del agua y del ambiente la utilización de vadeadores y guantes de neopreno para protegerse.

Se fijaron las muestras con etanol al 70% (Alba – Tercedor, 1996) y se transportaron al laboratorio para el recuento e identificación de los macroinvertebrados.

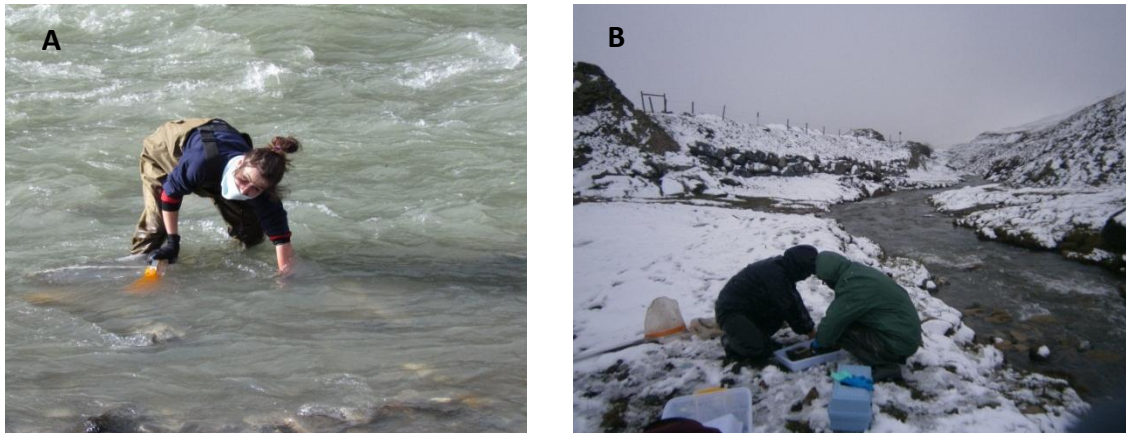


Figura 20. (A) Detalles del muestreo de macroinvertebrados de primavera en El Pueyo (izquierda, capturas del lecho) (B) Formigal (derecha, vaciado del súber en la batea).

Es bien conocida la presencia en el río Gállego en los años anteriores al presente estudio, de la especie exótica *Dresissena polymorpha* (mejillón cebra). Por ello, se desinfectaron los vadeadores al final de cada jornada de muestreo con lejía para su posterior uso en otros tramos. Ésta práctica se realizó dado que todo el material que esté en contacto con el agua puede actuar de medio de transporte para las larvas de esta especie, facilitando así la colonización de una nueva masa de agua (Claudi & Mackie, 1994).

Determinación

Una vez en laboratorio, con ayuda de bateas se separan los organismos de la materia orgánica y mineral (Figura 21, A). Se extraen todos los individuos presentes en la muestra, con unas pinzas etimológicas que gracias a su flexibilidad impiden dañar el cuerpo de los macroinvertebrados, introduciéndolos en viales para su posterior identificación y recuento.

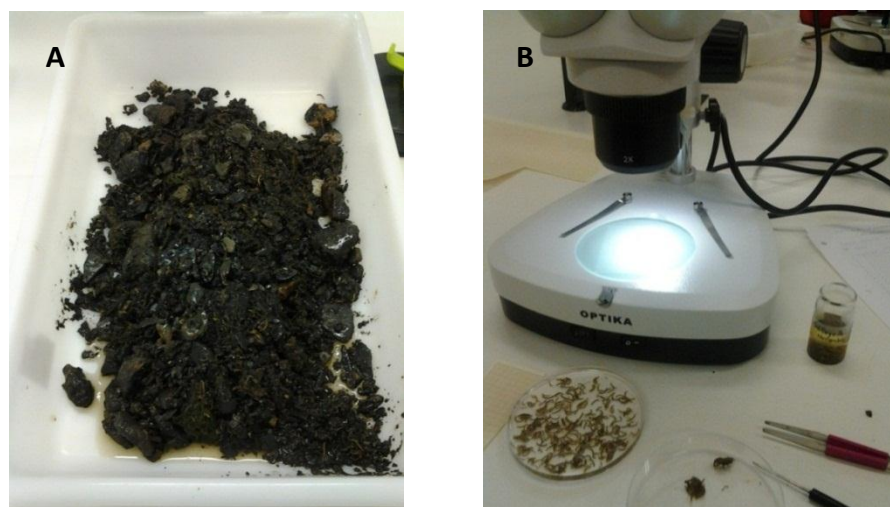


Figura 21. Detalles de limpieza, recuento e identificación en laboratorio. (A) Batea con la muestra sucia. (B) Lupa binocular y placa Petri con individuos de la familia *Chironomidae* de la muestra de Formigal de otoño.

Se conservan en etanol al 70% (Alba – Tercedor, 1996). La identificación se realizó a nivel de familia, mediante un microscopio y una lupa binocular (Figura 21, B). Se utilizó en primer lugar la Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro (Oscos *et al.*, 2009) además de la claves dadas de Tachet *et al.*, (2000).

Se determinó el índice de calidad ecológica IBMWP (Tabla 4) siguiendo los protocolos y análisis establecidos por la Confederación Hidrográfica del Ebro. Una vez realizado el muestreo cualitativo que incluya las familias que habiten en el punto de estudio (Tablas 2 y 3, Anexo) se obtiene sumando las puntuaciones asignadas a las familias identificadas en cada muestra, variando la puntuación entre 0 y > 100 (CHE, 2009). Se comparó el valor IBMWP obtenido en cada punto con los rangos establecidos para cada ecotipo de la cuenca del Gállego (Tabla 5).

Estado Ecológico	Calidad	IBMWP
Muy bueno	Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	>101
Bueno	Aceptable. Son evidentes algunos efectos de contaminación	61 - 100
Moderado	Dudosa. Aguas contaminadas	36 - 60
Deficiente	Crítica. Aguas muy contaminadas	16 - 35
Malo	Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas	<15

Tabla 4. Estado ecológico del agua de un río en función a la puntuación del índice IBMWP (CHE, 2009).

Estado Ecológico	Ejes				
	Baja montaña Mediterránea	Montaña Mediterránea Calcárea	Ejes mediterráneos poco mineralizados	Montaña húmeda Calcárea	Ríos de alta montaña
Muy bueno	66	66	91	101	136 - 111
Bueno	65 - 56	65 - 56	90 - 71	100 - 81	110 - 86
Moderado	55 - 41	55 - 41	70 - 55	60 - 61	85 - 66
Deficiente	40 - 20	40 - 20	54 - 25	60 - 31	65 - 35
Malo	19 - 0	19 - 0	24 - 0	30 - 0	34 - 0

Tabla 5. Rangos del estado ecológico según el IBMWP para los diferentes ecotipos establecidos en la Cuenca del Gállego (CHE, 2007).

Se calculó la diversidad taxonómica mediante el índice de Shannon:

$$H' = -\sum_{i=1}^s (p_i \cdot \log_2 p_i)$$

Donde p_i =abundancia relativa; número de individuos de cada familia en relación al total. Para calcular la riqueza taxonómica se determinó el número de familias diferentes por punto de muestreo. Además, se determinaron algunos requerimientos ecológicos de las familias de macroinvertebrados (estrategia trófica, tolerancia a la contaminación, microhábitat y nivel de eutrofia) de acuerdo a los criterios establecidos por Tachet *et al.*, (2000) (Tabla 1, Anexo), puesto que las alteraciones en el ecosistema pueden condicionar la distribución y abundancia relativa de estos grupos (Statzner *et al.*, 2001; Alba – Tercedor, 2002).

3.3 Análisis estadístico

Se utilizó análisis de varianza (ANOVA) para determinar las diferencias de las variables continuas (pH, conductividad, clorofila, oxígeno disuelto, temperatura, IBMWP, diversidad taxonómica, riqueza) respecto a las diversas categorías de los factores (estación y punto de muestreo).

- En primer lugar se comprobó la normalidad mediante el test de Shapiro - Wilks. Si las variables seguían distribución normal se calculó mediante el test de Barlett la homogeneidad de varianzas. En el caso de no haber normalidad y/o homogeneidad, se probó diversas transformaciones de las variables, empezando por el logaritmo en base 10 y la raíz cuadrada.
- Para variables normales y con homogeneidad de varianzas, se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA). Se utilizó el test no paramétrico de Kruskal - Wallis cuando la transformación de las variables no mostró normalidad y/o homogeneidad de varianzas.
- Se realizó un test post – hoc tras la ANOVA para determinar las diferentes agrupaciones de las diferentes categorías de cada factor.

Para determinar la relación entre los índices biológicos se llevaron a cabo análisis de correlación lineal de Pearson. Se tuvo en cuenta el índice IBMWP, la diversidad de Shannon, la riqueza taxonómica y la clorofila a .

Para analizar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el curso del río Gállego se utilizó un FCA o Análisis de Correspondencia Fuzzy (difuso) además de un test co - inercia. Este tipo de análisis multivariable surge para relacionar conjuntos de datos que son difusos por naturaleza, es decir en los que se encuentra información sobre especies (familias en este caso), que asumen varias categorías de una misma variable con diferente grado afinidad. Permite analizar todos los rasgos biológicos tenidos en cuenta al mismo tiempo y su relación con las familias presentes en los puntos de muestreo (Useglio *et al.*, 2000). Se consideraron los traits o rasgos: tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación y microhábitat.

- Para comenzar se determinó la afinidad de cada familia presente en la totalidad del muestreo (Tablas 7, 8 y 9, Anexo) con cada categoría perteneciente a cada uno de los rasgos (0=Ninguna 1= Poca 2=Buena 3 o >3=Mucha afinidad). También se tuvo en cuenta la abundancia de cada familia en cada punto de muestreo y estación.
- Se realizó un FCA o análisis de correspondencia difuso para cada rasgo biológico o trait analizado. Posteriormente mediante un análisis de componentes principales difuso donde se relacionaron entre sí los traits y las familias, seguido de un análisis

de componentes principales donde se ubicaron las familias y los puntos de muestreo.

- Por último se efectuó un análisis de co –inercia con el fin de relacionar los rasgos biológicos, las familias y los puntos de muestreo en conjunto y concluir la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el río Gállego.

Para realizar los análisis estadísticos se utilizó el programa R, las ANOVAS mediante el paquete R Commander (R Development Core Team, Open Source) y para el análisis multivariante los paquetes ad4 y Rcommander (R Development Core Team, Open Source).

4. Resultados

4.1 Evolución espacio – temporal de los parámetros físico - químicos

A pesar de que no ha sido posible disponer de información detallada del caudal en cada punto de muestreo, sí que se ha tenido acceso a los datos de caudales procedentes de las estaciones de aforo del SAIH dicho organismo, las cuales coinciden prácticamente con los embalses considerados en este estudio. Los datos siguieron una tendencia de un régimen de caudales regulado (Figura 22). Lanuza y Búbal alcanzaron los datos de caudales más bajos a lo largo del año, coincidiendo con estar ubicados en la zona de cabecera. Zuera es la última de las estaciones de aforo sin embargo, no es la que se caracterizó por mayores caudales de agua, sino que son la de Anzánigo y Santa Eulalia las que registraron los máximos valores. En todas las estaciones los mínimos se registraron en los meses de agosto y septiembre y los máximos en Marzo y Junio.

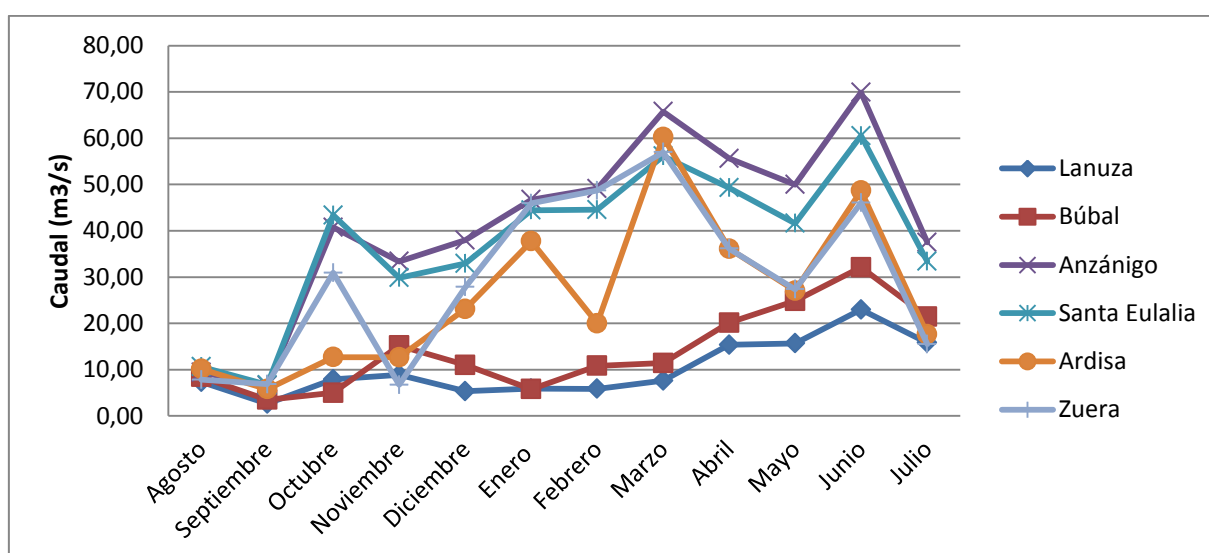


Figura 22. Evolución anual de los caudales medios en el río Gállego medidos en las estaciones de aforo de la Confederación Hidrográfica del Ebro (SAIH).

Se ha analizado la evolución espacio-temporal de los diferentes parámetros físico – químicos determinados. En general, se ha comprobado que su evolución respecto a los factores estación y punto de muestreo, sigue un comportamiento dentro de lo esperado, excepto algunos casos en los que se presentan anomalías. A continuación se muestran las gráficas de evolución de cada parámetro. Se muestran también los diagramas de caja, aunque sólo para aquellos análisis de varianza que han resultado significativos.

La temperatura en el río Gállego fue menor cuanto mayor era la altitud a la que se situaba el punto de muestreo, sin embargo estas pequeñas variaciones no llegaron a ser significativas ($F=1,146$; $gl=3$; $p=0,373$) entre los puntos de muestreo (Figura 23). Por el contrario sí que se dieron diferencias significativas entre estaciones ($F=9,505$; $gl=5$; $p=4,15 \cdot 10^{-4}$) respondiendo a un gradiente de temperaturas donde se alcanzaron los valores más bajos en invierno y los más altos en verano (Figura 24).

En invierno la temperatura en El Pueyo incrementó para luego volver a descender. Este mismo punto en verano alcanzó una temperatura menor a la del punto anterior. También en verano, la temperatura descendió en Sabiñánigo.

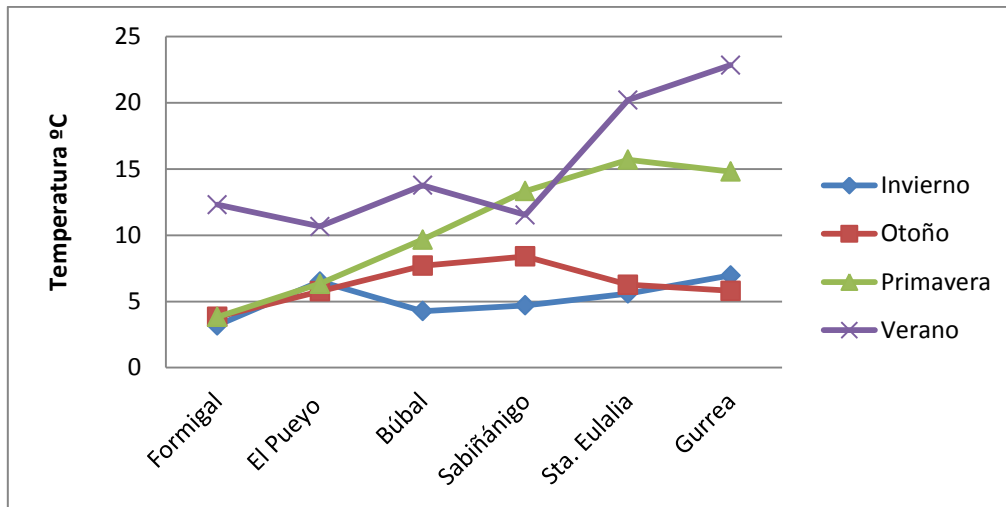


Figura 23. Evolución anual de la temperatura en los seis puntos de muestreo a lo largo del año 2013.

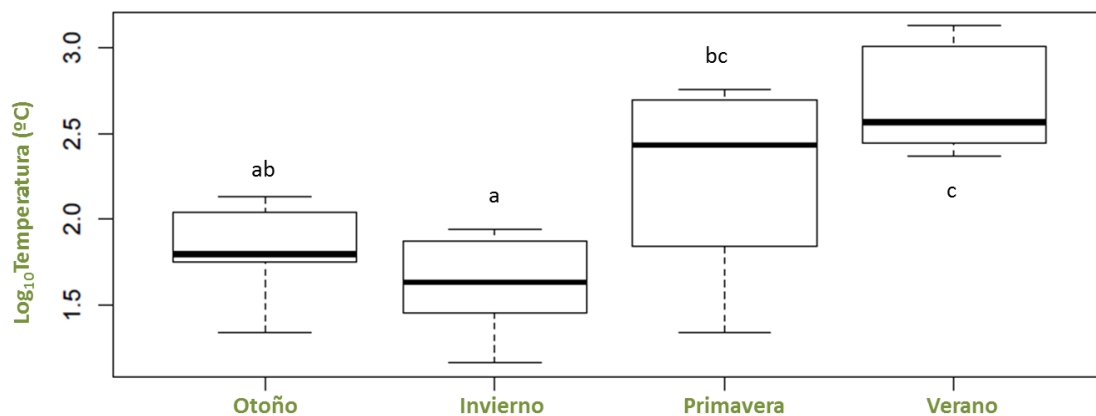


Figura 24. Diagrama de cajas de la temperatura (transformación logaritmo en base 10) para las diferentes estaciones del año. Se ha realizado un test ANOVA ($F=9,505$; $gl=3$; $p=4,15 \cdot 10^{-4}$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post-hoc Tukey).

Al no seguir una distribución normal (ni con logaritmo ni raíz cuadrada), la variable oxígeno disuelto se analizó mediante un test no paramétrico de Kruskal – Wallis. En general, conforme disminuye la temperatura aumenta la concentración de oxígeno disuelto de modo que se espera que su valor sea mayor en los tramos altos y en las estaciones más frías como otoño e invierno, alcanzando los valores más bajos en verano. No se detectaron diferencias significativas entre los puntos de muestreo ($X^2= 0,76$; $gl=5$; $p=0,9795$) (Figura 25), mientras que para las estaciones si existieron diferencias ($X^2=19,75$; $gl=3$; $p= 1,9 \cdot 10^{-4}$) (Figura 26), coincidiendo con lo observado para la temperatura. Se da un descenso repentino de este parámetro en primavera desde el punto de El Pueyo hasta Santa Eulalia.

