

---

# Universidad de Valladolid

Instituto Universitario de Investigación en Gestión  
Forestal Sostenible



Máster en Investigación Conservación y Uso Sostenible de Sistemas Forestales

---

## TRABAJO FIN DE MÁSTER

---

Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.

**AUTOR:**

Ray Elvis Smarth Apinas

**TUTORES:**

Dr. Francisco Javier Sanz Ronda

Dr. Roberto San Martín Fernández

Junio del 2017, Palencia, España.

## Contenido

<b>1. Resumen</b> .....	3
<b>2. Abstract</b> .....	4
<b>3. Antecedentes</b> .....	5
3.1. Colonización de macroinvertebrados en ríos y estructuras artificiales para el paso de peces .....	5
3.2. Los macroinvertebrados acuáticos .....	6
3.3. Parámetros físico-químicos.....	7
<b>4. Objetivos</b> .....	7
4.1. Objetivo General .....	7
4.2. Objetivo específicos .....	7
<b>5. Metodología del estudio</b> .....	8
5.1. Descripción de la zona de estudio y la ubicación de los pasos de pece .....	8
5.1.2. Escala de artesas en el río Arlanza, zona de Quintana del Puente (Palencia) .....	8
5.1.3. Río artificial en el río Tormes, Zona de El Marín (Samalanca) .....	9
5.2. Diseño experimental.....	10
5.3. Muestreo de los parámetros físico-químicos <i>in situ</i> .....	10
5.4. Muestreo de macroinvertebrados e identificación .....	10
5.5. Análisis de datos.....	11
5.5.1. Índice diversidad de Shannon .....	11
5.5.2. Índice IBMWP para la calidad de agua dulce .....	11
5.5.3. Análisis estadístico.....	11
<b>6. Resultados</b> .....	13
6.1. Caracterización del agua mediante variables físico-químicos.....	13
6.2. Descripción de la comunidad de macroinvertebrados.....	13
6.2.1. Riqueza y abundancia de las familias de macroinvertebrados más representativas en QP .....	14
6.2.2. Riqueza y abundancia de las familias de macroinvertebrados más representativas en El Marín .....	15
6.3. Análisis del índice de IBMWP en Quintana del Puente y El Marín .....	16
6.4. Análisis Multivariante: Exploración inicial de los datos.....	17
6.4.1. Influencia de las variables ambientales en la composición de la comunidad de macroinvertebrados en Quintana del Puente .....	20
6.4.2. Influencia de las variables ambientales en la composición de la comunidad de macroinvertebrados en El Marín .....	23
<b>7. Discusión</b> .....	26
7.1. Parámetros físico-químicos.....	26
7.2. Comunidad biológica de MI bentónicos .....	26
7.3. Análisis del índice IBMWP .....	28
7.4. Ordenación e influencia de las variables ambientales en la composición de las comunidades de macroinvertebrados .....	28
<b>8. Conclusiones</b> .....	29
<b>9. Agradecimientos</b> .....	30
<b>10. Bibliografías</b> .....	31
<b>11. Anexos</b> .....	34

### Índice de figuras

<b>Figura 1</b>	Zona de estudio en el río Arlanza, Quintana del puente.....	8
<b>Figura 2</b>	Zona de estudio en el río Tormes, El Marín.....	9
<b>Figura 3</b>	Números totales de cada familia de las comunidades de MI encontrados en cada zona de estudio.....	14
<b>Figura 4</b>	Valores promedio del índice IBMWP para Quintana del puente y El Marín.....	17
<b>Figura 5</b>	Ordenación DCA de las 54 muestras y todas las familias de MI identificadas.....	19
<b>Figura 6</b>	Ordenación DCA de las 27 muestras de Quintana y de las familias de Macroinvertebrados identificados.....	21
<b>Figure 7</b>	Curvas de respuesta individual, derivadas de los modelos HOF, de las familias de macroinevertebrados más abundantes en Quintana a lo largo del periodo temporal analizado.....	22
<b>Figura 8</b>	Ordenación DCA de las 27 muestras de El Marín y de las familias de macroinvertebrados identificadas.....	24
<b>Figure 9</b>	Curvas de respuesta individual, derivadas de los modelos HOF, de las familias de macroinvertebrados más abundantes en El Marín a lo largo del periodo temporal analizado.....	25

### Índice de tablas

<b>Tabla 1</b>	Valores máximos, mínimos y el promedio de los parámetros físico-químicos registrados en los distintos tramos del río en Quintana del Puente y El Marín, para el periodo estudiado.....	13
<b>Tabla 2</b>	Familias de MI bentónicos más abundantes y frecuentes en su totalidad en la localidad de Quintana del Puente.....	15
<b>Tabla 3</b>	Familias de MI bentónicos más abundantes (%) y frecuentes a nivel del río y los diferentes tramos de la escala para el paso de peces.....	15
<b>Tabla 4</b>	Familias de MI bentónicos más abundantes y frecuentes en su totalidad en la localidad de El Marín.....	16
<b>Tabla 5</b>	Familias de MI bentónicos más abundantes (%) y frecuentes a nivel del río y los diferentes tramos del río artificial para el paso de peces.....	16
<b>Tabla 6</b>	Significación del ajuste de las diferentes variables sobre la ordenación DCA del total de las muestras y variabilidad explicada. IBMWP= Iberian Biological Monitorin Workin Party.....	19
<b>Tabla 7</b>	Significación del ajuste de las diferentes variables sobre la ordenación DCA de las muestras de Quintana y variabilidad explicada.....	22
<b>Tabla 8</b>	Significación del ajuste de las diferentes variables sobre la ordenación DCA de las muestras de El Marín y variabilidad explicada.....	25

## **1. Resumen**

El objetivo principal del presente trabajo consiste en estudiar si hay diferencias en la composición de macroinvertebrados entre un tramo de río y un paso para peces, en dos localidades diferentes. El estudio se realizó en el río Arlanza, zona de Quintana del Puente y río Tormes, zona de El Marín. En cada río se establecieron tres puntos de muestro de macroinvertebrados: dos en el paso para peces (escala de artesas en Quintana del Puente y río artificial en El Marín) y un tercero aguas abajo del propio río natural. Dentro de cada paso para peces los muestreos se realizaron en la parte alta y baja, que fueron denominados tramos Alto y Bajo. La zona de muestreo aguas abajo del río natural se denominó Río.

Los muestreos se realizaron desde mayo del 2016 a enero de 2017, con una periodicidad mensual. Las muestras de macroinvertebrados se recolectaron con una red tipo D-net de 500  $\mu\text{m}$ , con marco de 0,40 x 0,30 m. El trabajo de laboratorio consistió en la identificación y conteo de los taxones (a nivel de familia) y número de individuos. Durante el periodo de estudio se registraron 12.234 individuos, encontrándose 6.535 de ellos en Quintana del Puente y 5.699 en El Marín.

No existieron diferencias en los parámetros físicos-químicos del agua estudiados (pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica) entre el río y el paso para peces, por lo que fue el hábitat físico el que condicionó la abundancia y diversidad de macroinvertebrados en las dos localidades de estudio. En el tramo de Quintana del Puente, el río natural fue la zona con mayor presencia de macroinvertebrados, difiriendo de manera importante con los ejemplares encontrados en la escala de artesas (ejecutada en hormigón). En cambio, en el tramo de El Marín, no se detectaron diferencias en la composición de la comunidad de macroinvertebrados entre el paso para peces (río artificial, naturalizado) y el río natural, lo que supone que los sistemas de paso de este tipo imitan mejor las condiciones del ecosistema natural que las escalas de artesas.

**Palabras claves:** Macroinvertebrados, Escala de artesas, Río artificial, IBMWP, parámetros físico-químicos.

## **2. Abstract**

The main objective of the present work is to study whether there are differences in the composition of macroinvertebrates between a section of river and a fish passage, in two different locations. The study was conducted on the River Arlanza, in the Quintana del Puente area, and in the River Tormes, in the El Marín area. In each river, three macroinvertebrate sampling points were established: two in the fish passage (pool and weir fish ladder in Quintana del Puente and nature-like bypass in El Marín) and a third one downstream from the own natural river. Within each passage for fish, the samplings were made in the upper and lower part, which were called High and Low sections. The sampling point downstream from the natural river was called River.