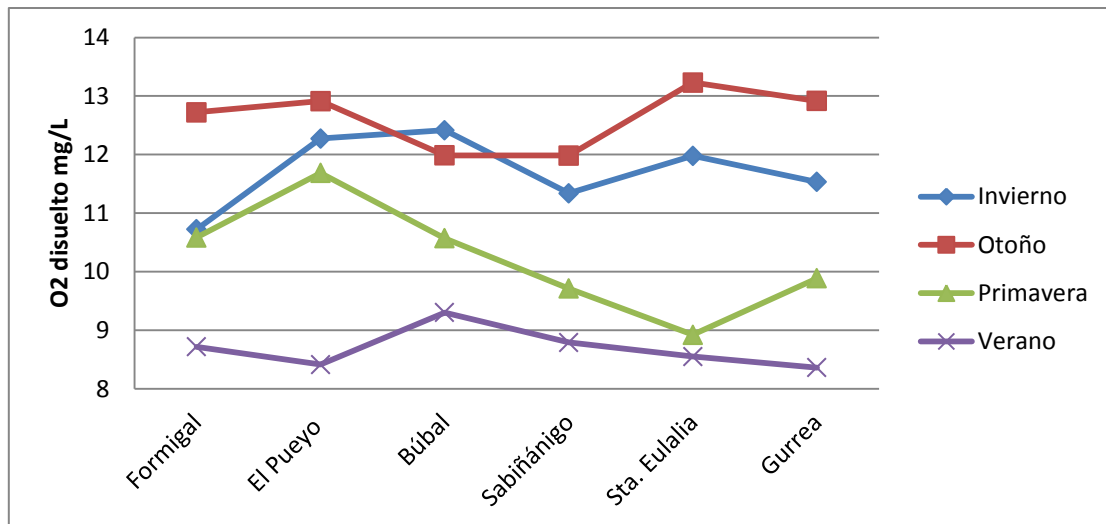


Figura 25. Evolución anual del oxígeno disuelto (mg/L) en los seis puntos de muestreo a lo largo del año 2013.

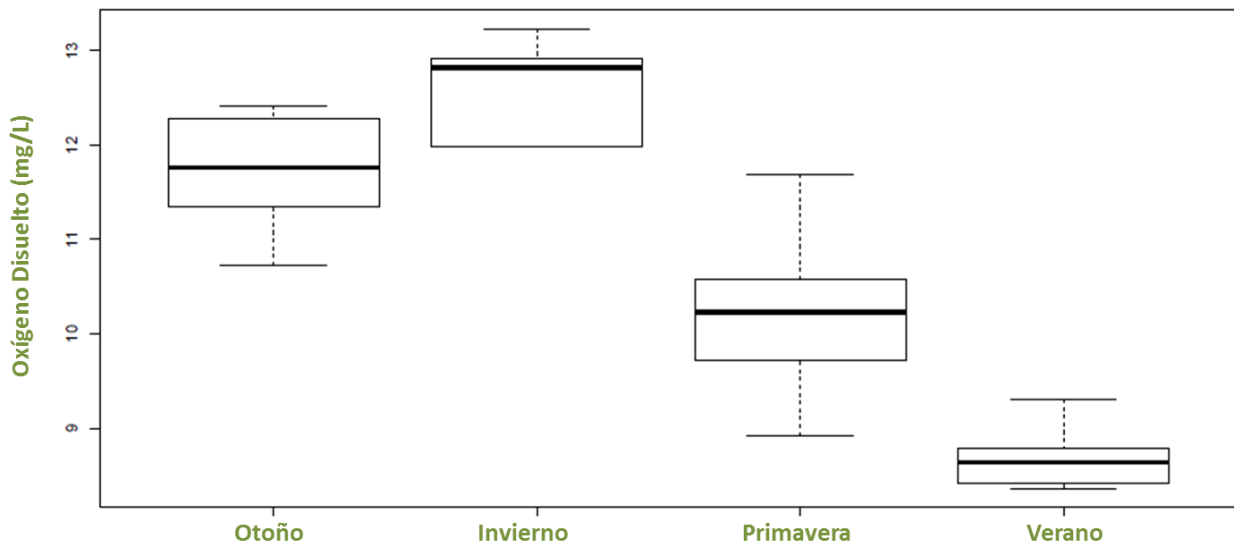


Figura 26. Diagrama de cajas del oxígeno disuelto para las diferentes estaciones del año. Se ha realizado test de Kruskal – Wallis ($X^2=19,75$; $gl=3$; $p=1,9*10^{-4}$).

La conductividad no mostró diferencias significativas entre las estaciones ($F=0,911$; $gl=3$; $p=0,453$), (Figura 27). Si lo hizo entre los puntos de muestreo ($F=17,49$; $gl=5$; $p=2,36*10^{-6}$) destacando el punto de Sabiñánigo, en el cual se observó un aumento repentino de la conductividad en todas las estaciones, que se va reduciendo progresivamente río abajo. En este sentido los tres puntos de muestreo río abajo estaban claramente diferenciados de los tres puntos río arriba, con una menor conductividad (Figura 28).

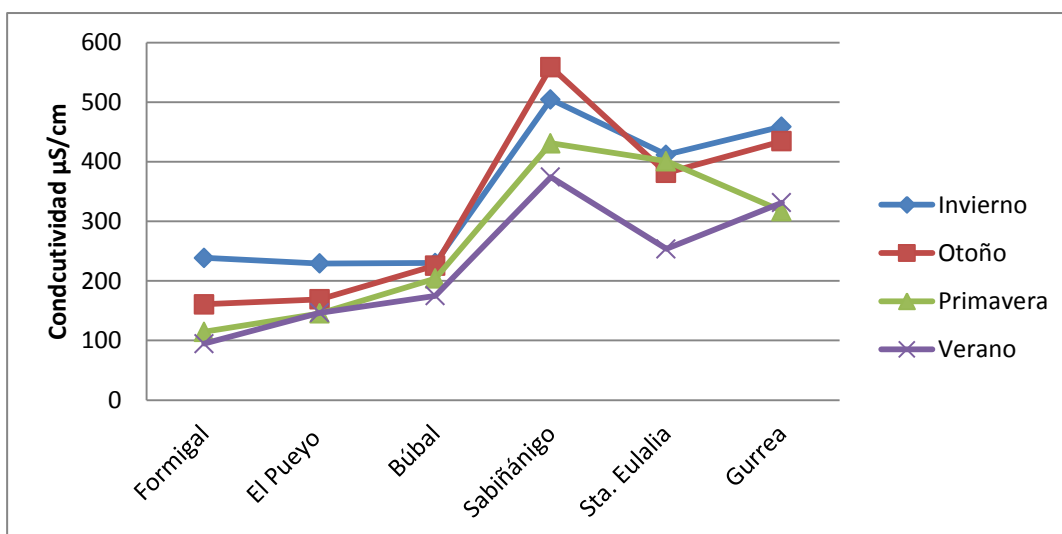


Figura 27. Evolución anual de la conductividad en los seis puntos de muestreo del Río Gállego.

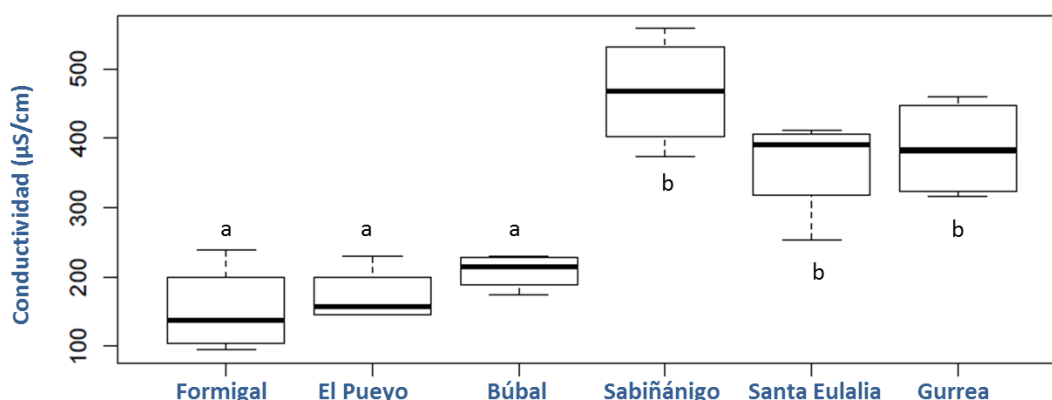


Figura 28. Diagrama de cajas de la conductividad para los diferentes puntos de muestreo. Se ha realizado un test ANOVA ($F=17,49$; $gl=3$; $p=2,36 \cdot 10^{-6}$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post-hoc Tukey).

Los datos del pH se midieron en las estaciones de invierno, primavera y verano (Figura 29). Se observa como en los últimos tres puntos de muestreo los valores permanecieron constantes en comparación con los tres primeros, donde variaban tanto entre estaciones como entre puntos de muestreo. Sin embargo, estas variaciones no resultaron significativas en ninguno de los dos casos ($F=3,041$; $gl=3$; $p=0,0779$ y $F=1,197$; $gl=5$; $p=0,367$ respectivamente). Resaltar el incremento de pH que tuvo lugar en invierno entre Formigal y El Pueyo, así como el elevado valor que alcanzó Búbal en primavera.

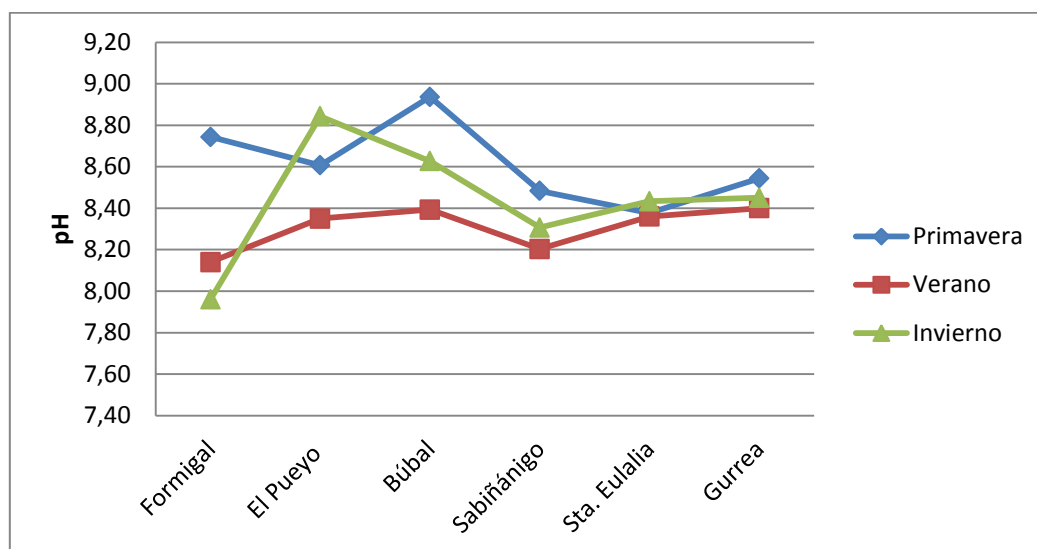


Figura 29. Evolución del pH en las estaciones de Invierno 2012 – Verano 2013 en los seis puntos de muestreo del río Gállego.

4.2 Evolución espacio – temporal del estado trófico

Los valores de concentración de clorofila bentónica se han comparado con los valores de referencia de estado trófico propuestos por Dodds *et al.*, (1998). Como puede observarse en la Figura 30, la mayoría de los valores de clorofila se sitúan en el rango característico de un río oligotrófico, por debajo de 20mg/m^2 . Sin embargo, el tramo de Búbal adquirió concentraciones de clorofila propias de un tramo mesotrófico en las estaciones de otoño y primavera, y eutrófico en invierno. Concretamente alcanza los $163,23\text{ mg/m}^2$ estando el límite mesotrofia – eutrofia en 70 mg/m^2 . También el punto de Formigal obtuvo valores propios de un sistema mesotrófico en otoño e invierno

La variable no presentó diferencias significativas entre los puntos de muestreo ni entre las estaciones (Tabla 6), a causa de la alta variabilidad del punto de Búbal, encontrándose muy cerca del límite de significancia. En la Figura 31, se muestra la evolución estacional del logaritmo de la clorofila a . Pueden observarse en invierno dos valores atípicos del conjunto de datos de la clorofila en invierno, por una parte el de Búbal (9) y por otra parte el de Sabiñánigo (10).

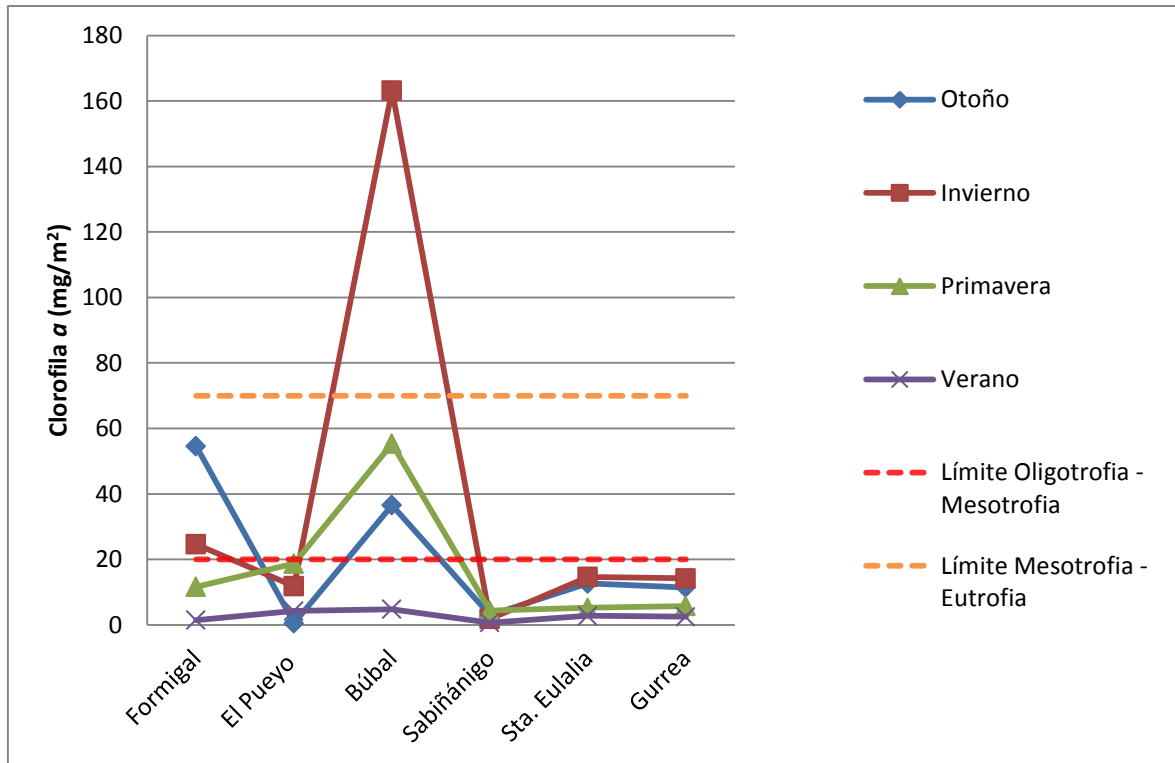


Figura 30. Representación de los valores de clorofila a (mg/m^2) en cada punto de muestreo en las distintas estaciones del año, con los límites de oligotrofia, mesotrofia y eutrofia establecidos por Dodds *et al.*, (1998).

Clorofila	F	P	gl	n
Estación	2,7121	0,0716	5	4
Punto de Muestreo	2,458	0,0727	3	6

Tabla 6. Valores del estadístico (F), p- value, grados de libertad (gl) y n para la variable de concentración de clorofila respecto a los factores estación y punto de muestreo del río Gállego, obtenidos del test ANOVA.

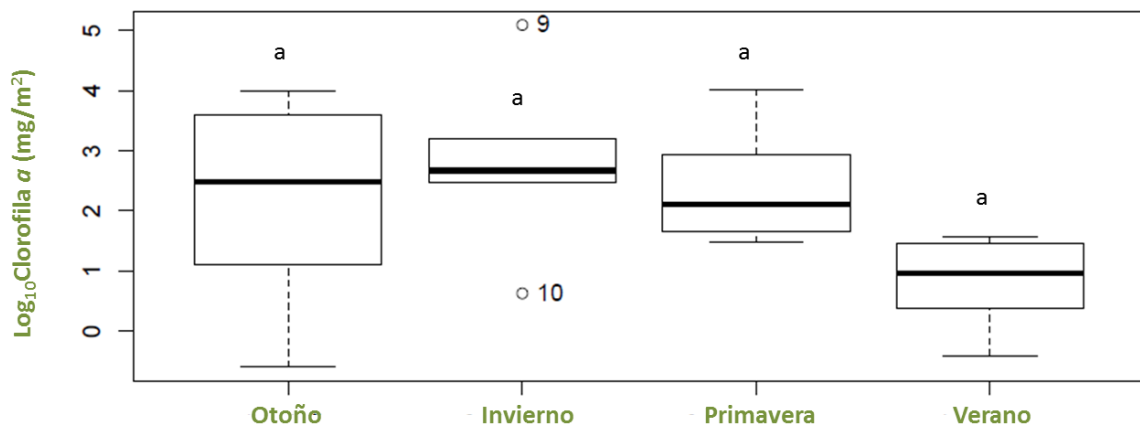


Figura 31. Diagrama de cajas de la conductividad para las diferentes estaciones del año. Se ha realizado un test ANOVA ($F=2,721$; $gl=3$; $p=0,0716$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey). Valores atípicos (caso 9)=Búbal; (caso 10)=Sabiñánigo.