Sampling was carried out monthly from May 2016 to January 2017. Macroinvertebrates samples of were collected with a network type D-net of 500  $\mu\text{m}$ , with a frame of 0,40 x 0,30 m. The laboratory work consisted in the identification and counting of the taxa (at the level of family) and number of individuals. During the study period, 12,234 individuals were registered, finding 6,535 of them in Quintana del Puente and 5,699 in El Marín.

There were no differences in the physical and chemical parameters of the studied water (pH, temperature, dissolved oxygen and electrical conductivity) between the river and the fish passage, so it was the physical habitat which conditioned the abundance and diversity of macroinvertebrates in the two locations under study. In the Quintana del Puente area, the natural river showed more abundance of macroinvertebrates, differing significantly to the taxa found in the fish ladder (executed in concrete). However, in the El Marín area, no differences in the composition of the macroinvertebrate community between the fish passage (nature-like) and the natural river were detected, which means that this type of passage systems imitates better the conditions of the natural ecosystem than the fish ladders.

**key words:** Macroinvertebrates, IBMWP, Nature-like bypass, Fish ladder, Physico-chemical parameters

### **3. Antecedentes**

#### **3.1. Colonización de macroinvertebrados en ríos y medios artificiales para el paso de peces**

A lo largo de un río la distribución de los macroinvertebrados (MI) parece ser muy dependiente de condiciones como la estructura y composición del hábitat físico, características físico-químicas del agua, la disponibilidad de los distintos recursos tróficos y las condiciones hidráulicas (Álvarez, 2009). Por otro lado, se han observado que los tramos fluviales con mayor diversidad de microhábitats ofrecen mayor refugio a los MI y éstos tienden a tener mayor número de taxones e individuos que en los tramos con menor disponibilidad de refugio (Scarsbrook & Townsend, 1993).

En las corrientes de agua, la dinámica de movimientos y migraciones de MI bentónicos son un componente importante y muchos de ellos realizan movimientos ascendentes en alguna etapa de su ciclo de vida (Rawer-Jost *et al.*, 1998).

Existen algunas razones del porqué los MI realizan movimientos ascendentes, éstas incluyen la búsqueda de hábitat y alimento, especialmente cuando las poblaciones son muy grandes y existe mucha competencia (Bishop & Hynes, 1969), zonas de pupación o en los sitios de cría (Otto, 1971) para evitar las condiciones abióticas desfavorables (Olsson & Söderström, 1978).

Por otro lado, para conocer el éxito de colonización y migraciones ascendentes de los MI utilizando diferentes tipos de pasos para peces (rampas de piedras y hormigón), se comparó la distribución de MI en zonas aguas arriba y aguas abajo de las escalas para peces en Baden - Württemberg, Alemania, encontrando números de taxones y densidades de MI que no difieren significativamente entre los muestreados en el río (Rawer-Jost *et al.*, 1998).

Otros estudios comparativos recientes en Suecia sobre la colonización de MI en estructuras artificiales para el paso de peces, han logrado identificar a 55 familias, de las cuales 37 fueron encontradas en un río artificial y 54 en las corrientes de referencia en el río. (Gusstafson *et al.*, 2013).

Algunos estudios como el de Jansen *et al.* (2000), realizado en el suroeste de Alemania, se han centrado en las consecuencias de las alteraciones artificiales a la morfología y de flujo de las condiciones del río sobre la presencia/ausencia y densidades relativas de los grupos de MI.

La deriva, o movimiento río abajo de los MI bénticos en la columna de agua, es un proceso sumamente común e importante en los ecosistemas lóticos (Waters, 1972). Se ha encontrado que los MI entran en deriva por razones de comportamiento (para escapar de depredadores), dispersión (buscar nuevos sitios de alimentación) o como resultado de perturbaciones (crecidas del río o cambio de la calidad del agua). La cantidad de organismos

en deriva puede ser alta y en sitios donde abundan los peces depredadores presentan una periodicidad fuertemente nocturna (Ramírez & Pringle, 2001).

La colonización de medios artificiales por parte de los macroinvertebrados, como por ejemplo son los sistemas de pasos para peces, ha sido poco estudiada hasta la fecha, especialmente en el ámbito mediterráneo. Por ello y por la relevancia que tienen los MI en los ecosistemas acuáticos, es importante la realización de un trabajo enfocado al uso por parte de las comunidades de MI de los sistemas de paso para peces, así como la comparación entre diferentes tipologías de los mismos.

### **3.2. Los macroinvertebrados acuáticos**

Los MI acuáticos son un grupo de organismos muy variado que no presentan columna vertebral. Éstos se pueden observar sin la ayuda de un microscopio gracias a su tamaño, pues miden entre 2 milímetros a 30 centímetros (Carrera & Fierro, 2001). Los MI son utilizados en los biomonitoreos de la calidad de un ecosistema acuático como los ríos, lagos, lagunas, embalses etc., gracias a su capacidad sensitiva a los cambios externos que afectan la composición de las poblaciones de los mismos (Roldán, 2003). De acuerdo a (Oscosz, 2009), son considerados indicadores biológicos de la calidad ecológica de los sistemas acuáticos, debido a su sensibilidad a los distintos cambios que puede sufrir el medio (alteraciones hidromorfológicas, físicas y/o químicas).

Los indicadores de aguas contaminadas son los pertenecientes a los grupos de: anélidos, coleópteros y ciertos dípteros. Los efemerópteros, trichópteros y plecópteros son indicadores de aguas limpias (Martínez, 1988).

Los MI tienen diferentes hábitats dentro del río, ya sea el fondo (bentos), sobre la arena, rocas, adheridos a troncos y vegetación sumergida, nadando activamente dentro del agua (nectos), o sobre la superficie (neuston) (Herrera, 2005). Su importancia ecológica está relacionada con la cadena trófica, especialmente son alimento para los peces. Algunas especies son descomponedores de hojarasca y otras son consumidores de materia orgánica presente en el agua (Roldán, 1988).

Entre los principales grupos de MI, se encuentran las larvas y ninfas de insectos del orden Ephemeroptera, Pléoptera, Trichoptera, Coleóptera y Díptera. Otros taxones que se pueden mencionar son crustáceos, platelmintos, anélidos hirudíneos, oligoquetos y moluscos gasterópodos. (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Springer *et al.*, 2007).

A nivel global, cada vez son más mencionados los problemas asociados a las poblaciones de MI, existiendo una diversidad de amenazas para los MI acuáticos, las más importantes relacionadas con la contaminación del cuerpo de agua y la pérdida y alteración de hábitat (Dudgeon *et al.*, 2006).

### 3.3. Parámetros físico-químicos

**La temperatura** influye mucho sobre el hábitat de los organismos acuáticos. Los valores alterados o muy bajos de temperatura pueden ser letales para muchas especies acuáticas incluyendo a los MI (Heathcote, 1998). Brittain (1990) menciona que la temperatura es un factor que controla el crecimiento de las ninfas de efémeras. También influye sobre el comportamiento de otros parámetros como el pH, oxígeno disuelto y la conductividad eléctrica (IDEAM, 2001).

**El pH.** Las aguas con pH neutro o ligeramente, presentan una mayor riqueza de especies, en contraste con aquellas aguas con niveles de pH ácidos, en donde la diversidad específica es muy pequeña debido a los efectos tóxicos de las altas concentraciones de hidrogeniones (Matthias, 1982).

**El oxígeno disuelto (OD)** es importante para la determinación del estado de salud y calidad de un ecosistema acuático (ríos, lagos, riachuelos, entre otros). Altos valores indican aguas de buena calidad. Los valores en los ríos pueden variar de 0-18 partes por millón (ppm). La mayoría de los ríos requieren un mínimo de 5-6 ppm, para albergar una diversidad de vida acuática (Lenntech, 2007).

**La conductividad** del agua mide su capacidad para transportar una corriente eléctrica, la conductividad del agua depende de la concentración de sustancias disueltas ionizadas en ella y de la temperatura (Vernon, 1985). También proporciona información acerca de la productividad primaria y de la descomposición de la materia orgánica, (Roldan, 1988). El mapa de conductividad base estimada para los ríos de España oscilan entre 0-1.400 uS/cm (CEDEX, 2004).

## 4. Objetivos

### 4.1. Objetivo General

- ✚ Analizar las comunidades de MI en dos pasos para peces de la cuenca del río Duero (tipo río artificial y escalas de artesas) y compararlos con la población natural existente en el tramo de río.