4.3 Estado ecológico del río Gállego: Diversidad taxonómica, IBMWP y riqueza

4.3.1. Evolución espacio – temporal de los índices de calidad y diversidad.

Los datos referentes a las familias presentes en cada punto, sus abundancias y valores de índice IBMWP se muestran en Tablas 2 y 3, Anexo y los valores de los índices biológicos Tablas 4, 5 y 6, Anexo. El índice IBMWP de calidad ecológica mostró una distribución sin grandes variaciones ($F=0,183$; $gl=3$; $p=0,907$) en lo que a estaciones del año se refiere (Figura 32). Las medianas comprendieron valores entre 60 y 100 al tratar los datos de todos los puntos en conjunto, lo que implica una calidad de agua buena (CHE, 2009). No es así tratándose de los puntos de muestreo (Figura 33), donde las diferencias fueron claras y significativas entre ellos ($F=42,69$; $gl=5$; $p = 2,3 \cdot 10^{-9}$). Destaca Búbal por su muy buena calidad, seguida por los puntos de Santa Eulalia y Formigal. En Gurrea de Gállego se obtuvo un agua con buena calidad, mientras que en Sabiñánigo empeoró siendo aceptable únicamente. Se observó un descenso importante en el índice en el punto de El Pueyo que se mantuvo constante en todas las estaciones y permitió clasificarlo como un tramo con calidad de aguas deficiente.

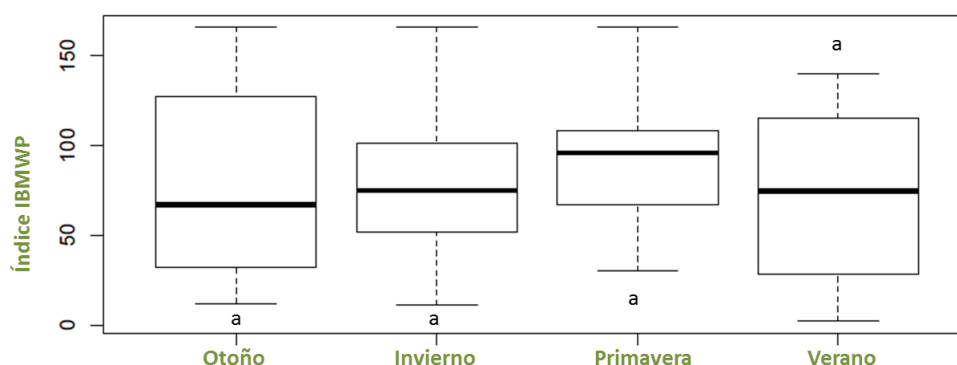


Figura 32. Diagrama de cajas de la índice IBMWP para las diferentes estaciones del año. Se ha realizado un test ANOVA ($F=0,183$; $gl=3$; $p=0,907$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey).

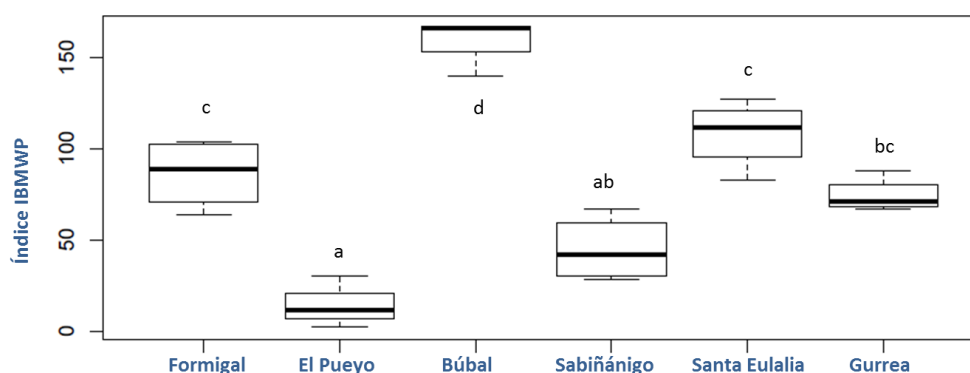


Figura 33. Diagrama de cajas del índice IBMWP respecto a los diferentes puntos de muestreo del río Gállego ($F=42,69$; $gl=5$; $p = 2,3 \cdot 10^{-9}$) realizado mediante test ANOVA. Las letras representan la comparación de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey), situándose en los extremos El Pueyo (a) y Búbal (d).

La riqueza taxonómica siguió una distribución similar a la del índice IBMWP tanto a lo largo de las estaciones ($F=0,338$; $gl=3$; $p=0,798$) como atendiendo al punto de muestreo ($F=28,66$; $gl=5$; $p=5,65 \cdot 10^{-8}$). Respecto a la estación se observó el valor máximo (caso 15 Figura 34b) de Búbal en primavera (Figura 34, a), al situarse muy por encima del resto de los valores del conjunto de datos de dicha estación. En la Figura 34b, Búbal sobresale marcando los valores máximos de riqueza taxonómica, seguido de Santa Eulalia. Formigal y Gurrea se sitúan en posiciones intermedias mientras que Sabiñánigo y El Pueyo, al igual que sucedía con el IBMWP, obtuvieron los valores más bajos.

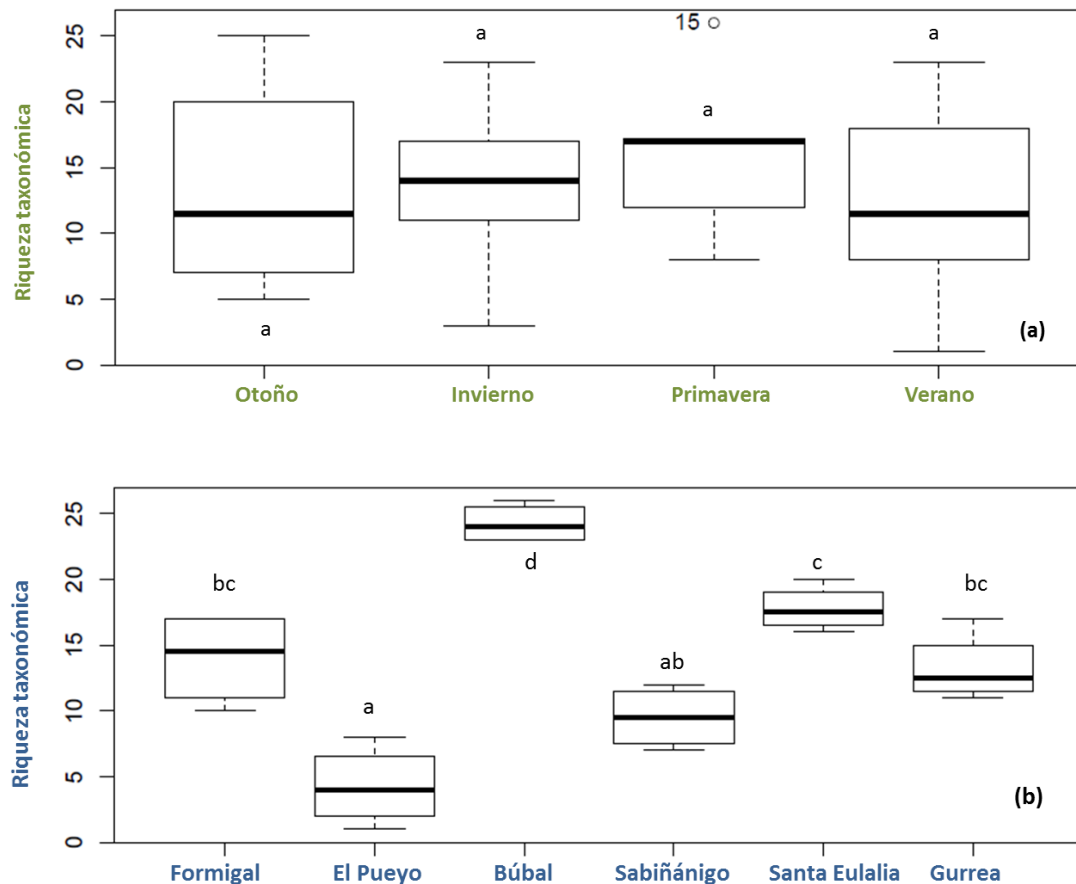


Figura 34. (a) Diagrama de cajas de la riqueza para las diferentes estaciones del año. Se ha realizado un test ANOVA ($F=0,338$; $gl=3$; $p=0,798$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey). Valor atípico (caso 15)= Búbal **(b)** Diagrama de cajas de la riqueza para los diferentes puntos de muestreo. Se ha realizado un test ANOVA ($F=28,66$; $gl=5$; $p=5,65 \cdot 10^{-8}$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey).

La diversidad (Figura 35) alcanzó los mínimos y máximos valores en verano. En este caso tampoco se observaron diferencias significativas ($F=0,551$; $gl=3$; $p=0,653$) entre las estaciones del año, a causa de la amplia variabilidad entre los puntos de muestreo ($F=7,751$; $gl=5$; $p=4,84 \cdot 10^{-4}$). Cabe destacar el valor extremo (caso 20, Figura 35) perteneciente al Pueyo en la estación de verano, donde sólo se encontró un individuo de la familia *Chironomidae*.

Por puntos de muestreo (Figura 36), se sitúan en los extremos Santa Eulalia y El Pueyo, con máxima y mínima diversidad respectivamente. Búbal que obtenía un índice IBMWP mayor que Santa Eulalia está ahora por debajo. Sabiñánigo y Gurrea se mantienen en situaciones intermedias, así como Formigal pese a que en invierno, disminuye la diversidad notablemente.

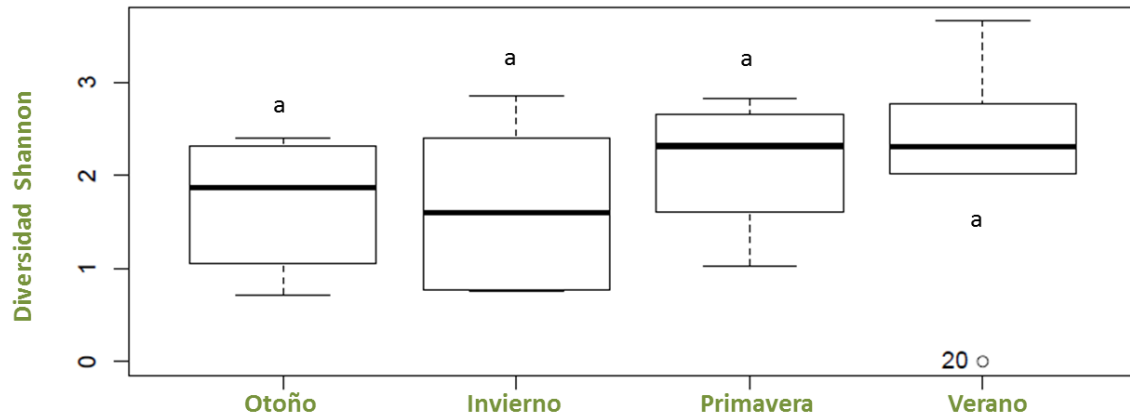


Figura 35. Diagrama de cajas de la diversidad para las diferentes estaciones del año. Se ha realizado un test ANOVA ($F=0,551$; $gl=3$; $p=0,653$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey).

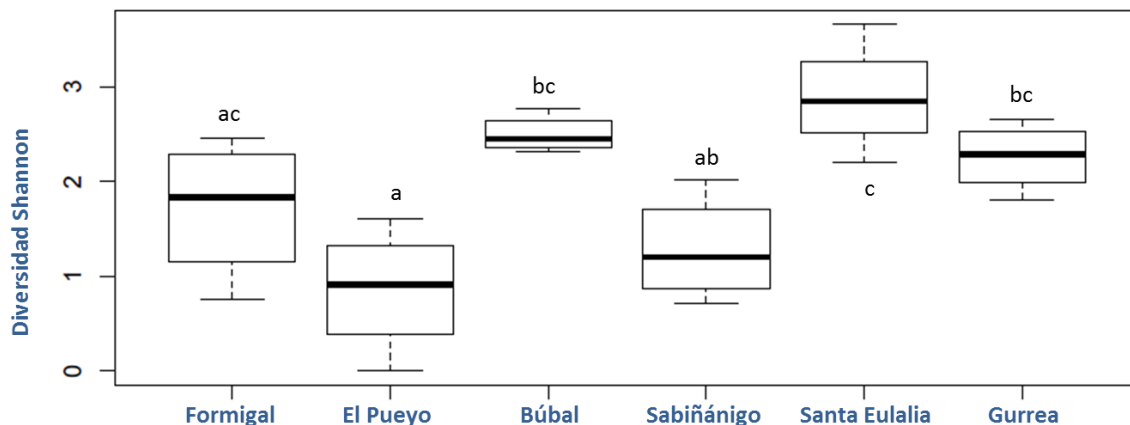


Figura 36. Diagrama de cajas de la diversidad para los diferentes puntos de muestreo. Se ha realizado un test ANOVA ($F=7,751$; $gl=5$; $p=4,84 \cdot 10^{-4}$). Las letras representan las comparaciones de medias dos a dos (Test post – hoc Tukey).

4.3.2 Índice IBMWP relativo en función a los ecotipos

El índice IBMWP marca la calidad del agua a nivel de la Cuenca del Ebro. Es necesario tener en cuenta que a lo largo del río se suceden ambientes y ecosistemas con características muy diferentes que afectarán directamente al valor del índice. Surge así una adaptación del IBMWP a los diferentes ecotipos de la cuenca del Gállego descritos anteriormente. Relacionando el valor IBMWP obtenido para cada punto de muestreo con el valor máximo de la categoría que le correspondería según el ecotipo que caracteriza al tramo donde se ubica, se obtienen el IBMWP relativo (Figura 37).

Existen claras diferencias entre los puntos de muestreo, destacando los dos primeros pertenecientes al ecotipo de alta montaña que en ningún momento alcanzan el 100% de para su categoría. En el caso concreto del El Pueyo no se alcanza (menos en primavera) ni tan siquiera el 50%, descendiendo hasta un 5% en Verano. Sabiñánigo dentro del ecotipo de montaña húmeda, comprende valores de entorno al 50% mientras que en el otro extremo destacan por su alto índice de calidad relativo los puntos que se encuentran en el tramo bajo, Santa Eulalia, seguido de Búbal y Gurrea; que superan en todas las estaciones del año el 100% de calidad de su categoría.

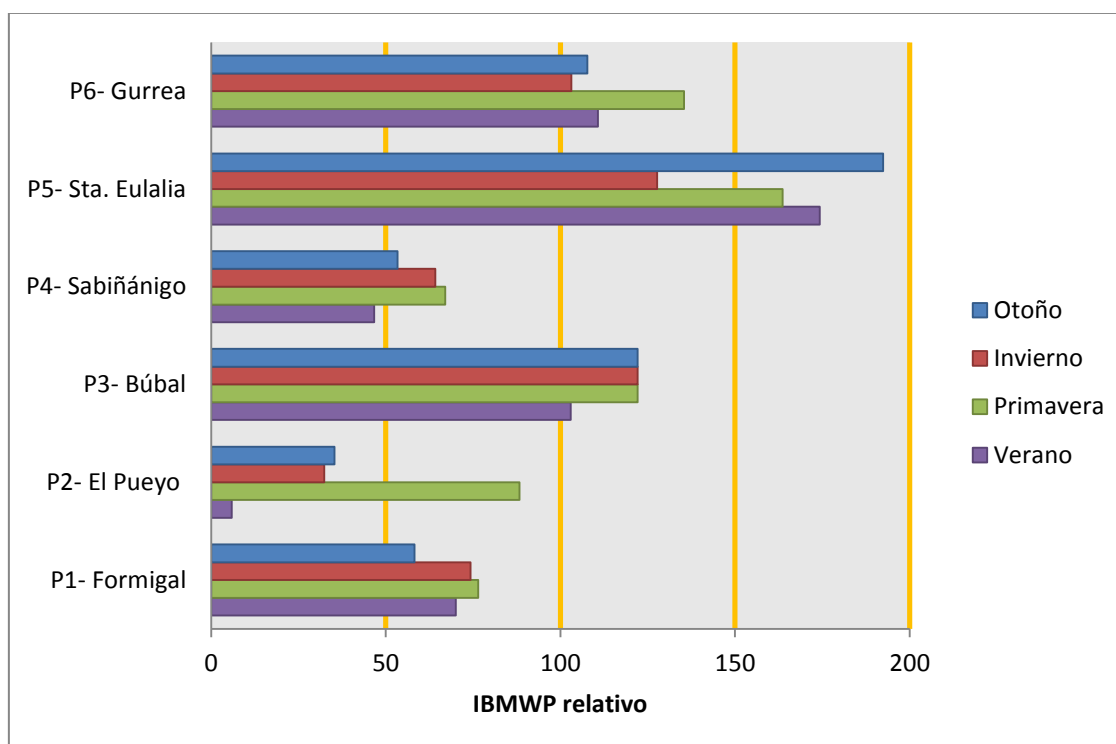


Figura 37: IBMWP relativo por punto de muestreo según el ecotipo del tramo del Río Gállego donde se ubican.

4.4 Relación entre índices biológicos.

Se ha realizado un análisis de regresión lineal de Pearson entre los índices: IBMWP, riqueza taxonómica, diversidad de Shannon y la variable Clorofila a (nivel trófico). Dado que la clorofila no sigue una distribución normal, se consideró para este test su logaritmo y el de la variable a relacionar. Entre el logaritmo de la clorofila y el de la diversidad de Shannon y la riqueza taxonómica no se observaron correlaciones significativas (Tabla 7).

Al contrario sucede entre el IBMWP y la riqueza taxonómica (Figura 38), dándose una correlación altamente significativa con una $R^2=0,9674$ ($F=652,6$; $gl=1$ y 22 ; $p=2,2*10^{-6}$). Con $R^2=0,4816$ ($F=20,44$; $gl=1$ y 22 ; $p=1,69*10^{-4}$) se relacionan la diversidad y la riqueza siendo $R^2=0,4359$ ($F= 17$; $gl= 1$ y 22 ; $p= 4,471*10^{-4}$) el valor para el IBMWP y la Diversidad.

Por último el logaritmo de la clorofila y el logaritmo del IBMWP obtienen un $R^2=0,1724$ ($F=4,582$; $gl= 1$ y 22 ; $p=0,04364$).

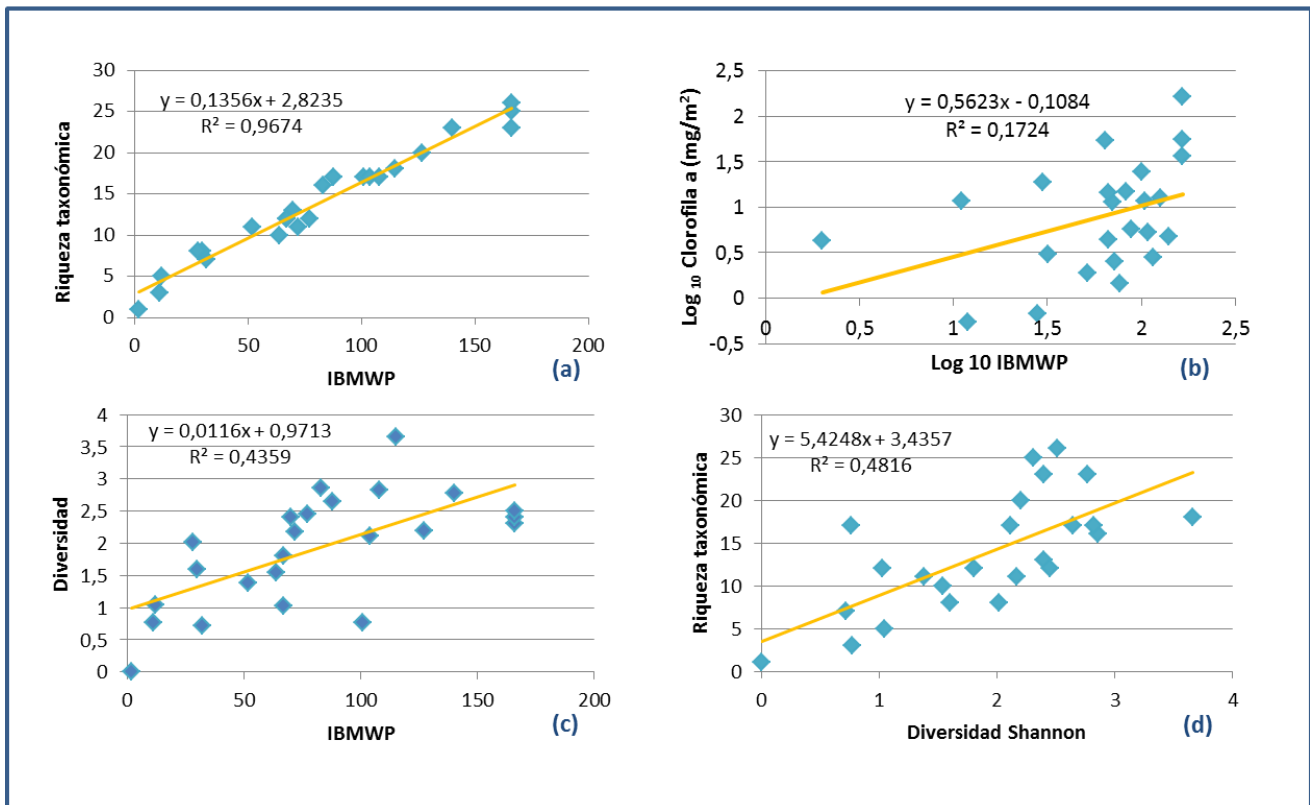


Figura 38. (a) Modelo de regresión lineal de Pearson ($F= 652,6$; $gl= 1$ y 22 ; $p= <2,2 \cdot 10^{-16}$) entre la riqueza taxonómica y el índice IBMWP (c) Modelo de regresión lineal de Pearson ($F= 17$; $gl= 1$ y 22 ; $p= 4,471 \cdot 10^{-4}$) entre la diversidad de Shannon y el índice IBMWP. (d) Modelo de regresión lineal de Pearson ($F=20,44$; $gl=1$ y 22 ; $p=1,69 \cdot 10^{-4}$) entre la riqueza taxonómica y la diversidad de Shannon.

Variables	R^2	Recta de regresión	p	F	gl
Log Diversidad - Log Chla	0,01145	$y = 4,8287x + 10,197$	0,627	0,317	1 y 22
Log Riqueza - Log Chla	0,1406	$y = 2,1787x - 10,685$	0,07102	3,599	1 y 22

Tabla 7. Valores del coeficiente de regresión (R), recta, p – value, estadístico (F) y grados de libertad (gl) para los distintos índices de calidad de diversidad de Shannon, riqueza taxonómica y la variable clorofila, obtenidos de un análisis de correlación lineal de Pearson.

4.5 Estructura de la comunidad de macroinvertebrados en el río Gállego

Mediante un análisis de correspondencia fuzzy o difuso (FCA) se realizó un estudio de la estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados teniendo en cuenta cuatro de sus rasgos biológicos más relevantes para este estudio: estrategia trófica, tolerancia a la contaminación, microhábitat y grado de eutrofia (Tablas 7, 8 y 9 Anexo). A continuación se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) para relacionar las abundancias de los individuos de las diferentes familias con los puntos de muestreo y las estaciones del año. Para terminar se realizó un análisis co – inercia, con una representación de familias y muestras en los ejes generados por el FCA. Así se pudo interpretar en conjunto la composición taxonómica y de rasgos biológicos en las muestras del río Gállego.

Para comenzar se realizó un FCA (Figura 39) obtenido a partir de la clasificación de rasgos biológicos de cada una de las familias encontradas en este estudio. Los dos primeros ejes del análisis representan un 49,241% de la varianza.

El primer eje (35,306%) muestra un gradiente que va desde tolerancia de los organismos a la eutrofia (valores negativos) al requerimiento de oligotrofia (en valores positivos). Las familias del orden *Plecoptera* y algunos *Trichoptera* se sitúan en rangos oligotróficos mientras que órdenes como *Coleoptera*, *Oligochaeta*, *Basommatophora* y algunos *Ephemeroptera* son más afines a la eutrofia.

Este eje también representa la tolerancia de los organismos a la contaminación (x1, x2) en valores positivos del eje y x4 y x5 en valores negativos. Las familias más representativas del requerimiento de oligotrofia y aguas poco contaminadas son *Perlidae* y *Rhyacophilidae*. En el extremo de aguas eutróficas y tolerantes a la contaminación están los *Oligochaeta*.

En el segundo eje con un 13,935% de la varianza se observa un gradiente de la estrategia trófica y el microhábitat. En cuanto a la estrategia trófica, se distinguen claramente los predadores con valores positivos, situándose próximos a valores máximos las familias *Aeshnidae*, *Calopterygidae* y *Gomphidae* (*Odonata*) la familia *Empididae* (*Diptera*) o *Polycentropodidae* (*Trichoptera*). Siguiendo el eje positivo con valores más cercanos al cruce de los ejes aparecen los filtradores como algunos *Ephemeroptera*: *Heptageniidae*, *Polymitarcidae*, *Oligoneuriidae* y perforadores. Con valores negativos, la estrategia de los macroinvertebrados que se alimentan de sedimentos finos, *Leptophlebiidae* (*Ephemeroptera*), *Leptoceridae* (*Trichoptera*) o *Physchomyidae* (*Diptera*) entre otros. En el extremo negativo el eje se agrupan los rascadores y trituradores. Claro ejemplo de trituradores el orden con las familias: *Perlidae*, *Nemouridae*, *Leuctridae* y *Chloroperlidae*.

Las categorías del microhábitat se sitúan en valores más cercanos al eje, formando dos grupos. En el extremo de valores positivos están las ramas, arenas, limo y lecho y de valores negativos gravas, micrófitos, macrófitos y sedimentos.

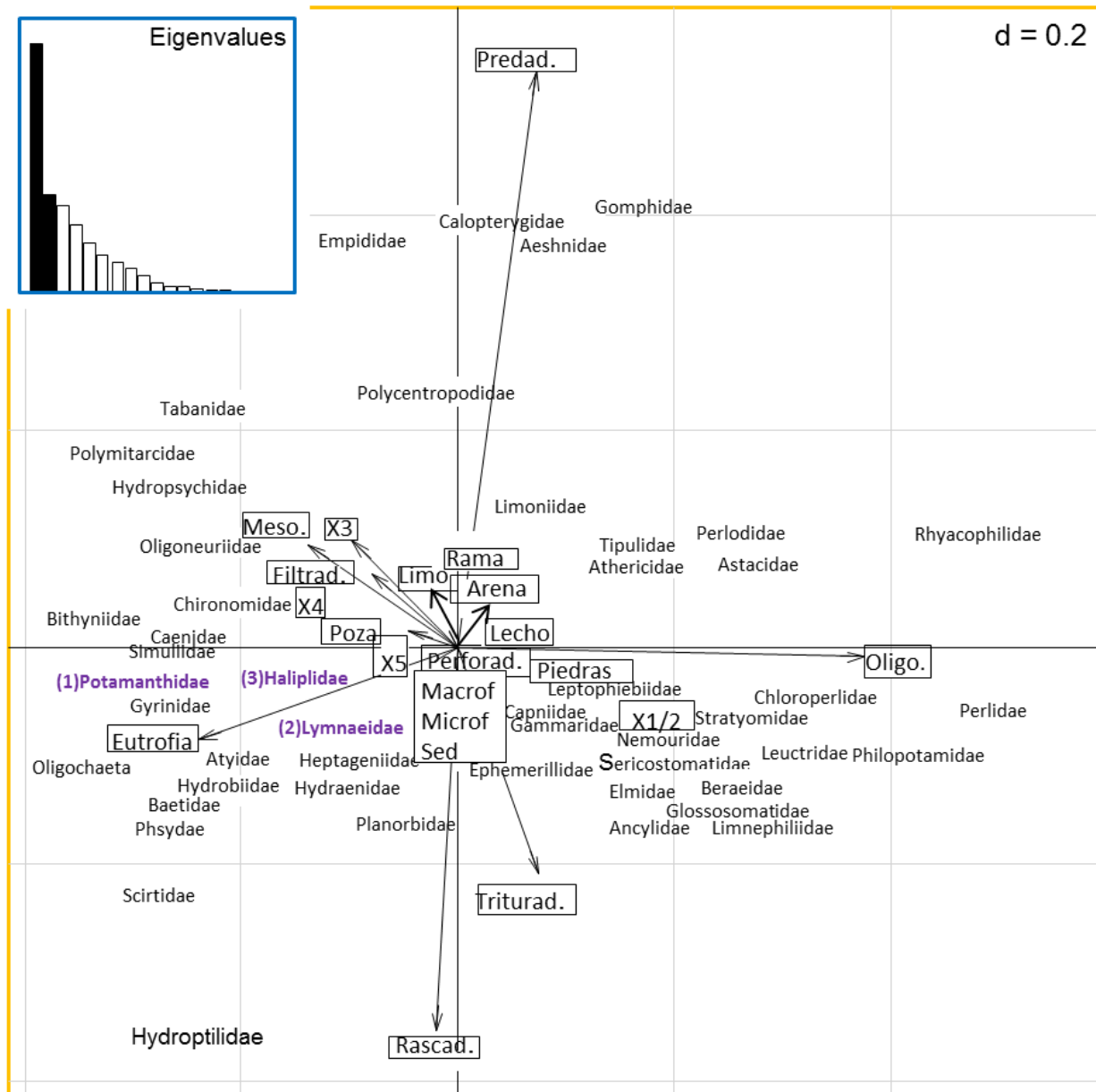


Figura 39. Análisis de correspondencia Fuzzy o difuso (FCA) teniendo en cuenta las familias encontradas durante el estudio y los rasgos biológicos considerados (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, alimentación y microhábitat). Se ha modificado la gráfica para la facilidad de la lectura, los números indican superposición de familias. No se ha utilizado la cursiva en las familias por motivos técnicos. (1= *Hydrophilidae*, *Psychodidae*, *Psychomyidae*; 2= *Ceratopogonidae*, *Leptoceridae*, 3= *Ephemeridae*, *Rhagionidae*). Valores propios (Eje 1=0,0534; Eje 2=0,02108).

Posteriormente se realizó un análisis de componentes principales (PCA) (Figura 40) para determinar la distribución de las familias en los puntos de muestreo durante las distintas estaciones del año. Los dos primeros ejes del análisis explican un 62,753% de la varianza. En el primer eje (43,166%) se observa una distribución de las familias según su abundancia en los puntos de muestreo, situándose en el extremo negativo la familia *Chironomidae*, seguida de *Elmidae*, *Heptageniidae*, *Baetidae*, *Gammaridae*, *Hydropsychidae*, *Simuliidae* y *Oligochaeta*. Al contar con altas abundancias de la mayoría de estas familias, Formigal en verano es el punto de muestreo que se sitúa más cercano a dicho extremo de este eje. Las familias con menor número de individuos se sitúan en el extremo positivo del eje, junto

con los puntos de muestreo de Sabiñánigo en Primavera y El Pueyo en Otoño. Éstos poseen las abundancias más bajas siendo *Oligochaeta* la familia más representativa en ambos.

En el segundo eje (19,637%) se distribuyen los distintos puntos de muestreo en las estaciones. En los valores positivos en un extremo los dos primeros puntos en casi todas las estaciones y el punto de Búbal en Invierno, siendo la familia más representativa de estos puntos *Chironomidae*. Seguidamente aparecen Sabiñánigo en primavera y El Pueyo en Otoño con un predominio de *Oligochaeta*. La primera parte de los valores negativos representa a los puntos de Gurrea (exceptuando Otoño) seguido de Santa Eulalia con el predominio de *Simuliidae*, *Hydropsychidae*, *Gammaridae* en el primer caso y *Baetidae* y *Heptageniidae* en el segundo. En el extremo negativo se observan los puntos de muestreo de Búbal y Sabiñánigo con un predominio de la familia *Elmidae*.

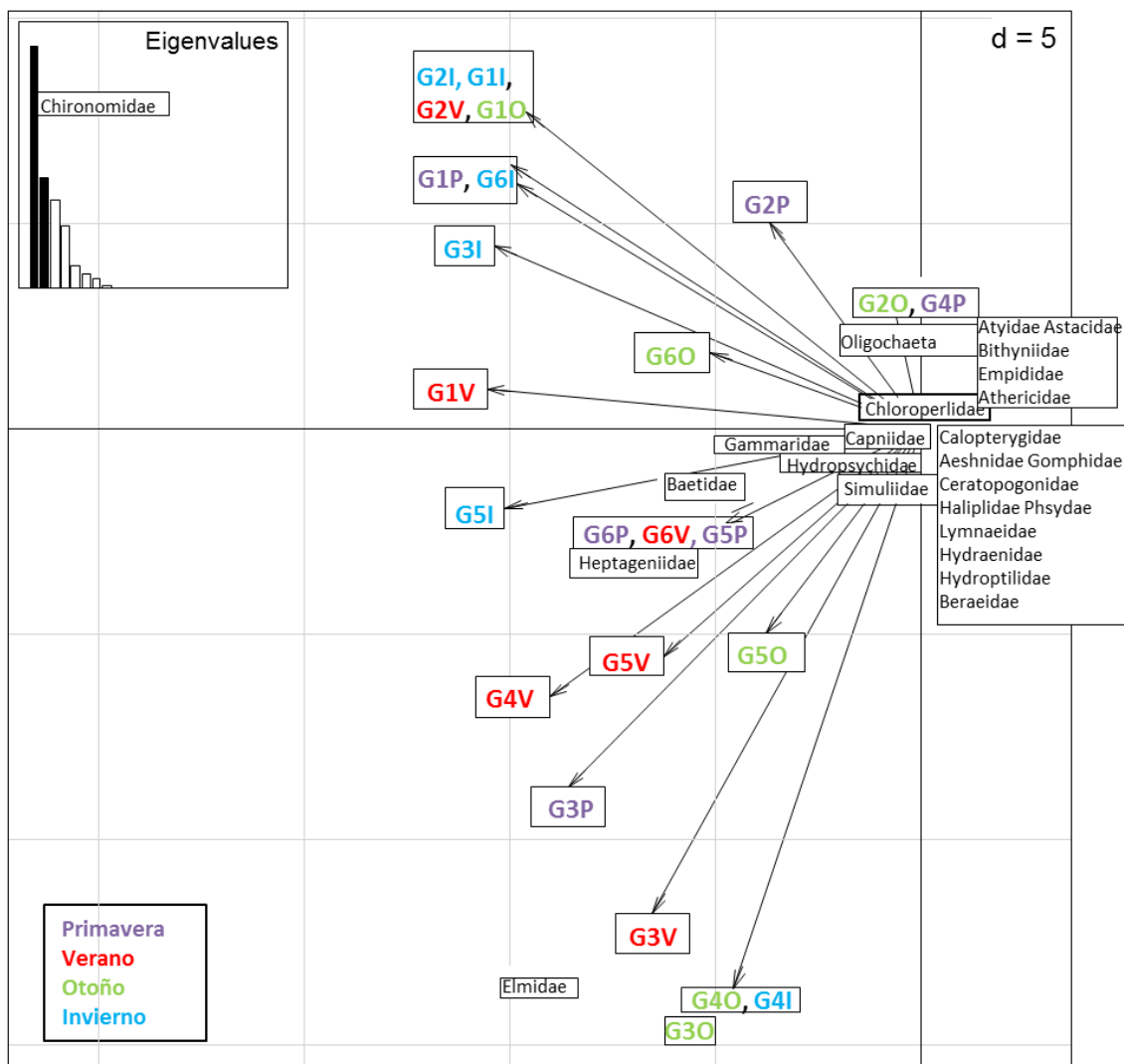


Figura 40. Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias en relación a los puntos de muestreo y estaciones del año. Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura, las familias que se encuentran dentro de un mismo cuadro estaban superpuestas. No se ha utilizado la cursiva en las familias por motivos técnicos. Valores propios (Eje 1=10,348; Eje 2=4,713).

Por último se llevó a cabo un análisis co – inercia en la Figura 41, donde se representan en conjunto las familias presentes y su distribución en los puntos de muestreo y estaciones. Sobre los ejes del FCA, para análisis de los rasgos biológicos. La varianzas explicada por los dos primeros ejes fue del 34,358%.