### 4.2. Objetivos específicos

- Determinar el número de individuos, la riqueza de familias y la evolución de taxones de MI en un río artificial y en una escala de artesas a lo largo del tiempo.
- Comparar la diversidad, abundancia absoluta, equitatividad y similitud de las familias de MI encontradas en los dos tipos de paso.
- Analizar las comunidades de macroinvertebrados en las estructuras artificiales para el paso de peces en hábitats similares del propio río.
- Estudiar si existen diferencias en los parámetros físico-químicos y biológicos (índice IBMWP) de calidad del agua entre los sistemas de paso de peces y el río natural.



## 5. Metodología del estudio

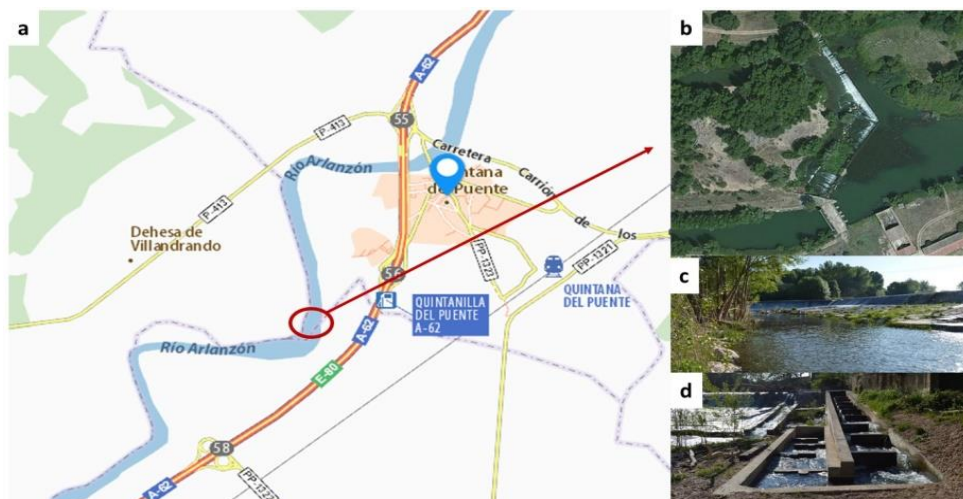
En este estudio se realizó un análisis de las comunidades de MI en dos pasos para peces de la cuenca del Duero. En concreto en una escala de artesas y en un río artificial, que presentan distinta estructura física y se ubican en dos ríos diferentes de dicha cuenca. Con ello se pretendía profundizar en el comportamiento de los MI (presencia, ausencia, diversidad, abundancia y su potencial como indicador de la calidad del sistema acuático) en respuesta a las distintas alteraciones que ha sufrido el medio en el que habita.

### 5.1. Descripción de la zona de estudio y la ubicación de los pasos de peces

#### 5.1.2. Escala de artesas en el río Arlanzón, zona de Quintana del Puente (Palencia)

La escala de Quintana del puente (QP) está ubicada entre los pueblos de Quintana del Puente y Valdecañas de Cerrato (Figura 1a). Se trata de una escala de artesas o de estanques sucesivos, que son las más habituales entre los tipos de paso de peces. La escala consta de 8 estanques que se comunican por medio de vertederos sumergidos y orificios de 2,40 m de largo por 1,60 m de ancho y 1,425 m de profundidad para el caudal de funcionamiento; y otros 8 estanques conectados mediante hendiduras verticales de 0,925 m de profundidad media y 2,10 x 1,60 m (Figura 1d; Sanz Ronda & Ruiz Legazpi, 2011). El tramo de río de control se ubica aguas abajo de la escala y tiene unos 40 m de longitud y 7 m de anchura. Comienza con un pequeño rápido y concluyen en una poza somera, de unos 70 cm de profundidad. El lecho está compuesto por gravas y gravillas.

Esta zona está regulada por un aprovechamiento energético que condiciona el caudal del río natural estudiado a 2 m<sup>3</sup>/s (caudal ecológico) la mayor parte del año. La vegetación del entorno está compuesta por alisedas (especie dominante más cercana del agua), saucedas (*Salix alba*, *S. triandra*, *S. fragilis*) y choperas (*Populus nigra*, *P. alba*), con presencia de *Fraxinus angustifolia* (Figura 1b, c)



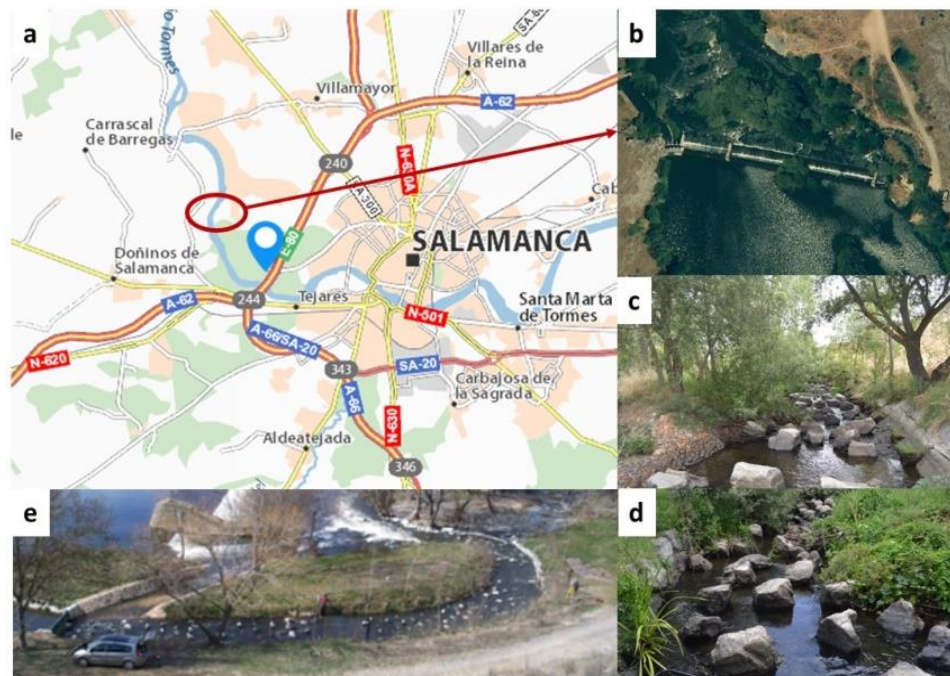
**Figura 1.** (a) Zona de estudio en Quintana del Puente, Río Arlanzón (Fuente: Google Maps), (b) vista aérea; (Fuente: Google Maps), (c) vista general del tramo de río y (d) vista del paso para peces.

### 5.1.3. Río artificial en el río Tormes, Zona de El Marín (Samalanca)

El paso para peces del tipo río artificial es una obra que se encuentra en el Río Tormes (Figura 2 a,b), a 3 km aguas abajo de la ciudad de Salamanca. Los ríos artificiales consisten en la construcción de un canal que imita a un río natural (Figura 2e), que fluye por uno de los lados del obstáculo (Elvira *et al.*, 1998). Se recrean las condiciones naturales de pendiente y sustrato del río, utilizando materiales similares a los de la zona. En la zona de estudio El Marín el río artificial está elaborado con bloques de piedra, con dimensiones de 110 m de largo, y tiene 3,8 m de anchura promedio, la profundidad media es de 0,4 m, con dos estanques de descanso, lo que permite una mayor diversidad de hábitats a los diferentes organismos (Figura 2 c-d).

La zona de río de control se ubica aguas abajo del paso de peces y el tipo de hábitat que presenta es del tipo tabla rápida, con profundidad < 1 m y el lecho está compuesto por gravas. Los caudales varían a lo largo del año, según la regulación que se ejerce en el embalse de Santa Teresa y el consumo para riego.

La ribera de la zona está cubierta con vegetación de saucedas (*Salix alba*, *S. fragilis*, *S. atrocinetea*, *S. elaeagnos*) choperas, fresno (*Fraxinus angustifolia*) y zarza (*Rubus ulmifolius*), entre otros arbustos de rivera.



**Figura 2.** (a) Ubicación del punto de estudio El Marín (Fuente: Google Maps), (b) vista aérea (Fuente: Google Maps), (c, d) canal o río artificial y (e) vista panorámica del río artificial El Marín.