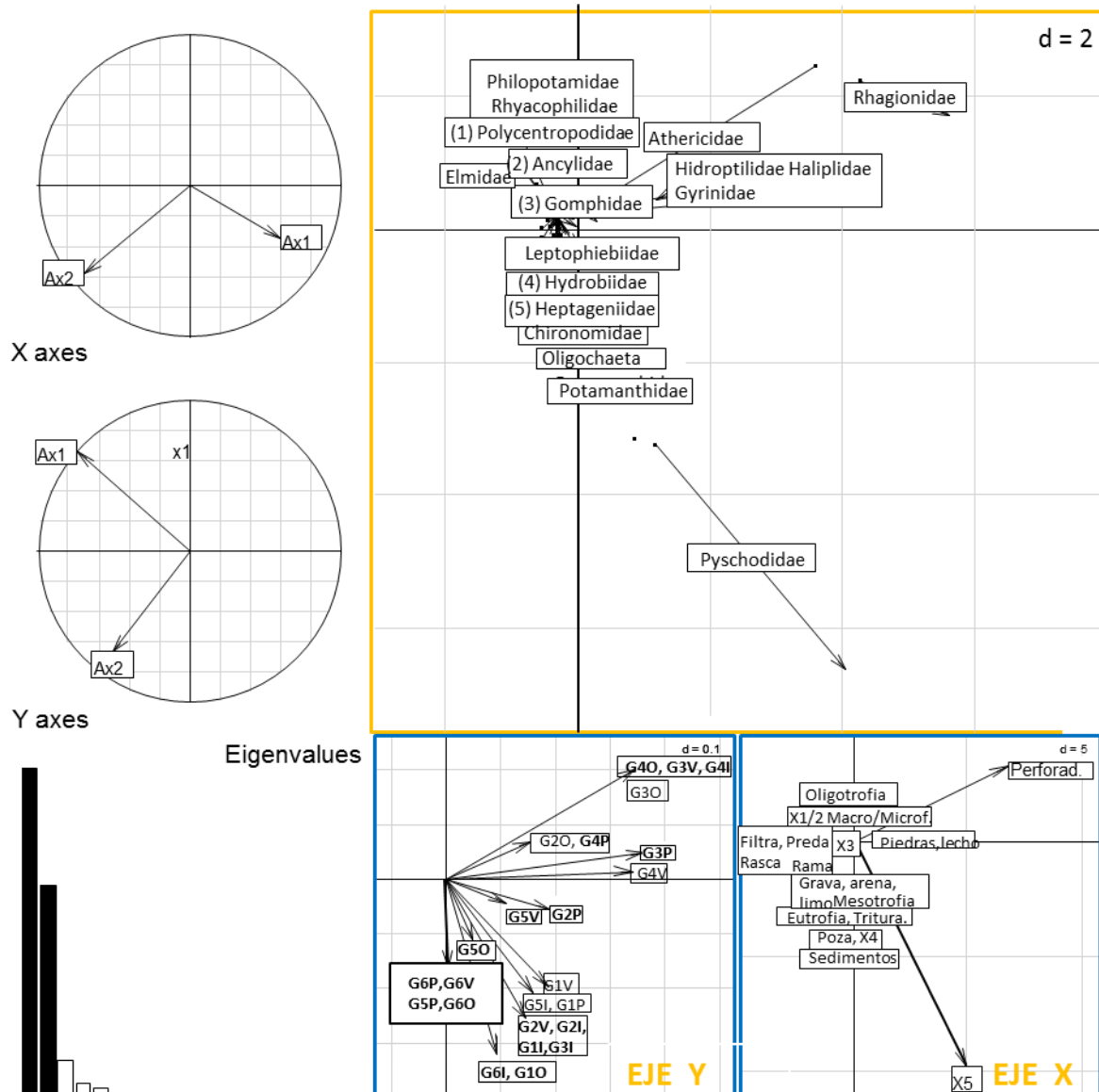


Figura 41. Análisis co – inercia que muestra la estructura de la distribución de las familias de macroinvertebrados y sus rasgos biológicos (tolerancia a la contaminación, grado de eutrofia, estrategia trófica y microhábitat) en el río Gállego. Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura de modo que en los EJE Y (PCA) y EJE X (FCA) las puntos de muestreo y rasgos biológicos que se encuentran dentro del mismo recuadro se encontraban superpuestos. En la gráfica donde se representan las familias los números corresponden a las familias que se encontraban superpuestas. No se ha utilizado la cursiva en las familias por motivos técnicos. (1= *Chloroperlidae* *Glossosomatidae*, *Hydropsychidae*, *Limnephilidae*, *Perlidae* y *Perlodidae* y; 2= *Beraeidae*, *Empididae*; 3= *Astacidae*, *Atyidae*, *Bithyniidae*, *Capniidae*, *Ephemeridae*, *Ephemerillidae*, *Gammaridae*, *Leptoceridae*, *Limoniidae* *Lymnaeidae*, *Nemouridae*, *Oligoneuriidae*, *Phsychomyidae*, *Physidae*, *Planorbidae*, *Sericostomatidae*, *Stratiomyidae* y *Tipulidae*; 4= *Baetidae*; 5= *Caenidae*, *Hydraenidae*, *Hydrophilidae*) Valores propios (Eje 1=0,2064; Eje2=0,2005).

En el eje 1 (17,411% de varianza) positivo destacan en el extremo las familias *Raghionidae*, con estrategia perforadora y los puntos de muestreo de Santa Eulalia en otoño y verano y Sabiñánigo en Invierno. También se encuentran coleópteros como *Gyrinidae*, *Hydroptilidae* e *Haliplidae*. Los valores negativos de este eje vienen marcados por predadores como *Rhyacophilidae*, raspadores como *Elmidae* y filtradores como *Hydropsychidae*.

En el eje 2 (16,947% de varianza) positivo marcado por el requerimiento de oligotrofia y la poca tolerancia a la contaminación, abundan micrófitos y macrófitos encontramos a los puntos de Búbal en otoño y verano y Sabiñánigo en otoño e invierno. De acuerdo con los rasgos descritos, individuos de la orden *Trichoptera* y *Plecoptera* son abundantes en estas muestras. En el segundo eje se observa una clara diferencia entre los puntos de muestreo, las familias y sus rasgos. En el extremo negativo los puntos de Formigal, El Pueyo y el punto de Búbal en invierno, vienen marcados por un ambiente eutrófico, donde la estrategia trófica detritívora y la preferencia por los sedimentos son predominantes y con alta tolerancia a la contaminación. Las familias características de estos puntos son *Oligochaeta*, *Potamanthidae*, *Heptageniidae* y *Chironomidae*, entre otras. Los puntos de Gurrea y Santa Eulalia comparten la eutrofia – mesotrofia de estos puntos además estar dominados por la estrategia trófica de trituradores, el microhábitat es de gravas, arenas y limos y las familias predominantes *Leptophlebiidae*, *Caenidae*, *Hydraenidae*, *Baetidae* e *Hydrophilidae*.

5. Discusión

5.1 Diagnóstico del estado ecológico del río Gállego

En este apartado se muestra un análisis de los diferentes parámetros e índices bióticos estudiados, relacionándolos con las anomalías y los diferentes impactos antrópicos observados en la cuenca del río Gállego, prestando especial atención al encadenamiento de embalses sobre el estado ecológico.

5.1.1 Parámetros físico – químicos

El río Gállego desde Agosto del 2012 al 2013 presenta un claro régimen de caudales de río regulado. Se puede observar especialmente en la evolución anual de Ardisa, pues funciona como un azud de derivación para desviar las aguas del Gállego hacia los Riegos del Alto Aragón (García & Moreno, 2000). Pese a ello, los embalses de Lanuza, Búbal y La Peña presentan una capacidad reguladora moderada (García & Moreno, 2003).

Respecto a la temperatura, en El Pueyo en invierno ésta aumenta para luego descender en Búbal, lo que podría deberse al entorno de dichos puntos de muestreo. El Pueyo está rodeado de pastos, lo que genera que la luz incida directamente aumentando así la temperatura del agua (Sponseller *et al.*, 2001). Búbal se encuentra rodeado de vegetación y en un congosto donde en invierno son pocas las horas de luz que recibe. No hay que obviar el posible efecto en este parámetro de la tubería que vierte a poca distancia del punto de El Pueyo. El descenso de temperatura en verano en Sabiñánigo, coincidiendo con un color del agua marrón – grisáceo y un olor característico, puede deberse al bypass de la depuradora situada aguas arriba, a algún vertido no registrado o al desembalse de aguas del fondo del embalse de Sabiñánigo, ya que en verano el agua del fondo de la presa está a menor temperatura generando un impacto en los hábitats existentes aguas abajo (Elosegui & Sabater, 2009).

La Conductividad de un río viene marcada por diversos factores. A lo largo de su curso el cauce va recorriendo diferentes materiales geológicos que le aportarán distintas sales en función a su composición. Así mismo, recogerá sales procedentes de fuentes y también de vertidos urbanos, industriales, etc. Otro foco que puede aumentar la conductividad del agua es la agricultura, mediante infiltración y lixiviado de fertilizantes y abonos. En el presente estudio, la conductividad no varía significativamente a lo largo del año, sin embargo, sí se produce un incremento de la conductividad en Sabiñánigo respecto a los demás puntos de muestreo, que puede deberse a la influencia directa tanto de la población y sus industrias como de la depuradora situada aguas arriba.

Directamente relacionado con la temperatura, la altitud, los procesos de producción primaria, la descomposición de la materia orgánica y la densidad de vegetación acuática se encuentra el oxígeno disuelto en agua (mg/L) (Ortiz, 2002). Se ha observado que este parámetro experimenta un notable descenso en primavera desde El Pueyo hasta Santa Eulalia coincidiendo con pH alto respecto al resto del año.

El oxígeno disuelto disminuye al darse un exceso de materia orgánica que puede estar ligada principalmente a vertidos procedentes de núcleos urbanos, aguas procedentes de actividades ganaderas o industriales sin el tratamiento de depuración adecuada (Alonso & Camargo, 2005) o bien a la acumulación de biomasa en los embalses situados aguas arriba. A su vez, el pH de un río refleja el tipo de sustrato geológico y la actividad biológica, aumentando cuando las tasas fotosintéticas y la producción primaria son altas y disminuyendo en condiciones de intensa descomposición (Elosegui & Sabater, 2009). Ambos parámetros en conjunto parecen indicar que en estos puntos de muestreo (entre El Pueyo y Santa Eulalia) durante la primavera, estación de notable afluencia de población en la cabecera del Gállego debido a la estación de esquí de Formigal y el turismo rural, se da un incremento de la eutrofización que repercute aguas abajo.

5.1.2 Estado trófico

Los valores de clorofila *a* en el perifiton registrados a lo largo del año permiten clasificar el río Gállego entre oligotrófico y mesotrófico. La altitud, la temperatura, la velocidad del flujo, la vegetación riparia, el sustrato y la luz son algunos de los factores más importantes que influyen en este parámetro (Young *et al.*, 2008). Sin embargo son la materia orgánica y los nutrientes los que estimulan en mayor grado el crecimiento y desarrollo del perifiton (Lohman *et al.*, 1992; Welch *et al.*, 1992; Van Niewenhuyse & Jones, 1996; Dodds *et al.*, 1997; Dodds *et al.*, 1998). Según las condiciones de luz y temperatura, la primavera es la época más propicia para el desarrollo del perifiton (Riaño *et al.*, 1993) hecho que no se puede observar en el río Gállego, ya que en invierno los valores son más altos respecto a las demás estaciones.

Puede asociarse por la alta concentración de clorofila detectada, el punto de Búbal a un elevado grado de eutrofización. Ésta probablemente se deba a la acción de los vertidos de aguas residuales de las poblaciones recogidos desde cabecera, infiltraciones de los pastos donde se practica la ganadería, la alta densidad de vegetación de sus orillas, materia orgánica en descomposición proveniente de la vegetación y material acumulado arrastrado por anteriores crecidas, o desembalse de las aguas del fondo del embalse de Búbal. Mientras los valores permanecen casi constantes en todos los puntos de muestreo, Formigal experimenta variaciones a lo largo del año (aunque en menor grado que Búbal), dándose los máximos en otoño e invierno, cuando la afluencia de público al Portalet y a la estación de esquí de Formigal es máxima, y los vertidos de aguas residuales son mayores.

5.1.3 Evolución de los índices a lo largo del año

Los índices estudiados para determinar el estado ecológico (IBMWP, riqueza taxonómica y diversidad) siguen una distribución similar a lo largo del río Gállego, donde se alternan puntos con una muy buena calidad de agua con calidad de aguas deficiente. No se da prácticamente variabilidad estacional en los tres índices.

No ocurre así con los puntos de muestreo, cuyas características se deben al entorno inmediato, ya sea por la peculiaridad natural del punto de muestreo, por las alteraciones hidromorfológicas del embalse situado aguas arriba o por otros impactos antrópicos.

Pese a contar con un IBMWP que le otorga un estado de calidad de agua buena, Formigal se ve influido directamente por los vertidos de la estación de esquí y por las ventas del Portalet, sobre todo en invierno donde destaca la alta presencia de *Chironomidae* con más de 5.800 individuos. Esta familia es una clara indicadora de contaminación orgánica (Alonso & Camargo, 2005). Su abundancia es alta durante todas las estaciones (Figura 42), afectando directamente al valor de la diversidad provocando su disminución, concretamente en invierno.

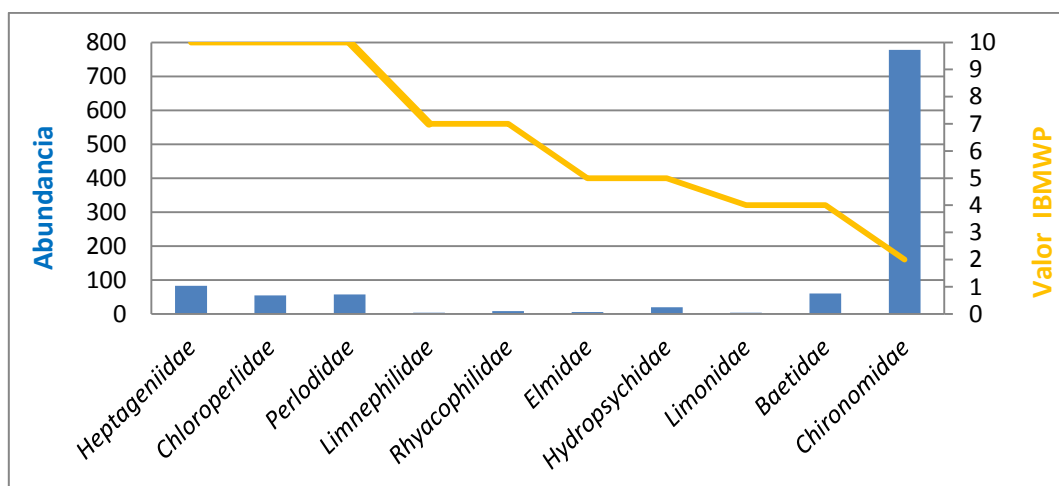


Figura 42. Abundancia (nº individuos) encontrados de cada familia en Formigal en Otoño y valor en orden decreciente del índice IBMWP de cada una de ellas. (Valor IBMWP Formigal Otoño = 64; calidad de agua buena).

El Pueyo permanece con un estado ecológico deficiente a lo largo del todo el año a pesar de estar en un tramo de alta montaña. Se trata de un claro ejemplo de la transformación del río como sistema lótico a léntico por el efecto de los embalses (Scheidegger & Bain, 1995; Díaz - Hernández, 2005). Este punto en verano obtuvo un valor del índice IBMWP de 2 hallándose en la muestra únicamente un individuo de *Chironomidae*. Ya sea por la cercanía del vertido directo de aguas residuales de la población de El Pueyo, por los vertidos realizados aguas arriba, el efecto del embalse de Lanuza o la central hidroeléctrica cercana este punto de muestro se encuentra en un estado ecológico crítico. Este hecho se agrava si se considera que se sitúa en un tramo de alta montaña, cercano a la cabecera del río por lo que debería caracterizarse por un estado ecológico poco alterado.

Búbal presenta una muy buena calidad a lo largo del año, con el valor más alto de riqueza de todos los puntos de muestreo y una alta diversidad. Sin embargo, el predominio de familias como *Chironomidae* y *Elmidae* (Figura 43) con altas abundancias indican una gran presencia de materia orgánica (Alonso & Camargo, 2005), lo que coincide con lo observado a partir de los parámetros físico – químicos y el estado trófico medidos en este punto.

Se remarca por tanto, el hecho de que en este tramo existe un elevado grado de eutrofización ya sea por vertidos acumulados, por efecto de los embalses o por causas naturales.

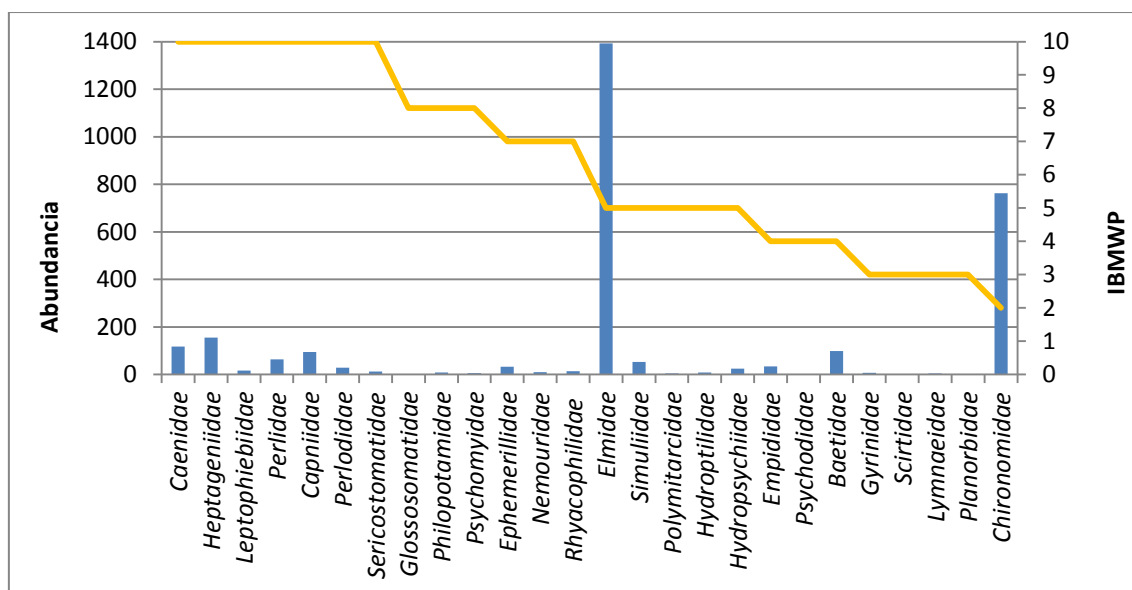


Figura 43. Abundancia (nº individuos) de las familias del punto de Búbal en primavera y valor en orden decreciente del índice IBMWP de cada una de ellas (Valor índice IBMWP Búbal primavera = 166; calidad de agua muy buena).

En Sabiñánigo, el índice IBMWP le confiere una calidad ecológica al punto de agua moderada. No obstante, tanto la riqueza como la diversidad presentan valores bajos. Además, la abundancia de individuos de las pocas familias presentes es muy baja. Las depuradoras, generalmente, modifican la calidad biológica del agua tras sus vertidos (Perré, 2010), especialmente si no ha dado tiempo a su dilución (Prat & Munné, 2000; Perré, 2010). Es por ello que la situación espacial concreta de este punto de muestreo podría afectar a su estado ecológico directamente por la cercanía de la EDAR de Sabiñánigo. Sería necesario realizar un muestreo aguas arriba de la depuradora para poder saberlo con exactitud.