## **5.2. Diseño experimental**

En cada río (río Arlanza y río Tormes) se establecieron tres puntos de muestro: dos en el paso para peces (escala de artesas en Quintana del Puente y río artificial en El Marín) y un tercero aguas abajo del propio río natural. Dentro de cada paso para peces, los muestreos se realizaron en la parte alta y baja, que fueron denominados tramos Alto y Bajo. Aguas abajo de cada río se estableció una zona de muestreo con características similares (movimiento de las aguas, tipo de fondo, vegetación bentónica) a las del paso para peces correspondiente: escala de artesas en Quintana del Puente y río artificial en El Marín. Estas zonas de muestreo aguas abajo del paso de peces se denominaron Río. Los muestreos se realizaron desde mayo del 2016 a enero de 2017, con una periodicidad mensual. Por lo que los seis puntos de muestreo seleccionados fueron muestreados 9 veces a lo largo del estudio.

## **5.3. Muestreo de los parámetros físico-químicos *in situ***

Las variables físico-químicas (pH, oxígeno, temperatura y conductividad) se midieron *in situ* en los seis puntos de muestreo a lo largo de los nueve meses que duró el estudio con la ayuda de una sonda multiparamétrica modelo PCE-PHD 1.

## **5.4. Muestreo de macroinvertebrados e identificación**

Las muestras de macroinvertebrados se recolectaron utilizando una red de mano tipo D-net de 500  $\mu\text{m}$  de luz de malla, con marco de 0,40 x 0,30 m. En el momento del muestreo, la red D-net se ubicó en el bentos en contra de la corriente y con la ayuda de los pies se removió el sustrato y la vegetación del fondo del agua, en forma de barrido para poder capturar los macroinvertebrados presentes.

Se tardó siempre 30 segundos en remover el fondo con la red y recoger la muestra. A partir de esa muestra, 2 personas durante 30 minutos recogieron una sub-muestra de MI atrapados en ella. Las sub-muestras recolectadas se guardaron en un recipiente de plástico y se preservaron en alcohol al 70%. Con este modo de proceder, durante el muestreo se pretendía garantizar un muestreo homogéneo en cuanto a esfuerzo de muestreo que nos permita comparar los resultados de los distintos puntos de muestreo.

El trabajo de laboratorio consistió en la identificación y conteo de los taxones (a nivel de familia) y número de individuos. Para ello se observaron las características morfológicas externas, con la ayuda de una lupa binocular estereoscópica, y se siguieron las guías de identificación realizadas por los investigadores expertos en este campo, tales como: Oscoz *et al.* (2011), Flowers & De la Rosa (2010) y Springer *et al.* (2007), que permiten la identificación de los macroinvertebrados acuáticos de España.

## 5.5 Análisis de datos

### 5.5.1. Índice diversidad de Shannon

La diversidad fue calculada mediante el índice de Shannon ( $H'$ ) con logaritmos neperianos (Magurran, 1989), y considerando familias en vez de especies. Este índice es el más recomendado y utilizado para el análisis de las comunidades de MI. Se ajusta entre los valores entre 0,5 y 5, su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos y superiores a 3 son altos (Pla, 2006). Además, se calcula el índice de equitatividad asociado a la diversidad de Shannon, mediante la expresión:  $E=H'/\ln S$  (Magurran, 1989), donde S se refiere al número total de familias de macroinvertebrados identificadas en cada comunidad.

### 5.5.2. Índice IBMWP para la calidad de agua dulce

El índice IBMWP/IASPT (Iberian Bio-Monitoring Working Party) es la herramienta más extendida entre la comunidad científica y gestora para la evaluación de la calidad del agua y el estado ecológico de los ríos españoles (Alba-Tercedor *et al.*, 2009). Tras la identificación de los MI, se elabora una lista del inventario con las familias presentes. Se busca la puntuación que tiene cada familia (Anexo 1), y se obtiene el valor del índice IBMWP, por la suma total de la puntuación correspondiente a cada una de ellas en cada comunidad. Los rangos de valores asignados para establecer la calidad del agua a partir de la suma de los datos de familias presentes se pueden consultar en el Anexo 2.

### 5.5.3. Análisis estadístico

En primer lugar, se realizó un análisis DCA (Detrended Correspondence Analysis) sobre la matriz de las abundancias de las diferentes familias de MI encontradas en las 54 muestras disponibles, para ordenar las muestras en función de la composición de la comunidad de MI. El DCA construye ejes de ordenación basados en la similitud, de familias en este caso, que existe entre las muestras, medida en unidades de desviación estándar, de modo que las unidades del DCA pueden ser interpretadas como unidades de cambio en la composición de familias (Økland, 1990, Lawesson & Oksanen, 2002). Sobre la ordenación DCA se representaron elipses de desviación estándar (límites de confianza del 95%) que encierran todas las muestras pertenecientes a un grupo dado (río, tramo o mes), haciendo uso de la función *ordiellipse* (Oksanen *et al.*, 2015). Con ello se pretendía comprobar si la composición de la comunidad de MI difiere en función de dichas variables y conocer su significación. Finalmente, para ayudar en la interpretación de las variables ambientales que determinan diferencias en la composición de la comunidad de MI, las variables ambientales se ajustaron sobre la ordenación DCA usando la función *envfit* del paquete "vegan" con 9999

permutaciones (Oksanen *et al.*, 2015). Se trata de un método de ajuste de vectores que busca la dirección hacia donde se dirigen los factores de las variables ambientales de estudio sobre la base de los datos de la ordenación y que, a su vez, maximicen la correlación. La ventaja del método es que permite testar la significación de los vectores y factores ajustados mediante permutaciones, pudiéndose calcular el  $R^2$  de cada variable. Las variables explicativas consideradas en el análisis fueron: fisico-químicas (conductividad, oxígeno, pH, temperatura) y biológicas (IBMWP, diversidad de Shannon, equitatividad, número de individuos, familias y órdenes).

Tras detectar diferencias significativas entre ríos en la comunidad de MI, esta metodología de análisis se aplicó sobre las muestras de cada río por separado. Finalmente, para ajustar el patrón de respuesta (abundancia) de las principales familias de MI en cada río a largo del tiempo se emplearon los modelos HOF (Huissman-Olff-Fresco, Huisman *et al.*, 1993). Se trata de un conjunto jerárquico de cinco modelos, ordenados en sentido creciente de complejidad: modelo I, especies sin patrón de respuesta; modelo II, con tendencia creciente o decreciente; modelo III, con tendencia creciente o decreciente hasta o desde un máximo asintótico; modelo IV, curva de respuesta unimodal simétrica; modelo V, curva de respuesta unimodal asimétrica). El estadístico AIC (Akaike Information Criterion; Akaike, 1973) se usó para seleccionar el modelo de respuesta más apropiado para cada especie (Burnham & Anderson, 2002). Para aquellas familias con respuesta unimodal (modelos HOF IV y V), se calculó además el óptimo ( $\mu$ , mes en el que la familia alcanza el máximo valor de abundancia) y la amplitud de nicho ( $2t$ , intervalo de tolerancia de la familia).

Todos los análisis fueron realizados en R (versión 3.2.2, R Development Core Team 2015), usando el paquete “vegan” para los análisis multivariantes (versión 2.3-2, Oksanen *et al.*, 2015) y el paquete “eHOF” para los modelos HOF (versión 1.7, Jansen & Oksanen, 2013).



## 6. Resultados

### 6.1. Caracterización del agua mediante variables físico-químicas

Considerando los valores medios de las variables físico-químicas medidas, para todo el periodo estudiado y sin diferenciar tramos, se encuentra que en el río Arlanza, en la zona de Quintana del Puente, el agua alcanza un pH de 8,11, el oxígeno disuelto es de 9,96 mg/L, la temperatura de 14,34 °C y la conductividad del agua de 730,10 µS/cm. En cambio, los valores de dichas variables en el río Tormes, en la zona de El Marín, son más bajos (pH = 7,26; Oxígeno = 8,78 mg/L y Conductividad = 109,82 µS/cm), excepto para la temperatura del agua (15,60 °C). En las pruebas de significancia no se observaron diferencias significativas entre el río y escala, tampoco entre tramos de la escala en las dos localidades respectivamente.

En la tabla 1 se recogen los valores medios, máximos y mínimos de las variables físico-químicas medidas diferenciando tramos en cada río, pero considerando el conjunto del periodo estudiado.

**Tabla 1.** Valores máximos, mínimos y el promedio de los parámetros físico-químicos registrados en los distintos tramos del río en Quintana del Puente y El Marín, para el periodo estudiado.