En la estación de verano (Figura 44), la presencia de más de 1.400 individuos de *Oligochaeta* y de más de 160 *Chironomidae* en relación a una abundancia mucho menor del resto de las familias indica algún tipo de contaminación orgánica (Alonso & Camargo, 2005). A esto se le suma el estado del río el día del muestreo con olor característico y color marrón – grisáceo y un descenso de la temperatura. Esta situación pudo ser causada por un bypass de la depuradora situada aguas arriba, que al verse sobrepasada de caudal, tuviera que verter parte del agua residual urbana sin depurar.

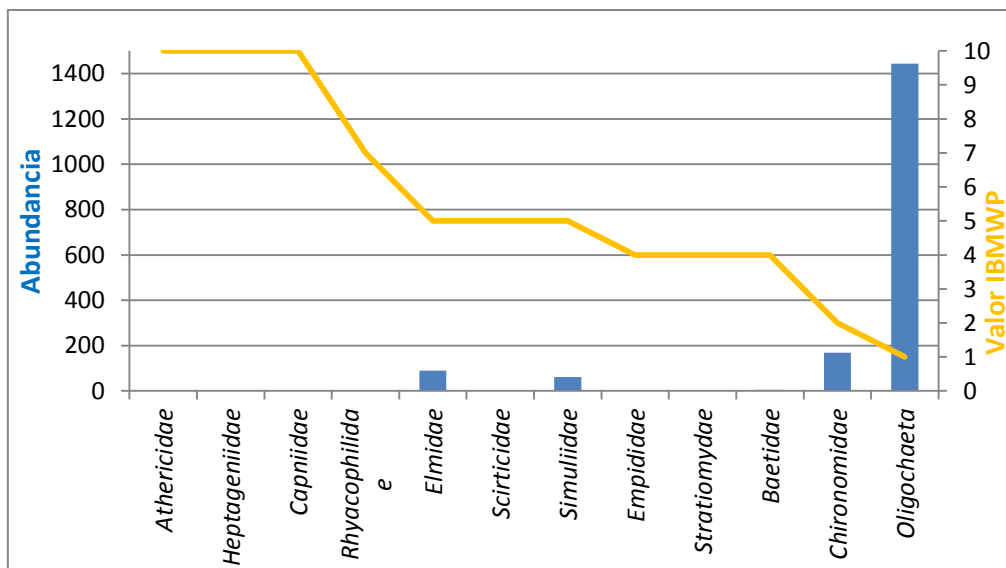


Figura 44. Abundancia (nº individuos) de las familias del punto de Sabiñánigo en primavera y valor en orden decreciente del índice IBMWP de cada una de ellas (Valor índice IBMWP Sabiñánigo primavera=67; calidad de agua moderada).

El punto de Santa Eulalia alcanza los valores más altos de diversidad en todo el curso del río Gállego. Presenta calidades del agua muy buenas y buenas. Sin embargo, existe una gran diferencia de familias entre este punto y Búbal puesto que aquí las predominantes adquieren puntuaciones altas del valor IBMWP como *Heptageniidae* con un valor de 9 (en otoño más de 1790) y *Ephemerillidae* con un valor de 7 (Figura 45). Esto puede deberse a que desde el embalse de La Peña hasta el punto de muestreo de Santa Eulalia el río Gállego no sufre grandes afecciones ni impactos humanos, por lo que al ecosistema le da tiempo a recuperarse y mejorar su estado ecológico.

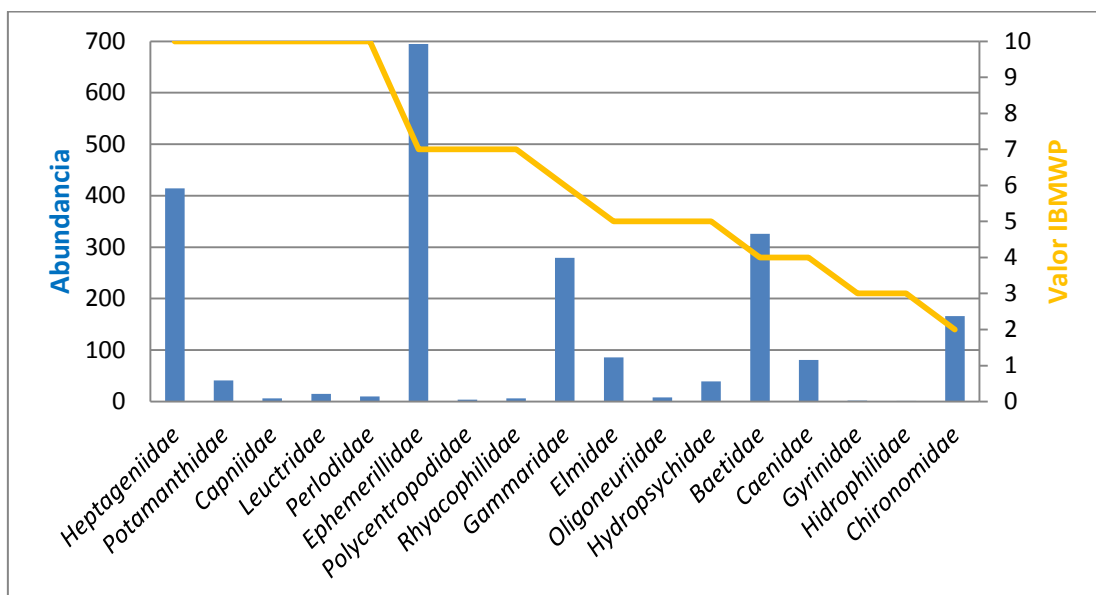


Figura 45. Abundancia (nº individuos) de las familias del punto de Santa Eulalia en primavera y valor en orden decreciente del índice IBMWP de cada una de ellas (Valor índice IBMWP Santa Eulalia primavera = 108; calidad de agua muy buena).

Por último, Gurrea se caracteriza por una buena calidad del agua a lo largo del año, con valores intermedios de diversidad y riqueza respecto al resto de los puntos de muestreo (Figura 46). Si bien sus valores no son excepcionalmente altos son considerables para el ecotipo en el que se sitúa.

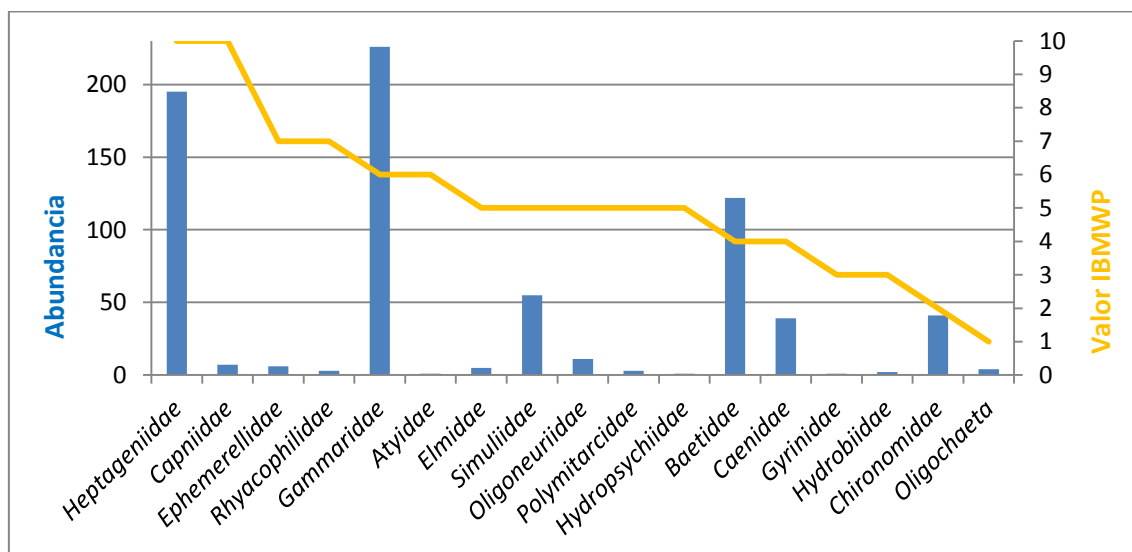


Figura 46. Abundancia (nº individuos) de las familias del punto de Gurrea en primavera y valor en orden decreciente del índice IBMWP de cada una de ellas (Valor índice IBMWP Gurrea primavera = 88; calidad de agua buena).

Al analizar el índice de calidad ecológica IBMWP relativo respecto a los diferentes ecotipos de la cuenca del Gállego (IBMWP relativo) se observó cómo puntos que adquirirían categorías de agua buena o aceptable se alejan del valor de referencia de IBMWP que deberían en función a su ecotipo. A destacar el punto de El Pueyo que situándose en tramo de alta montaña tendría que caracterizarse por altos valores, así como Sabiñánigo en montaña húmeda. En el otro extremo los puntos de Búbal y especialmente Santa Eulalia, alcanzan valores muy por encima de la categoría muy buena para el ecotipo donde se encuentran.

5.1.3 Comparación de índices de calidad

Se obtuvo una correlación positiva entre los tres índices de calidad. Los valores del índice IBMWP y de la riqueza taxonómica en cada punto de muestreo no mostraron variaciones al cambiar de estación, lo que no sucedió con la diversidad. Esto se debe a que la diversidad contempla el número de individuos presente en cada punto y no solamente la presencia de la familia. Se observa por ejemplo en Formigal en Invierno donde la alta presencia de *Chironomidae* genera un descenso de la diversidad que no se refleja en el índice IBMWP.

Según la hipótesis de partida de este trabajo, tras una cadena de embalses, río abajo aumentan, por acumulación, las especies colonizadoras de tramos superiores y la diversidad se incrementa (Margalef, 1983), mientras que el índice IBMWP disminuye al tener en cuenta los requerimientos ecológicos (CHE, 2009).

Tras los resultados, se puede decir que la hipótesis en general se cumple. Son los puntos de Búbal y Santa Eulalia, coincidiendo con ser los que mejor estado ecológico poseen, donde se observa claramente este hecho. En Búbal el IBMWP es mayor y va disminuyendo en Santa Eulalia y en Gurrea progresivamente. Por el contrario, la diversidad comienza con bajos valores en Formigal, incrementa en Búbal y alcanza máximos en Santa Eulalia. Además es notable el efecto de la cadena de embalses respecto a la eutrofización que generan (Petts, 1984; Díaz -Hernández, 2005), marcada claramente en el punto de Búbal. Sin embargo, hay que tener en cuenta que no sólo han influido las alteraciones hidromorfológicas de las presas sino también otros impactos antrópicos como la gran contaminación orgánica de Formigal o el estado deficiente de El Pueyo. Así mismo la situación del punto de muestreo de Sabiñánigo tras la depuradora conlleva a que los datos obtenidos no sean del todo objetivos para la comprobación del efecto de los embalses.

5.2 Estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados del río Gállego

El análisis de correspondencia difuso (FCA) determina como la presencia de determinadas familias de macroinvertebrados es clara indicadora de la situación del medio. De este modo la presencia de órdenes como *Plecoptera* y *Trichoptera* estará ligada a aguas oligotróficas, poco contaminadas y que favorezcan a los trituradores por la presencia de materiales orgánicos procedentes del medio terrestre. Estos grupos han mostrado una alta sensibilidad a la contaminación y degradación de los ecosistemas acuáticos en España (García & González, 1986; García-Criado *et al.*, 1999; Ribera *et al.*, 2002; Sánchez-Fernández *et al.*, 2004; Alonso *et al.*, 2005). En aguas eutróficas, con elevada contaminación, y con una alimentación predominante de sedimentos finos (detritívoros) predominarán *Oligochaeta* y algunos *Ephemeroptera*, entre otros.

El análisis de componentes principales (PCA) permitió observar cómo se distribuyeron las familias de macroinvertebrados en los puntos de muestreo del río Gállego. La familia más abundante resultó ser *Chironomidae*, con clara diferencia respecto a las demás, predominando en zona de cabecera durante todas las estaciones del año y destacablemente en invierno. Se trata de una familia generalista y variedad de formas de alimentación dentro de sus especies (Merrit & Cummins, 1978; Hachmoller *et al.*, 1991; Riaño *et al.*, 1993). Si además, se considera la baja abundancia existente de familias indicadoras de buena calidad como las pertenecientes a los órdenes *Trichoptera* y *Plecoptera*, se observa un desplazamiento de las especies más sensibles por otras de carácter generalistas en los tramos altos. Esto es habitual aguas abajo de un embalse (Aguirre & Bikuña, 2003) o tras una perturbación del estado natural de un río. Lo mismo ocurrió en la última parte del curso alto y en el medio, donde destacó la alta abundancia de *Elmidae*. Esta familia, con un carácter bastante generalista tanto en requerimientos tróficos como ambientales (Álvarez, 2009), aumenta con el desarrollo de la producción primaria, al utilizar directamente las algas como alimento (Elosegui & Pozo, 1992; Cummins, 1973; Riaño *et al.*, 1993).

La parte baja del curso medio y el bajo se caracterizó por las altas abundancias de *Heptageniidae*, familia indicadora de buena calidad de agua, y *Baetidae*, que posee ciclos de vida cortos y es común que acompañe a *Chironomidae* en fases de recolonización tras una perturbación (Robinson *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2006).

En general, el PCA mostró como en el curso alto y medio del río Gállego existe un desequilibrio entre las familias presentes y el número de individuos de cada una. Se da una clara dominancia de especies generalistas (*Elmidae*, *Chironomidae*) siendo las menos abundantes pertenecientes a las órdenes indicadoras de muy buena calidad (*Trichoptera*, *Plecoptera*). De este modo se recalca la existencia de alteraciones provocadas por la acción antrópica, marcada por una predominancia de taxones tolerantes a la contaminación (Rodríguez *et al.*, 1994; Wood *et al.*, 2000; Morais *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2006). Por el contrario, el curso bajo del Gállego mostró una distribución de individuos en las familias más equitativa.

Por último mediante el análisis co-inercia se pudo analizar la estructura funcional de la comunidad de macroinvertebrados del río Gállego en conjunto, incluyendo sus rasgos biológicos y la composición de la comunidad. En un curso fluvial como el que se trata en este estudio, se puede predecir a grandes rasgos, una estructura trófica común relacionada con las características de sus ecosistemas. En primer lugar, la zona de cabecera debería estar dominada por un alto número de detritívoros y trituradores (Monzón *et al.*, 1991). En la cabecera del río Gállego a lo largo del año predominó la estrategia trófica detritívora (alimentación de sedimentos finos), con la presencia de familias como *Chironomidae*, *Potamanthidae* y *Oligochaeta*, seguida de los trituradores en menor número. Los detritívoros se alimentan en gran medida de las partículas que desprenden los trituradores al procesar el alimento, por lo que el aumento de los primeros indica la existencia de aportes externos de materia orgánica. El resto de las familias de cabecera muestran afinidad por ambientes eutróficos y tolerancia a la contaminación, por tanto serían propias de ecosistemas lóticos de tramos bajos, que reciben muchos aportes alóctonos. Se observa el impacto directo que generan los vertidos de Portalet a lo largo del año sobre el nacimiento del río Gállego, además de la estación de esquí de Formigal en las estaciones de invierno y primavera.

En la parte baja del curso alto y medio del río Gállego la estructura funcional fue conformada por familias con afinidades por aguas oligotróficas y poca tolerancia a la contaminación. Estos tramos se caracterizaron en su parte alta por una alta riqueza taxonómica y alto índice IBMWP relacionado con la presencia de un elevado número de familias indicadoras de buena calidad de aguas (como familias del orden *Trichoptera* y *Plecoptera*). El FCA, determinó la existencia de una clara dominancia de la familia *Elmidae*, especialmente en el punto de Búbal. Este coleóptero está ligado a macrófitos y micrófitos como forma mayoritaria de microhábitat y de alimentación (su estrategia trófica es de tipo raspador). Los altos valores de los índices biológicos determinados en este tramo, y la presencia de las familias citadas anteriormente, se relacionan con la gran cantidad de

alimento disponible en este punto. La abundancia los recursos tróficos (como nutrientes, macrófitos, diatomeas, etc.) crea una gran diversidad de nichos (Morais et al., 2004; Martínez et al., 2006). Probablemente este exceso de nutrientes a lo largo del año que provocó una eutrofización y excesivo desarrollo de algas, provino de la acumulación de vertidos desde las zonas de cabecera (Portalet, estación de esquí, vertidos de aguas residuales urbanas de poblaciones e industrias). Los embalses acrecentaron el efecto, generando un proceso de retroalimentación positiva de los vertidos acumulados, autoestimulando la eutrofización y generando un mayor aporte de nutrientes aguas abajo (Monteoliva & Muñoz, 2000).

En la parte baja del curso medio y el curso bajo del Gállego predominaron familias con estrategias tróficas de filtración (*Hydropsychidae*), raspadoras (*Elmidae*) y predadoras (*Rhyacophilidae*), con tolerancia intermedia a la contaminación y afines a ambientes mesotróficos. Este tramo de río poseyó la estructura funcional de macroinvertebrados menos alterada del conjunto, característica de un curso fluvial poco influido por la acción antrópica. Es destacable que los predadores se concentran en el curso medio y bajo, mientras que su abundancia debería mantenerse constante a lo largo de todo el curso fluvial (Monzón et al., 1991). En general los predadores son afines a ambientes oligotróficos y poco tolerantes a la contaminación, de modo que su ausencia recalca la contaminación de las partes altas del río en comparación con las partes bajas.

Lo descrito anteriormente no es del todo aplicable a la estación de invierno, donde prácticamente todo el río Gállego, exceptuando el tramo de Sabiñánigo se caracterizó por una comunidad de macroinvertebrados con estrategia trófica predominantemente detritívora, tolerante a la contaminación y afín a ambientes eutróficos en su mayoría. La familia dominante fue *Chironomidae*, muy buena indicadora de contaminación por materia orgánica (Alonso & Camargo, 2005). Ésta comenzó muy marcada ya en la zona de cabecera debido a los vertidos procedentes del Portalet y de la estación de esquí, acrecentándose con los vertidos de aguas residuales urbanas que se dieron. Estos procedían de las poblaciones cercanas, en una época del año que vino acompañada de una elevada afluencia de público. Hay que tener en cuenta, que en ríos de áreas de alta montaña la materia orgánica presente en el agua en invierno es mínima (Monzón et al, 1991; Robinson & Minshall, 1996). El efecto de los embalses descrito anteriormente, da pie a concluir que el impacto generado en cabecera se trasladó a lo largo del curso del río Gállego.

Por lo tanto, se observó mediante el análisis co –inercia como el Gállego mostró comunidades altamente alteradas por la acción antrópica, influido directamente por los vertidos de aguas residuales, por la influencia de las poblaciones e industrias y por la acción de los embalses.

6. Conclusiones

Se ha presentado en este TFG un análisis del estado trófico y calidad ecológica del río Gállego a su paso por la provincia de Huesca, desde otoño de 2012 a verano del 2013. Se pueden extraer de forma resumida, relacionadas con los objetivos marcados al inicio, las siguientes conclusiones:

- 1) El uso de macroinvertebrados y del perifiton como bioindicadores ha demostrado ser una herramienta muy útil que refleja alteraciones ocurridas en el río Gállego. Se ha visto reflejado tanto a corto plazo, detectando perturbaciones puntuales en un punto de muestreo o estación, como a largo plazo, en un mismo lugar en el transcurso del año. Es importante el análisis de los parámetros físico – químicos como información complementaria.
- 2) La cadena de embalses situada en los tramos de alta montaña del río Gállego produce eutrofización aguas abajo, la cual se agrava debido a los aportes externos recogidos aguas arriba. Con ella, se genera un aumento de la diversidad dada la mayor disponibilidad de nutrientes presente para el desarrollo de los organismos y acumulación de taxones de poco valor ecológico.
- 3) Los embalses modifican el régimen de caudales y las características naturales del sistema fluvial convirtiendo sistemas lóticos en lénticos, como en la cola del embalse de Búbal, tras la central hidroeléctrica de Lanuza. Se observó un estado deficiente en el transcurso del año, pues se propiciaron cambios en la comunidad, que tuvo que adaptarse a nuevas condiciones que le fueron impuestas.
- 4) Las altas presiones antrópicas propician alteraciones en la estructura funcional de las comunidades de macroinvertebrados. En el curso fluvial del Gállego, se da una clara dominancia de especies generalistas, rápidas colonizadoras tras los impactos, siendo las menos abundantes pertenecientes a las órdenes indicadoras de muy buena calidad. Esta situación se agravó en invierno, época de máxima afluencia de público en la cuenca alta. Si bien la materia orgánica en el río debería ser mínima respecto al año, se dio una dominancia generalizada de un taxón generalista que predice la contaminación orgánica y eutrofia en las aguas.

- 5) El deterioro del estado trófico y de la calidad ecológica del ecosistema provocado por el vertido de aguas residuales se pone de manifiesto con mayor intensidad en el nacimiento del río Gállego. Si bien sería necesario realizar estudios complementarios, se puede considerar como el factor que sumado al efecto de las cadenas de embalses y las infraestructuras hidráulicas, crea mayores perjuicios a estos ambientes fluviales.
- 6) La ausencia de estos impactos antrópicos da pie al desarrollo de una comunidad acorde a las características que rigen la dinámica de un ecosistema natural, como ocurre en el curso bajo del Gállego. Aumentan considerablemente la diversidad y los taxones indicadores de buena calidad.
- 7) Se pone de manifiesto en los tramos bajos de este río, la capacidad de autodepuración de un ecosistema fluvial, siendo capaz de recuperarse de los inmensos daños sufridos en los tramos situados aguas arriba. No ocurre así en estos últimos al no disponer de suficiente recorrido y tiempo entre impacto e impacto para restablecerse.
- 8) Existe muy poca información relevante del río Gállego, además de estar referida en su mayoría a zonas concretas. De modo que es importante realizar estudios a escala de cuenca para comprobar la influencia que ejercen unos tramos sobre otros. De esta manera, al contar con una visión más amplia, se conseguiría una gestión y ordenación más coherente de la misma.

7. Agradecimientos

Este TFG no hubiera sido posible sin la ayuda de muchas personas, a las que quiero dar mi más sincero agradecimiento.

A Rocío, la directora de este proyecto, sin la cual esto no hubiera sido salido adelante, por su paciencia y su dedicación. Por lo que me ha enseñado no sólo como profesora, sino como persona.

A José Antonio Cuchi, co – director de este proyecto, por a lo largo de la carrera haberme transmitido un interés creciente sobre el río Gállego. Por toda su ayuda.

Al pequeño Jon, por aguantar como un valiente los muestreos y las explicaciones.

A mis padres y a mis hermanos, porque son lo más importante que tengo. Por sus consejos, su paciencia, por estar en el día a día.

A todas las personas que nos han acompañado a los muestreos, hiciera frío o calor, lloviese o nevase: Laura, Sonia, Bea, Cris, Rocío y los Jorges.

A Sonia, por involucrarse desde el minuto uno y por sus mensajes de ánimo a diario. A Bea, mi compañera de batallas.

A mis amiga/os por escucharme y sacarme una sonrisa en todo momento.

Gracias.

8. Bibliografía

Agirre, A., & de Bikuña, B. G. (2000). Conceptos básicos para la aplicación del caudal ecológico en los ríos ibéricos. *Segundo Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas "Una cita europea con la nueva cultura del agua: la directiva marco. Perspectivas en Portugal y España"* (Oporto, 9 al 12 de noviembre de 2000).

Alba-Tercedor, J. (1994). El entomólogo y los problemas de degradación de los sistemas acuáticos. *Environmental Management and Arthropod Conservation*, 131-138.

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *En IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería 2*, 203-213.

Alba-Tercedor, J., Jaimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Caparrós, N., Casas, J. & Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4), 175-185.

Allan, J. D. (1995) *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman and Hall, London, U.K.

Alonso, A., & Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas*, 14(3).

Armitage, P. D. (1984). Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. *Regulated rivers* 17, 139 - 165.

Arthington, A. H., Naiman, R. J., McClain, M. E., & Nilsson, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55(1), 1-16.

Batalla, R.J., Gómez, C.M., & Kondolf, G.M. (2004). Reservoir – induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 290(1), 117 – 136.

Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492-507.

Cabria, M. A. (2010). *Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua* (Doctoral dissertation, Universidad de Cantabria).

Camargo, J. A., Gonzalo, C., & Alonso, Á. (2011). Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators*, 11(3), 911-917.

Casas, J. L. O. (2002). La directiva marco del agua (2000/60/CE): aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21(3-4), 5-12.

CEDEX, (2005). *Caracterización de los tipos de ríos y lagos*. Versión 3.0. Centro de Estudios Hidrográficos. Ministerio de Fomento, Madrid.

CHE, C. H. d. E. (2009). *Borrador del Plan Hidrológico del río Gállego*. Versión V.2 Zaragoza, diciembre de 2007. Confederación Hidrográfica del Ebro, Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente.

CHE, C. H. d. E. (2009). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. (Ed M. J. de la Fuente Álvaro).

Claudi, R., & Mackie, G. L. (1994). *Practical manual for zebra mussel monitoring and control*. CRC Press.

Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Saínz-Cantero, E.C., Sánchez – Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal – Abarca, M.R., Zamora – Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J. (2002). Protocolo Guadalmed (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4), 187-204.

Cushman, R. M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American journal of fisheries Management*, 5(3A), 330-339.

Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual review of entomology*, 18(1), 183-206.

Declaration, B. (2007, September). *The Brisbane Declaration: Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being*. En 10th International River Symposium, Brisbane, Australia (pp. 3-6).

Dirección General de Calidad Ambiental, Gobierno de Aragón (2010) *Research survey and detail geotechnical and hydrogeological study for the mitigation of pollution in the affected area of the Sardas landfill, Sabiñánigo (Huesca)* in 2009. Alternative approach and additional work for a definitive solution.

Díaz-Hernández, J. M. (2011). Bases metodológicas para el establecimiento de caudales ecológicos en el ordenamiento de cuencas hidrográficas. *Revista Ingeniería y Competitividad*, 7(2), 11-18.

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. D.O.C.E. 69 pp.

Dodds, W. K., Smith, V. H., & Zander, B. (1997). Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. *Water Research*, 31(7), 1738-1750.

- Dodds, W. K., Jones, J. R. & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32, 1455-1462.
- Elorza, M. S. (2001). *Flora y vegetación arvense y ruderal de la provincia de Huesca*. Pp 56 – 81.
- Elosegui, A. & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. España. 42 pp.
- Elosegui, A., & Pozo, J. (1992). Physico-chemical characteristics of the Agüera River (Spain) during an unusual hydrologically period. *Annals. Limnology*, 28, 85-96.
- E. P. A. (1987). *Biological criteria for the protection of aquatic life*. Ohio, State of Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Planning and Assessment.
- Extence, C. A. (1981). The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, 83(2), 217-224.
- Fernández, J., Arjol, M. A., & Cacho, C. (2013). POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. *Environmental science and pollution research international*, 20(4), 1937-1950.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76(2), 275-285.
- García-Criado, F. (1999). *Impacto de la minería del carbón sobre Hydraenidae y Elmidae (Coleoptera) en la cuenca del río Sil (León, España)*. (Doctoral dissertation, Ph. D. Thesis. Universidad de León).
- García de Jalón, D., & González del Tánago, M. (1986). Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la Cuenca del Duero. *Monografía*, 45.
- García, M. A., & Moreno, M. C. (2000). *Los aprovechamientos en la Cuenca del Ebro: Afección en el régimen hidrológico fluvial* (No. 2000-PH, pp. 24-1). Internal Technical Report.
- Moreno, J. I. L., & Ruiz, J. M. G. (2003). Influencia de los embalses sobre el régimen fluvial en los Pirineos centrales. *Cuadernos de investigación geográfica*, 29, 7-22.
- Gibson, G. R., Barbour, M. T., Stribling, J. B., Gerritsen, J., & Karr, J. R. (1996). *Biological Criteria: Technical guidance for streams and small rivers*. Environmental Protection Agency, Washington, DC (United States).
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2007). *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Centro de publicaciones. Secretaría General Técnica Ministerio de Medio Ambiente. Pp 83 - 104

- Hachmoller, B., Matthews, R. A., & Brakke, D. F. (1991). Effects of riparian community structure, sediment size, and water quality on the macroinvertebrate communities in a small, suburban stream. *Northwest Science*, 65(3).
- Hellawell, J. M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science. Publ 546. London & New York.
- Hernández, L. M., Fernández, M. A., & González, M. J. (1991). Lindane pollution near an industrial source in northeast Spain. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 46(1), 9-13.
- Jaime, J. M. M. (1993). Balance hídrico e hidrológico de la cuenca media del río Gállego. *Geographica*, 30, 243-258.
- Jaime, J. M. M. (1989). Balance hídrico e hidrológico de la cuenca alta del río Gállego. *Geographica*, 26, 175-182.
- Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C. & Wright, S. W. (1996). *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. Paris: UNESCO
- Jiménez, A. A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista interdisciplinar de gestión ambiental*, 2(23), 12-19.
- Kondolf, G. M. (1997). PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental management*, 21(4), 533-551.
- Kurthesi, K., Vehapi, I., Gecaj, A., & Millaku, F. (2008) Periphyton bioindicators in the Sintica river (Kosovo) *Annales* 18(2) 265 – 270.
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, 2, 1510-1524.
- Ligon, F. K., Dietrich, W. E., & Trush, W. J. (1995). Downstream ecological effects of dams. *BioScience*, 45(3), 183-192.
- Lohman, K., Jones, J. R., & Perkins, B. D. (1992). Effects of nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(6), 1198-1205.
- Lundqvist, J. (1998). Avert looming hydrocide. *Ambio*, 27(6), 428-433.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Omega. (p. 1010)
- Martínez Bastida, J. J., Arauzo, M., & Valladolid, M. (2006). Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 25 (3), 733-744.

- Meritt, R. W., & Cummins, K. W. (1978). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Cummins, K. W., Bott, T. L., Sedell, J. R., Cushing, C. E., & Vannote, R. L. (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs*, 53(1), 1-25.
- Monserrat, P. (1990). *Vegetación*. En Ruiz de la Torre *et al.*, Memoria del mapa forestal de España escala 1:200.000 hoja 8 – 2 Viella.
- Monzón, A., Casado, C., Montes, C., & De Jalón, D. G. (1991). Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). *Limnetica*, 7, 97-112.
- Morais, M., Pinto, P., Guilherme, P., Rosado, J., & Antunes, I. (2004). Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. En *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 229-249). Springer Netherlands.
- Naiman, R. J; Magnuson, J.J., McKnight D.M., & Stanford J.A. (Ed.). (1995). *The freshwater imperative: a research agenda*. Island Press. 165pp
- Ollero, A., Sánchez, M., Marín, J. M., Fernández, D., Ballarín, D., Mora, D., Montorio, R., Beguería, S. & Zúñiga, M. (2004). Caracterización hidromorfológica del río Gállego. Universidad de Zaragoza e IPE CSIC. *Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*, 117 – 129.
- Oscos, J., Campos, F., & Escala, M. C. (2006). Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas A. *Limnetica*, 25(3), 683-692.
- Oscos, J., Galicia, D., & Miranda, R. (2009). Macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro: descripción de taxones y guía de identificación. Universidad de Navarra. Departamento de Zoología y Ecología.
- Pearson, R. G. (1984). Temporal changes in the composition and abundance of the macro-invertebrate communities of the River Hull. *Archiv für Hydrobiologie*, 100(3), 273-298.
- Peña, J. L., & Lozano, M. V. (2004). Las unidades del relieve aragonés. *Geografía Física de Aragón, Aspectos Generales Y Temáticos*, 3-14.
- Peña, J. L., Sancho, C., Lewis, C., McDonald, E., & Rhodes, E. (2004). Datos cronológicos de las morrenas terminales del glaciar del Gállego y su relación con las terrazas fluvio-glaciares (Pirineo de Huesca). *Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*, 71 – 84.
- Pérez, L., & Hurlé, J. B. (2011). Una nota sobre la recuperación de costes de los servicios del agua en la cuenca del Gállego. *Economía Agraria y Recursos*, 7(13), 49-56.

- Perré, I., Rieradevall, M., Prat, N., Martin, J., & Céspedes, R. (2010). Cambios en el estado ecológico de tres ríos producidos por el vertido de depuradoras. *Tecnología del Agua*, 320, 21-29.
- Petts, G.E. (1984). *Impounded Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. J & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.
- Prakash, O., Suar, M., Raina, V., Dogra, C., Pal, R., & Lal, R. (2004). Residues of hexachlorocyclohexane isomers in soil and water samples from Delhi and adjoining areas. *Current Science*, 87(1), 73-77.
- Prat, N., & Munné, A. (2000). Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Research*, 34(15), 3876-3881.
- Pujante, A., Martínez-López, F., & Tapia, G. (1995). Macroinvertebrados y calidad de las aguas de los ríos próximos a la central térmica de Andorra (Teruel, España). *Limnetica*, 11(2), 1-8.
- Purschke, G., Westheide, W., Rohde, D., & Brinkhurst, R. O. (1993). Morphological reinvestigation and phylogenetic relationship of *Acanthobdella peledina* (Annelida, *Clitellata*). *Zoomorphology*, 113(2), 91-101.
- Reiser, D. W., Ramey, M. P., Beck, S., Lambert, T. R., & Geary, R. E. (1989). Flushing flow recommendations for maintenance of salmonid spawning gravels in a steep, regulated stream. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3(1), 267-275.
- Riaño, P., Basaguren, A., & Pozo, J. (1993). Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados del río Agüera (País Vasco-Cantabria) en dos épocas con diferentes condiciones de régimen hidrológico. *Limnetica*, 9, 19-28.
- Ribera, I., Aguilera, P., Hernando, C., & Millán, A. (2002). Los coleópteros acuáticos de la península Ibérica. *Quercus*, 201, 38-42.
- 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., & Minshall, G. W. (1986). Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society* 5, 237-248.
- Robinson, C. T., Uehlinger, U. R. S., & Monaghan, M. T. (2004). Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Research and Applications*, 20(4), 359-377.

- Robles-González, I. V., Rios-Leal, E., Galindez-Mayer, J., Caffarel-Mendez, S., Barrera-Cortes, J., Esparza-García, F., & Poggi-Varaldo, H. M. (2006). Adsorptive-desorptive behaviour of lindane in an agricultural soil. *Interciencia*, 31(4), 305-308.
- Rodríguez, S. E., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., & Bécares, E. (1994). La cuenca alta del río Cares (NO España). *Limnetica*, 10(1), 93-100.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall. 488p.
- Rutherford, J. C., & Cuddy, S. (2005). *Modelling periphyton biomass, photosynthesis and respiration in streams*. CSIRO Land and Water Technical Report 23/05, Canberra, December 2005, 55p.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Velasco, J., & Millán, A. (2004). Vulnerabilidad de los coleópteros acuáticos de la Región de Murcia. *Revista Ecosistemas*, 13(1).
- Scheidegger, K. J., & Bain, M. B. (1995). Larval fish distribution and microhabitat use in free-flowing and regulated rivers. *Copeia*, 125-135.
- Sloto, R. A. (1987). *Effect of urbanization on the water resources of Eastern Chester County, Pennsylvania* (No. WRI-87-4098). United States Geological Survey.
- Sparks, R. E. (1995). Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience*, 45(3), 168-182.
- Sponseller, R. A., Benfield, E. F., & Valett, H. M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46(10), 1409-1424.
- Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S., & Usseglio-Polatera, P. (2001). Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2(1), 73-85.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie* (pp. 1-588). Paris: CNRS éditions.
- Turner, M. G., & Dale, V. H. (1998). Comparing large, infrequent disturbances: what have we learned? *Ecosystems*, 1(6), 493-496.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (pp. 153-162). Springer Netherlands.
- Van Nieuwenhuyse, E. E., & Jones, J. R. (1996). Phosphorus chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1), 99-105.

- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A. & Moyá, G. (2002). Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21(3-4), 149-173.
- Ward, J. V. (1976). Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. *Instream flow needs* 2, 235 - 253.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (Eds.). (1979). *The ecology of regulated streams*. New York: Plenum Press. (p. 398).
- Ward, J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2-8.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11(1), 105-119.
- Ward, J. V. (1998). Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological conservation*, 83(3), 269-278.
- Ward, J. V., K. Tockner, & F. Schiemer. (1999). Biodiversity of floodplain ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15, 125-139.
- Ward, J. V., & Wiens, J. A. (2001). Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology & hydrobiology*, 1(1-2), 25-36.
- Weaver, L. A., & Garman, G. C. (1994). Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123(2), 162-172.
- Welch, E. B., Quinn, J. M., & Hickey, C. W. (1992). Periphyton biomass related to point-source nutrient enrichment in seven New Zealand streams. *Water Research*, 26(5), 669-675.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. (3rd edition). Academic Press, San Diego.
- Wood, P. J., Agnew, M. D., & Petts, G. E. (2000). Flow variations and macroinvertebrate community responses in a small groundwater-dominated stream in south-east England. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 3133-3147.

Working, F. I. S. C. R. Group (FISRWG). (1998). *Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices*. GPO Item, (0120-A).

Young, R. G., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 605-625.