Variables ambientales	Quintana del Puente				El Marín			
	Tramos	Max	Min	Promedio	Tramo	Max	Min	Promedio
Conductividad (C)	QPR	816	590	731	MR	152,4	84,5	109,00
	TA	815	562	728	TA	156,5	84,3	110,36
	TB	820	540	731	TB	155	83,6	109,97
Oxígeno (O)	QPR	14,3	8,3	10,36	MR	14,3	8,0	9,60
	TA	13,4	7,5	9,75	TA	12,5	6,4	8,37
	TB	13,1	7,7	9,76	TB	11,8	6,7	8,30
pH	QPR	8,49	7,85	8,20	MR	8,9	7,04	7,53
	TA	8,27	7,61	8,04	TA	7,87	6,54	7,09
	TB	8,33	7,70	8,09	TB	7,91	6,50	7,15
Temperatura (T)	QPR	22,5	3,0	14,50	MR	24,8	3,1	15,92
	TA	22,2	2,5	14,22	TA	23,8	2,5	15,46
	TB	22,2	2,9	14,25	TB	23,4	3,0	15,43

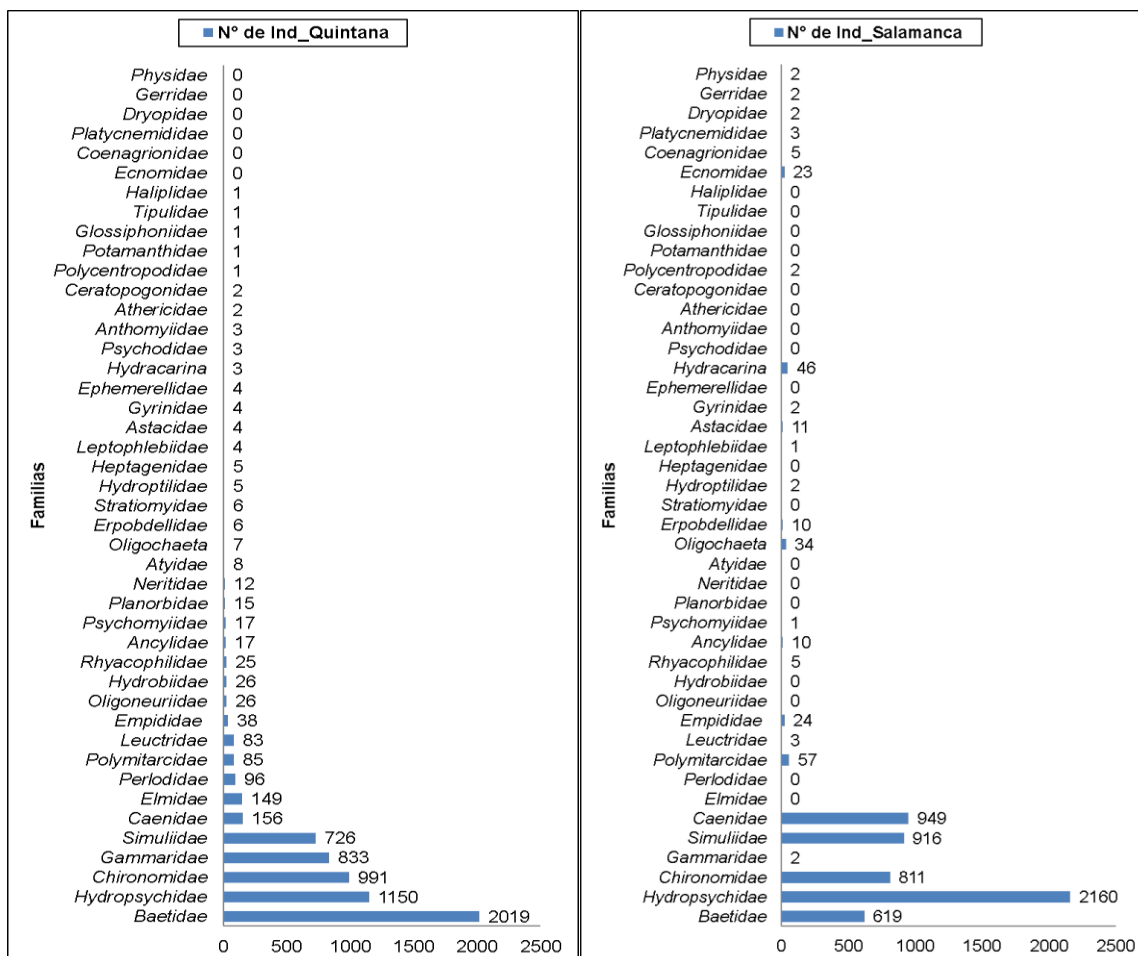
QPR: Quintana del Puente tramo río; MR: Marín Río; TA: Tramo Alto; TB: Tramo Bajo.

### 6.2. Descripción de la comunidad de macroinvertebrados

Durante el periodo de estudio se registraron 12.234 individuos, encontrándose 6.535 de ellos en Quintana del Puente (Palencia) y 5.699 en El Marín (Salamanca). Se identificaron un total de 44 familias pertenecientes a 12 órdenes de MI. En el Marín se encontraron representantes de 25 familias y en Quintana del Puente de 38 familias. De modo que la localidad de El Marín

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

presentó menor diversidad de macroinvertebrados y menor abundancia. Las familias encontradas y su número de individuos se muestran en la figura 3.



**Figura 3.** Número total de individuos para cada familia de las comunidades de MI encontrados en las dos zonas de estudio.

**6.2.1. Riqueza y abundancia de las familias de macroinvertebrados más representativas en QP**

En Quintana del Puente, de los 38 taxones de MI bentónicos a nivel de familia, la clase Insecta fue la más representativa con 27 familias, compuestas por los órdenes: Díptera, Ephemeroptera, Tricóptera, Coleóptera, y Plecóptera. Los órdenes con mayor representatividad fueron Díptera y Ephemeroptera con 9 y 8 familias respectivamente, seguido por Tricóptera con 5 familias, el resto de órdenes estuvieron representados por entre 1 y 3 familias. En la tabla 2 se presentan los resultados globales obtenidos en la localidad de Quintana del Puente a nivel taxonómico de familia, mostrando los 5 taxones más abundantes y frecuentes durante toda la temporada del estudio, tomando en cuenta las que presentan una abundancia relativa mayor al 5 % de acuerdo a Carvacho (2012). Es importante hacer mención a la familia Gammaridae, del subgrupo de los crustáceos, que ha estado ampliamente representado en esta localidad.

**Tabla 2.** Familias de macroinvertebrados bentónicos más abundantes y frecuentes en Quintana del Puente.

<b>Familias</b>	<b>Nº Ind</b>	<b>Abundancia (%)</b>
Baetidae	2.019	30,90
Hydropsychidae	1.150	17,60
Chironomidae	991	15,16
Gammaridae	833	12,75
Simuliidae	726	11,11

Se realizaron comparaciones de las comunidades encontradas en el tramo alto de la escala de artesas para el paso de peces, en el tramo Bajo y aguas abajo del Río. Se observa que para el tramo Alto la familia más abundante y frecuente es Chironomidae (Clase Díptera) y no así en el tramo Bajo y aguas abajo del Río, respectivamente. En el tramo Bajo de la escala destaca la familia Simuliidae (Clase Díptera), mientras que aguas abajo del Río la familia más abundante y frecuente fue Baetidae (Clase Ephemeroptera). Cabe mencionar que las 5 familias más abundantes y frecuentes, presentan abundancias > 10% en más de un tramo de muestreo (Tabla 3).

**Tabla 3.** Familias de macroinvertebrados bentónicos más abundantes (%) y frecuentes a nivel del río y los diferentes tramos de la escala para el paso de peces.

<b>Artesas tramo alto</b>	<b>%</b>	<b>Artesas tramo bajo</b>	<b>%</b>	<b>Aguas abajo del río</b>	<b>%</b>
Chironomidae	38,2	Simuliidae	25,94	Baetidae	38,58
Baetidae	22,85	Gammaridae	23,49	Hydropsychidae	22,51
Simuliidae	20,18	Baetidae	13,05	Gammaridae	12,99
Hydropsychidae	10,84	Chironomidae	11,99	Chironomidae	9,39
Gammaridae	0,94	Hydropsychidae	7,75	Simuliidae	4,04

### **6.2.2. Riqueza y abundancia de las familias de macroinvertebrados más representativas en El Marín**

En El Marín de los 25 taxones de macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia, la Clase Insecta fue la más representativa con 18 familias, compuesta por los órdenes: Tricóptera, Ephemeroptera, Díptera, Coleóptera, Plecóptera, Heteróptera y Odonata. Los órdenes con mayor representatividad fueron Tricóptera y Ephemeroptera con 6 y 4 familias, respectivamente, seguidos por Díptera con 3 familias; el resto de órdenes estuvieron representados por entre 1 y 2 taxones. En la tabla 4 se presentan los resultados globales obtenidos en la localidad de El Marín a nivel taxonómico de familia, mostrando los 5 taxones más abundantes y frecuentes durante toda la temporada del estudio, tomando en cuenta las que presentan una abundancia relativa mayor al 5 % de acuerdo a Carvacho (2012).



**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

**Tabla 4.** Familias de MI bentónicos más abundantes y frecuentes en su totalidad en la localidad de El Marín.

<b>Familias</b>	<b>Nº Ind</b>	<b>Abundancia (%)</b>
Hydropsychidae	2.160	37,90
Caenidae	949	16,65
Simuliidae	916	16,07
Chironomidae	811	14,23
Baetidae	619	10,86

Comparando las comunidades encontradas en los diferentes tramos (Alto, Bajo y Río), se observa que las familias Caenidae (Clase Ephemeroptera) y Simuliidae (Clase Díptera) mostraron mayor abundancia y representatividad en el tramo Alto del río artificial, mientras que en el tramo Bajo del río artificial y aguas abajo del Río en zonas similares al paso de peces destacó la familia Hydropsychidae (Clase Tricóptera). Cabe mencionar que las 5 familias más abundantes y representativas presentan abundancias >10% en más de un tramo de muestreo (Tabla 5).

**Tabla 5.** Familias de macroinvertebrados bentónicos más abundantes (%) y frecuentes a nivel del río y los diferentes tramos del río artificial para el paso de peces.

<b>Artesas tramo alto</b>	<b>%</b>	<b>Artesas tramo bajo</b>	<b>%</b>	<b>Aguas abajo del río</b>	<b>%</b>
Caenidae	52,69	Hydropsychidae	44,39	Hydropsychidae	28,76
Simuliidae	50,86	Simuliidae	19,91	Chironomidae	24,45
Hydropsychidae	34,93	Caenidae	13,23	Baetidae	16,54
Chironomidae	14,66	Baetidae	9,95	Simuliidae	14,42
Baetidae	8,16	Chironomidae	8,96	Caenidae	10,74

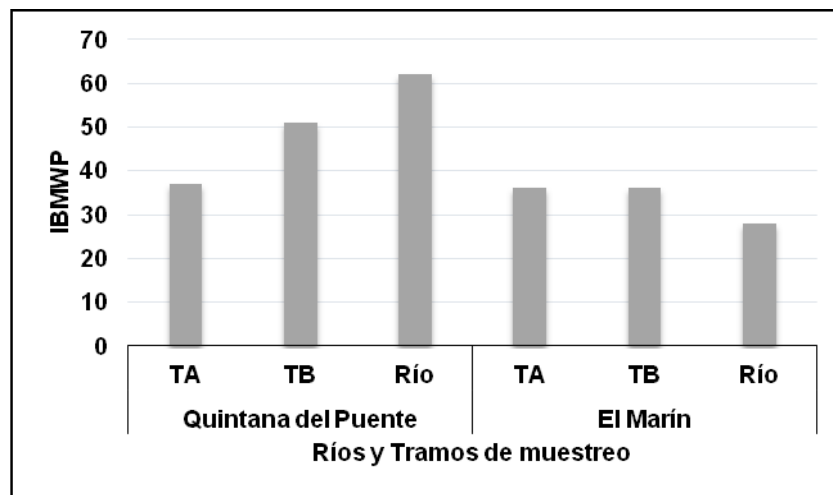
### 6.3. Análisis del índice de IBMWP en Quintana del Puente y El Marín

Los resultados del índice IBMWP obtenidos para el río Arlanza, zona de Quintana del Puente, muestran en el Río un valor máximo de 85 y mínimo de 50, con promedio de 62,6; en el tramo Alto de la escala para el paso de peces alcanzó un máximo de 61 y mínimo de 18, con promedio de 37,33 y en el tramo Bajo de la escala el máximo fue de 69 y el mínimo de 26, con un promedio de 49,9 (ver figura 4). Los valores más altos se registraron en el mes de junio, mientras que los valores más bajos fueron registrados durante el mes de noviembre. Existen diferencias significativas entre el tramo Alto de la escala de artesas y el Río con un p-valor = 0,0018 de acuerdo a la prueba de significancia (LSD) Fisher, con nivel de confianza del 95%.

De acuerdo con los valores del índice IBMWP (Anexo 2), éstos resultados nos indican que el río Alanza en la zona de Quintana del Puente presenta un curso de agua y estado ecológico bueno, con leves signos de contaminación o alteración.

Para el río Tormes, zona de El Marín, los resultados del índice IBMWP obtenidos para el Río muestran un valor máximo de 43 y mínimo de 20, con promedio de 28; para el tramo Alto el valor máximo fue de 49 y el mínimo de 20, con promedio de 36,22 y en el tramo Bajo el máximo valor registrado fue de 53 y mínimo de 21, con promedio de 37 (Figura 4). Los resultados en este caso no presentan diferencias significativas entre los tramos del río artificial, ni el río artificial y el Río aguas abajo. Los valores más altos se registraron en el mes de julio, el valor más bajo se reportó en el mes de enero.

Los resultados obtenidos en el río Tormes, en la zona de El Marín, nos indican la presencia de un curso de agua muy contaminado, en situación crítica (sistema muy alterado), de acuerdo a los valores índice IBMWP del anexo 2.



**Figura 4.** Valores promedio del índice IBMWP para (Quintana del puente y El Marín) TA= Tramo alto, TB= Tramo bajo, Río= aguas abajo del río natural.

#### 6.4. Análisis Multivariante: Exploración inicial de los datos

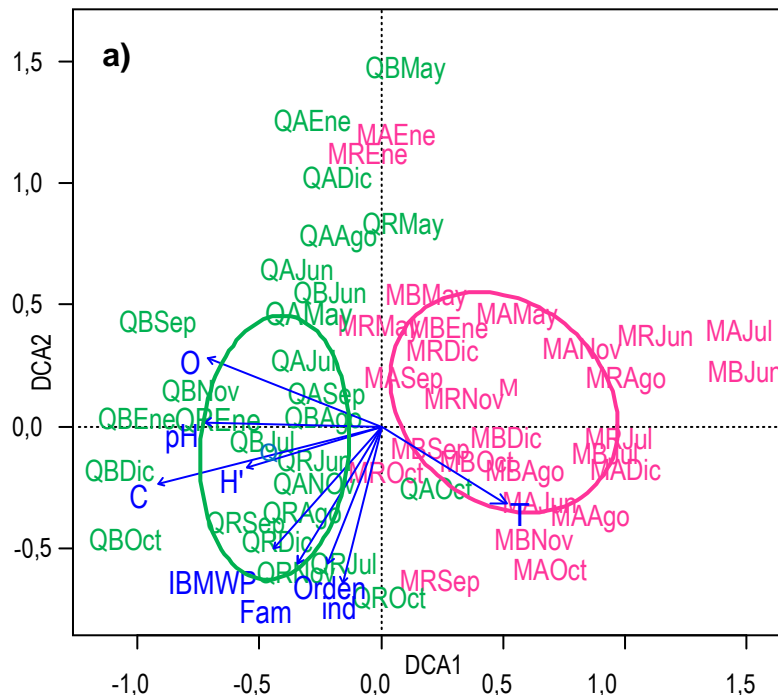
El análisis DCA aplicado al conjunto de los datos arroja autovalores ( $\lambda$ ) de 0,39 y 0,24 para los dos primeros ejes, con longitudes del gradiente de 2,72 y 2,17 unidades de desviación estándar, que explican el 19,9 y 12,4% de la varianza total, respectivamente. El ajuste de las variables río (Quintana del Puente, El Marín) y tramo (Alto, Bajo, Río) sobre la ordenación de las muestras es significativo ( $p = 0,005$  y  $p = 0,03$  respectivamente), mientras que el ajuste del mes (mayo 2016-enero 2017) es probablemente significativo ( $p = 0,065$ ). Sin embargo, únicamente la variable río explica una variabilidad superior al 30%, en concreto del 37,44%, y por ello sólo la variable río será considerada en la interpretación del DCA global.