9. Anexo

Rasgo biológico	Descripción	Categoría
Grado de Eutrofia	Este rasgo se relaciona directamente con la química del agua y con los nutrientes contenidos en ella. Organismos resistentes a altas concentraciones serán eutróficos mientras los más sensibles serán oligotróficos.	Eutrofia
		Mesotrofia
		Oligotrofia
Alimentación	Los macroinvertebrados detritívoros se alimentan de sedimentos finos, los filtradores captan el alimento particulado presente en el agua, los trituradores arrancan trozos de macrófitos, los raspadores con sus piezas bucales rompen y raspan alimentos como los micrófitos. Los predadores se alimentan de otros macroinvertebrados u organismos vivos mientras que los perforadores poseen un aparato que les permite succionar tanto elementos vegetales como partes de otros macroinvertebrados.	Sedimentos finos
		Triturador
		Raspador
		Filtrador
		Predador
		Perforador
Microhábitat	Los diferentes tipos de microhábitat se distribuyen en nueve modalidades diferentes, pudiendo tener alta afinidad cada familia por varios de ellos a la vez.	Piedras
		Gravas
		Arenas
		Limos
		Macrófitos
		Micrófitos
		Ramas
		Lecho
Tolerancia a la contaminación	Hace referencia a la resistencia de los organismos ante la contaminación, especialmente de carácter orgánico. Los macroinvertebrados podrán presentar desde una gran sensibilidad a la misma siendo X1 - intolerantes, pasando por caracteres intermedios hasta tolerantes a la misma, siendo capaces de desarrollarse en medios contaminados	X1 - Intolerante
		X2 - Poco tolerante
		X3 - Relativamente tolerante
		X4 - Tolerante
		X5 - Muy Tolerante

Tabla 1. Rasgos biológicos de las familias de macroinvertebrados, descripción y categorías según Tachet *et al.*, (2000).

Familia	Valor IBMWP	G10	G20	G30	G40	G50	G60	G11	G21	G31	G41	G51	G61
Elmidae	5	5	0	1461	131	318	2	22	0	279	141	138	5
Gyrinidae	3	0	0	9	0	16	0	0	0	0	0	9	5
Halipidae	4	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hidrophilidae	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydraenidae	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	3	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Chironomidae	2	778	1	48	4	28	27	5486	11	1393	8	260	332
Athericidae	10	0	0	0	0	3	1	0	0	3	3	0	0
Ceratopogonidae	4	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0
Empididae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Limoniidae	4	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Psychodidae	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0
Rhagionidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	5	0	0	46	0	11	0	15	0	26	22	65	1
Stratiomyidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Tipulidae	5	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Baetidae	4	60	0	137	1	87	7	610	0	382	0	153	13
Caenidae	4	0	0	0	0	245	2	0	0	0	0	35	3
Ephemerellidae	10	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Heptageniidae	7	0	0	72	0	0	0	0	0	42	0	0	0
Leptophlebiidae	10	83	0	376	0	1794	13	44	0	115	0	244	157
Oligoneuridae	10	0	0	67	0	0	0	0	0	14	0	0	0
Polymitarcidae	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potamanthidae	10	0	0	0	0	0	12	0	0	2	0	0	0
Chloroperlidae	10	54	0	0	0	0	0	33	0	1	0	0	0
Capniidae	10	0	0	3	0	3	0	24	0	3	0	0	0
Leuctridae	10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nemouridae	7	0	0	2	0	0	0	3	0	40	0	1	0
Perlidae	10	0	0	53	0	0	0	1	0	47	0	0	0
Perlodidae	10	0	0	0	0	0	0	35	0	7	0	1	0
Hydropsychidae	5	19	0	96	4	790	1	7	0	220	3	54	20
Beraeidae	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Glossosomatidae	8	0	0	9	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hydroptilidae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	10	0	0	1	0	0	0	0	0	12	0	0	0
Limnephilidae	7	3	0	111	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Philopotamidae	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyiidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhyacophilidae	7	8	0	22	1	6	0	12	0	51	0	0	1
Sericostomatidae	10	0	0	6	0	0	0	0	0	19	0	0	0
Planorbidae	3	0	1	5	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Ancyliidae	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Bithyniidae	3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Hydrobiidae	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0	0
Lymnaeidae	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Physidae	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Astaciidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atyidae	6	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	1
Gammaridae	6	0	0	0	0	232	67	0	0	0	0	75	61
Aeshnidae	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	8	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	8	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	1	0	18	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0

Tabla 2. Abundancias y valor IBMWP de las familias presentes en las muestras de otoño e invierno

Familia	Valor IBMWP	G1P	G2P	G3P	G4P	G5P	G6P	G1V	G2V	G3V	G4V	G5V	G6V
Elmidae	5	30	1	1392	89	86	5	50	0	612	28	37	5
Gyrinidae	3	0	0	7	0	2	1	0	0	0	0	0	0
Halipidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hidrophilidae	3	0	0	9	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Hydraenidae	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	3	1	0	2	1	0	0	0	0	14	0	0	0
Chironomidae	2	382	24	763	169	166	41	128	3	134	20	23	16
Athericidae	10	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Empididae	4	0	0	34	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Limoniidae	4	10	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Psychodidae	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Rhagionidae	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	5	0	0	53	62	0	55	12	0	73	4	23	7
Stratiomyidae	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	4	93	0	98	5	326	122	77	0	228	3	85	83
Caenidae	4	0	0	118	0	81	39	1	0	63	0	24	0
Ephemeridae	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerillidae	7	0	0	33	0	695	6	0	0	8	0	18	0
Heptageniidae	10	38	0	155	1	414	195	29	0	47	0	68	251
Leptophlebiidae	10	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligoneuridae	5	0	0	0	0	8	11	0	0	0	0	24	2
Polymitarcidae	5	0	0	4	0	0	3	0	0	1	0	1	15
Potamanthidae	10	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	19	0
Chloroperlidae	10	55	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Capniidae	10	6	0	95	3	6	7	8	0	222	0	20	0
Leuctridae	10	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	15	1
Nemouridae	7	2	0	10	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Perlidae	10	0	0	63	0	0	0	0	0	35	0	0	0
Perlodidae	10	9	0	28	0	10	0	8	0	3	0	12	0
Hydropsychidae	5	1	1	25	0	39	1	1	0	24	0	12	96
Beraeidae	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossosomatidae	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae	7	10	2	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0
Philopotamidae	8	0	0	8	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Polycentropodidae	7	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
Psychomyidae	8	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Rhyacophilidae	7	2	0	14	2	6	3	0	0	24	0	2	0
Sericostomatidae	10	3	0	13	0	0	0	0	0	2	0	0	1
Planorbidae	3	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	0	0
Ancyridae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithyniidae	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiidae	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	12	0
Lymnaeidae	3	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Physidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Astacidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atyidae	6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Gammaridae	6	0	0	0	0	279	226	0	0	0	0	46	35
Aeshnidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calopterygidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	1	4	58	0	1444	0	4	0	0	0	3	0	0

Tabla 3. Abundancias y valor IBMWP de las familias presentes en las muestras de primavera y verano

IBMWP				
Punto de muestreo	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Formigal	64	101	104	77
El Pueyo	12	11	30	2
Búbal	166	166	166	140
Sabiñánigo	32	52	67	28
Sta. Eulalia	127	83	108	115
Gurrea	70	67	88	72

Tabla 4. Valores del índice IBMWP de calidad ecológica en los 6 puntos de muestreo desde otoño del 2012 a verano de 2013 en el curso del río Gállego.

Diversidad Shannon				
Punto de muestreo	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Formigal	1,54	0,76	2,12	2,45
El Pueyo	1,05	0,77	1,6	0
Búbal	2,31	2,4	2,51	2,77
Sabiñánigo	0,72	1,38	1,03	2,02
Sta. Eulalia	2,2	2,86	2,82	3,66
Gurrea	2,4	1,81	2,65	2,17

Tabla 5. Valores de la diversidad de Shannon en los 6 puntos de muestreo desde otoño del 2012 a verano de 2013 en el curso del río Gállego.

Riqueza taxonómica				
Punto de muestreo	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Formigal	10	17	17	12
El Pueyo	5	3	8	1
Búbal	25	23	26	23
Sabiñánigo	7	11	12	8
Sta. Eulalia	20	16	17	18
Gurrea	13	12	17	11

Tabla 6. Valores de la riqueza taxonómica en los 6 puntos de muestreo desde otoño del 2012 a verano de 2013 en el curso del río Gállego.

Familia	Sed.	Triturad.	Rascad.	Filtrad.	Perforad.	Predad.	Oligo.	Meso.	Eutrofia
Elmidae	0	1	3	0	0	0	3	2	0
Hydrophilidae	0	3	0	0	0	1	0	1	3
Gyrinidae	0	3	0	0	3	0	0	3	3
Halipidae	0	3	0	0	3	0	1	3	3
Scirtidae	0	1	3	0	0	0	0	1	3
Hydraenidae	0	1	3	0	0	0	1	3	1
Chironomidae	3	2	1	1	0	3	1	2	3
Limoniidae	1	1	2	0	0	3	1	1	0
Simuliidae	0	0	1	3	0	0	0	3	3
Ceratopogonidae	2	1	1	0	0	0	1	2	1
Athericidae	0	0	0	0	3	0	2	1	0
Tipulidae	2	2	0	0	0	2	3	2	0
Psychodidae	2	3	0	0	0	0	0	3	3
Tabanidae	0	1	0	0	0	3	0	2	2
Rhagionidae	0	0	0	0	3	0	1	1	1
Empididae	0	0	0	0	0	3	1	3	1
Stratiomyidae	2	3	0	0	0	0	2	1	0
Baetidae	1	1	3	0	0	0	0	3	3
Heptageniidae	1	2	3	0	0	0	1	3	1
Ephemeridae	0	3	0	3	0	0	1	2	1
Ephemerillidae	0	2	3	0	0	0	2	3	0
Leptophlebiidae	3	2	1	0	0	0	2	3	0
Caenidae	3	1	0	0	0	0	0	3	2
Potamanthidae	2	3	0	0	0	0	0	2	2
Polymitarcidae	1	0	0	3	0	0	0	2	0
Oligoneuriidae	2	0	2	3	0	0	0	3	0
Chloroperlidae	1	3	1	0	0	1	3	1	0
Perlidae	0	3	0	0	0	3	3	2	0
Capniidae	1	3	0	0	0	0	1	3	0
Leuctridae	1	3	0	0	0	0	3	2	0
Nemouridae	1	3	0	0	0	0	3	3	0
Perlidae	0	3	0	0	0	1	3	0	0
Hydropsychidae	0	0	0	3	0	1	0	3	2
Limnephiliidae	0	2	3	0	0	0	3	1	0
Rhyacophilidae	0	2	0	0	0	3	3	0	0
Glossosomatidae	1	0	3	0	0	0	3	1	0
Hydroptilidae	1	1	1	0	3	0	1	3	1
Leptoceridae	1	3	1	0	0	0	1	3	1
Philopotamidae	0	0	2	3	0	0	3	0	0
Sericostomatidae	0	3	1	0	0	0	2	2	0
Beraeidae	1	3	1	0	0	0	3	2	0
Psychomyiidae	1	0	3	2	0	0	0	2	1
Polycentropodidae	0	0	0	1	0	3	2	2	2
Planorbidae	0	1	3	0	0	0	3	3	3
Hydrobiidae	0	1	3	1	0	0	0	3	2
Lymnaeidae	0	1	3	0	0	0	1	3	0
Physidae	0	1	3	0	0	0	0	2	2
Ancylidae	0	0	3	0	0	0	2	1	0
Bithyniidae	0	0	1	2	0	0	0	3	2
Astacidae	0	3	0	0	0	2	3	1	0
Atyidae	0	3	1	0	0	0	0	3	3
Gammaridae	0	3	1	0	0	0	3	3	0
Aeshidae	0	0	0	0	0	3	2	3	0
Calopterygidae	0	0	0	0	0	3	2	3	0
Gomphidae	0	0	0	0	0	3	3	3	0
Oligochaeta	3	1	1	0	0	0	0	1	3

Tabla 7. Valores de afinidad (de 0 a 3) con cada categoría de los rasgos biológicos estrategia trófica y grado de eutrofia de las familias de macroinvertebrados presentes en el río Gállego en todos los puntos de muestreo.

Familia	Piedras	Grava	Arena	Limo	Macrop.	Microp.	Rama	Lecho	Poza
Elmidae	3	3	3	0	2	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	0	3	3	0	3	3
Gyrinidae	1	1	0	0	3	0	0	1	0
Halipidae	1	2	1	3	3	0	0	3	3
Scirtidae	2	3	0	0	3	1	0	3	3
Hydraenidae	3	2	1	0	2	2	0	2	2
Chironomidae	3	1	3	2	3	0	3	1	3
Limoniidae	3	3	3	3	3	0	1	3	3
Simuliidae	3	0	0	3	3	0	2	1	0
Ceratopogonidae	2	3	3	1	3	3	3	1	3
Athericidae	0	1	3	2	3	0	0	0	2
Tipulidae	1	2	1	1	3	0	2	3	2
Psychodidae	3	2	2	1	3	0	3	3	3
Tabanidae	0	1	3	0	3	0	0	3	3
Rhagionidae	3	0	0	0	3	0	0	3	0
Empididae	3	3	1	0	3	0	3	1	2
Stratiomyidae	0	2	0	0	3	0	0	1	0
Baetidae	3	0	3	0	3	0	0	0	0
Heptageniidae	3	2	1	0	1	0	1	1	1
Ephemeridae	0	3	3	1	1	0	1	0	0
Ephemerillidae	3	1	1	0	3	0	3	2	0
Leptophlebiidae	3	2	2	2	3	0	2	3	1
Caenidae	3	3	3	3	3	0	3	3	3
Potamanthidae	0	3	2	1	0	0	0	0	3
Polymitarcidae	1	3	3	1	0	0	0	0	0
Oligoneuriidae	3	0	0	0	3	0	2	0	0
Chloroperlidae	3	3	3	0	3	0	2	3	0
Perlidae	3	3	3	0	3	0	1	2	0
Capniidae	3	3	0	1	2	0	0	3	0
Leuctridae	3	3	2	0	2	0	3	2	0
Nemouridae	3	0	0	0	3	0	1	3	0
Perlidae	3	3	1	0	2	2	0	0	0
Hydropsychidae	3	3	0	0	3	0	3	0	0
Limnephiliidae	3	2	2	0	2	0	3	3	1
Rhyacophilidae	3	0	0	0	3	0	2	0	0
Glossosomatidae	3	2	1	0	0	3	2	2	1
Hydroptilidae	3	2	1	0	3	2	2	2	1
Leptoceridae	3	2	1	1	3	0	3	1	2
Philopotamidae	3	0	0	0	3	0	0	2	0
Sericostomatidae	2	2	3	2	0	0	3	3	3
Beraeidae	3	2	2	0	2	0	3	3	0
Psychomyidae	3	2	1	0	2	0	3	3	2
Polycentropodidae	3	1	1	0	3	2	1	2	3
Planorbidae	3	3	1	0	1	1	2	2	3
Hydrobiidae	3	3	2	2	3	0	0	0	3
Lymnaeidae	3	2	1	1	3	1	0	0	3
Physidae	3	1	0	0	3	2	0	2	3
Ancylidae	3	3	0	0	2	2	1	0	0
Bithyniidae	3	1	1	2	3	3	0	0	3
Astacidae	3	1	1	0	3	0	1	0	1
Atyidae	1	0	0	0	3	0	0	0	0
Gammaridae	3	3	2	1	3	2	3	3	0
Aeshidae	3	0	0	0	3	0	2	3	1
Calopterygidae	2	3	1	2	3	0	3	3	1
Gomphidae	2	0	3	3	0	0	3	0	2
Oligochaeta	0	3	1	0	0	0	0	0	0

Tabla 8. Valores de afinidad (de 0 a 3) por cada categoría del rasgo biológico tolerancia a la contaminación de las familias de macroinvertebrados presentes en el río Gállego en todos los puntos de muestreo.

Familia	X1	X2	X3	X4	X5
Elmidae	0	3	3	0	0
Hydrophilidae	0	0	3	3	0
Gyrinidae	0	2	3	1	0
Halplidae	0	2	3	2	0
Scirtidae	0	0	0	0	0
Hydraenidae	0	3	3	2	0
Chironomidae	0	3	3	3	2
Limoniidae	0	1	3	2	0
Simuliidae	0	3	3	0	0
Ceratopogonidae	0	2	3	2	0
Athericidae	0	1	3	0	0
Tipulidae	0	3	3	0	0
Psychodidae	0	0	2	3	2
Tabanidae	0	2	3	2	0
Rhagionidae	0	0	0	0	0
Empididae	0	1	3	1	0
Stratiomyidae	0	3	2	0	0
Baetidae	0	3	3	2	0
Heptageniidae	1	3	3	1	0
Ephemeridae	1	1	3	1	0
Ephemerillidae	1	3	3	1	0
Leptophlebiidae	0	3	2	1	0
Caenidae	0	1	3	2	0
Potamanthidae	0	0	3	2	0
Polymitarcidae	0	0	3	1	0
Oligoneuriidae	0	1	3	0	0
Chloroperlidae	2	3	1	0	0
Perlidae	1	3	1	0	0
Capniidae	1	3	1	0	0
Leuctridae	2	3	1	0	0
Nemouridae	3	3	1	0	0
Perlidae	1	3	1	0	0
Hydropsychidae	0	2	3	0	0
Limnephiliidae	3	3	3	0	0
Rhyacophilidae	3	3	2	0	0
Glossosomatidae	2	3	3	0	0
Hydroptilidae	3	1	3	2	0
Leptoceridae	0	1	3	2	0
Philopotamidae	2	3	1	0	0
Sericostomatidae	0	3	2	0	0
Beraeidae	3	3	0	0	0
Psychomyidae	2	3	3	2	0
Polycentropodidae	2	3	3	3	0
Planorbidae	0	2	3	1	0
Hydrobiidae	3	2	3	2	1
Lymnaeidae	0	1	3	2	0
Physidae	0	2	3	2	0
Ancylidae	0	2	2	2	0
Bithyniidae	0	0	3	2	0
Astacidae	0	1	2	1	0
Atyidae	0	1	3	1	0
Gammaridae	0	2	3	2	0
Aeshidae	0	3	3	1	0
Calopterygidae	0	1	3	2	0
Gomphidae	0	2	3	2	0
Oligochaeta	0	0	3	3	2

Tabla 9. Valores de afinidad (de 0 a 3) por cada categoría del rasgo biológico tolerancia a la contaminación de las familias de macroinvertebrados presentes en el río Gállego en todos los puntos de muestreo.