Las elipses de desviación estándar, ajustadas a un nivel de confianza del 95%, muestran una clara separación de las muestras tomadas en El Marín, hacia la mitad derecha del DCA, de las muestras tomadas en Quintana del Puente, hacia la mitad izquierda (Figura 5a). El ajuste de las variables ambientales sobre la ordenación indica cómo todas influyen

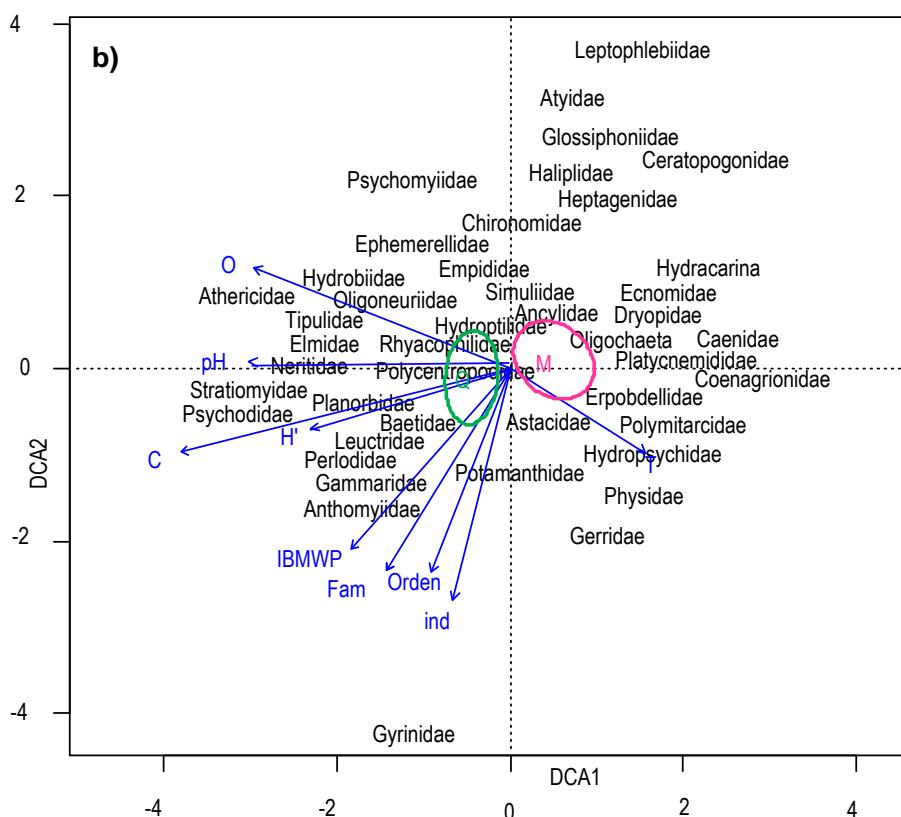
significativamente, excepto la equitatividad (Tabla 6). Conductividad eléctrica y oxígeno son las variables que más variabilidad explican (0,64 y 0,42 respectivamente), seguidas de pH (0,38), IBMWP (0,32), número total de individuos (0,31) y riqueza de familias (0,31); todas ellas con variabilidad explicada superior al 30%.

Estos resultados indican importantes diferencias entre los dos ríos, en cuanto a la composición de la comunidad de macroinvertebrados (Figura 5b). De hecho, hay familias exclusivas (*Physidae*, *Gerridae*, *Dryopidae*, *Platycnemididae*, *Coenagrionidae*, *Ecnomidae*) o más abundantes (*Hydropsychidae*, *Caenidae*, *Oligochaeta*, *Hydracarina*) en El Marín y exclusivas (*Haliplidae*, *Tipulidae*, *Glossiphoniidae*, *Potamanthidae*, *Ceratopogonidae*, *Athericidae*, *Anthomyiidae*, *Psychodidae*, *Ephemerellidae*, *Heptagenidae*, *Stratiomyidae*, *Atyidae*, *Neritidae*, *Planorbidae*, *Hydrobiidae*, *Oligoneuriidae*, *Perlodidae* y *Elmidae*) o más abundantes (*Baetidae*, *Leuctridae*, *Gammaridae*, *Rhyacophilidae*, *Psychomyiidae*.) en Quintana. Estas diferencias en la composición de la comunidad de MI entre los dos ríos vienen determinadas por diferencias en prácticamente todas las variables físico-químicas y biológicas del agua y a los tipos de hábitats que presentan cada tramo de estudio y su calidad, que alcanzan valores más altos en Quintana del Puente que en El Marín, a excepción de la temperatura del agua que es más alta en las muestras de Marín.

Por otro lado, los resultados sugieren que la influencia de la variable río sobre la comunidad de MI es más fuerte que la que puedan ejercer la época de muestreo o el tramo del río inventariado. La separación de las muestras en dos grandes grupos en función del río al que pertenecen justifica el análisis posterior de estos dos grupos de datos para valorar en cada río la influencia de las variables ambientales en la composición de la comunidad de MI.



**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**



**Figura 5.** Ordenación DCA de las 54 muestras (a) y todas las familias de MI identificadas en ellas (b), con proyección de las variables ambientales explicativas y elipses de desviación estándar que engloban las muestras tomadas en cada río. Para identificar cada muestra color (verde=Quintana, rosado fucsia= El Marín) la primera letra se refiere al río (M = El Marín, Q = Quintana), la segunda letra al tramo (A = alto, B = Bajo y R = Río) y las tres últimas indican el mes. Las abreviaturas de las variables ambientales se recogen en la Tabla 6.

**Tabla 6.** Significación del ajuste de las diferentes variables sobre la ordenación DCA del total de las muestras y variabilidad explicada. IBMWP= Iberian Biological Monitorin Workin Party

Variabes	$r^2$	$p$	Variabes	$r^2$	$p$
<b>Conductividad (C)</b>	0,64	0,005	<b>Nº Familias (Fam)</b>	0,31	0,005
<b>Oxígeno (O)</b>	0,42	0,005	<b>Nº Órdenes (Orden)</b>	0,26	0,005
<b>pH</b>	0,38	0,005	<b>Diversidad de Shannon (H')</b>	0,24	0,010
<b>IBMWP</b>	0,32	0,005	<b>Temperatura (T)</b>	0,14	0,050
<b>Nº Individuos (ind)</b>	0,31	0,010	<b>Equitatividad (E)</b>	0,07	0,190

#### **6.4.1. Influencia de las variables ambientales en la composición de la comunidad de macroinvertebrados en Quintana del Puente**

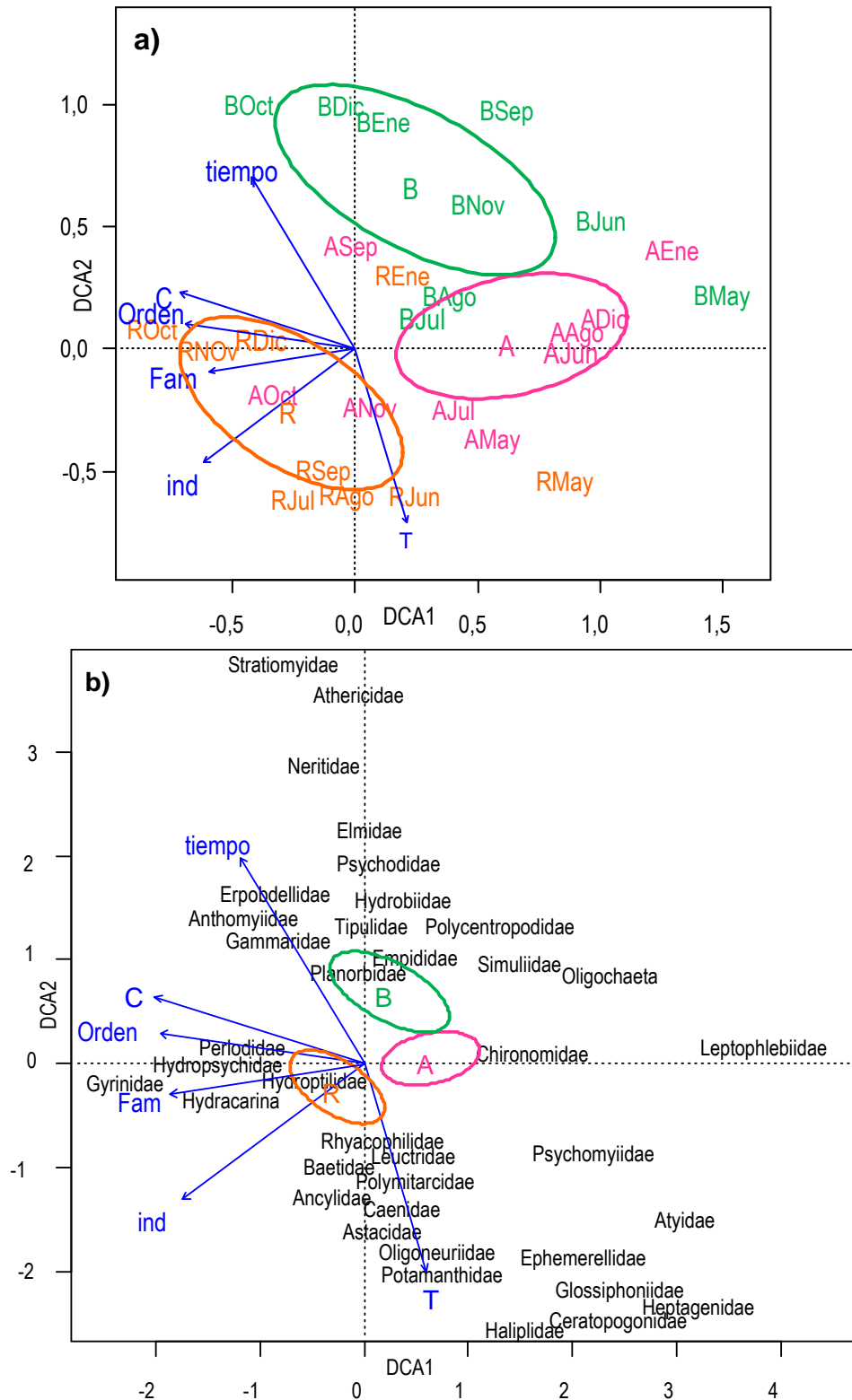
El análisis DCA aplicado a las muestras de Quintana del Puente arroja autovalores ( $\lambda$ ) de 0,34 y 0,21 para los dos primeros ejes, con longitudes del gradiente de 2,47 y 1,61 unidades de desviación estándar, que explican el 24,1 y 14,6% de la varianza total, respectivamente. El ajuste de la variable tramo sobre la ordenación de las muestras es significativo ( $p = 0,005$ ), así como el ajuste de la variable tiempo ( $p = 0,005$ ), siendo la variabilidad explicada por ambas variables del 45,32 y 48,38% respectivamente.

Las elipses de desviación estándar que engloban las muestras tomadas en cada tramo ilustran la significación de la variable tramo en la ordenación, pues las tres elipses ocupan regiones bien diferenciadas en el primer plano factorial (Figura 6a). De hecho, se observa una clara separación de las muestras tomadas en el río, hacia la mitad izquierda del DCA, de las muestras tomadas en la escala, hacia la mitad derecha del DCA, y a su vez importantes diferencias entre las muestras tomadas en la escala entre el tramo Alto y el Bajo (Figura 6a). El ajuste de las variables sobre la ordenación de las muestras indica cómo conductividad y temperatura son las variables ambientales que más variabilidad explican junto con las variables biológicas, número de individuos y de órdenes (todas ellas con variabilidad  $\geq 35\%$ ; Tabla 7 ), y el número de familias (0,26) si consideramos significativo el ajuste para una  $p = 0,070$ .

Estos resultados indican importantes diferencias entre tramos, en cuanto a la composición de la comunidad de MI (Figura 6b). De hecho, hay familias exclusivas (Hydracarina, Haliplidae, Gyrinidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Potamanthidae, Heptagenidae, Glossiphoniidae) o más abundantes (Gammaridae, Baetidae, Caenidae, Hydropsychidae, Perlodidae) en el Río, otras más abundantes (Chironomidae) en el tramo Alto de la escala y otras exclusivas (Stratiomyidae, Athericidae, Lepthopplebiidae, Polycentropodidae) o más abundantes (Elmidae, Simuliidae) en el tramo Bajo de la escala. Las diferencias en la composición de la comunidad de MI entre río y escala vienen determinadas principalmente por diferencias en la conductividad del agua a lo largo del eje 1 del DCA. El incremento de la conductividad hacia el río (extremo izquierdo del DCA1) parece incrementar la abundancia de MI y la variedad de órdenes y familias (Figura 6a).

Los resultados sugieren, además, importantes diferencias en la composición de la comunidad de MI en Quintana del Puente a lo largo del año (Figura 6b), asociadas al eje 2 del DCA, y debidas principalmente a diferencias de temperatura del agua que aumenta hacia el extremo negativo del DCA2, donde se sitúan las muestras tomadas en los meses más cálidos (meses de junio, julio y agosto; Figura 6a).

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**



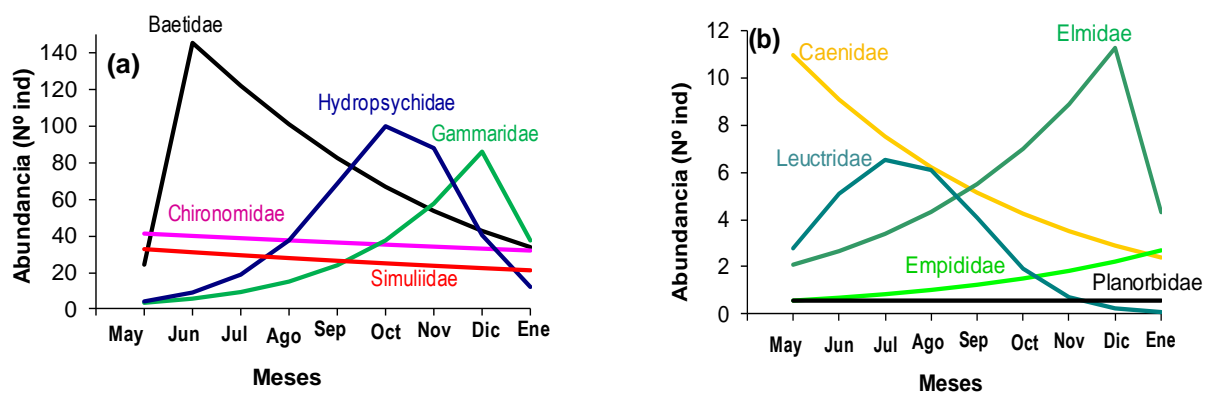
**Figura 6.** Ordenación DCA de las 27 muestras de Quintana **(a)** y de las familias de MI identificadas en ellas **(b)**, con proyección de las variables ambientales explicativas y elipses de desviación estándar que engloban las muestras tomadas en cada tramo. Para identificar cada muestra la primera letra hace referencia al tramo (A = alto, B = Bajo y R = Río) y las siguientes al mes. Las abreviaturas de las variables ambientales se recogen en la Tabla 7.

**Tabla 7.** Significación del ajuste de las diferentes variables sobre la ordenación DCA de las muestras de Quintana y variabilidad explicada.

Variables	$r^2$	$p$	Variables	$r^2$	$p$
Nº Individuos (ind)	0,43	0,010	Oxígeno (O)	0,22	0,145
Conductividad (C)	0,40	0,010	IBMWP	0,17	0,250
Temperatura (T)	0,39	0,010	Equitatividad (E)	0,11	0,370
Nº Órdenes (Orden)	0,35	0,025	pH	0,08	0,475
Nº Familias (Fam)	0,26	0,070	Diversidad de Shannon (H')	0,08	0,515

La figura 7 describe los cambios en la abundancia de las principales familias a lo largo del gradiente temporal asociado al eje 2 del DCA. En este caso diez de las familias de MI encontradas en Quintana del Puente pudieron ser modelizadas (frecuencia media del 83%) haciendo uso de los modelos HOF. Baetidae, Hydropsychidae, Gammaridae (Figura 7a) y Elmidae (Figura 7b) muestran respuesta unimodal asimétrica (Modelo V) a lo largo del tiempo, y Leuctridae respuesta unimodal simétrica (Figura 7b), mientras que Empididae muestra modelo II con tendencia creciente (Figura 7b) y Chironomidae, Simuliidae (Figura 7a) y Caenidae (Figura 9b) modelo II con tendencia decreciente a lo largo del tiempo. Planorbidae mantiene constante su escasa abundancia (<1 ind) a lo largo de todo el periodo temporal disponible (modelo I; Figura 7b).

Se observa un remplazo gradual de las familias a lo largo del tiempo. Familias como Caenidae, Chironomidae y Simuliidae muestran mayor abundancia en mayo de 2016 y descenso posterior hasta enero de 2017, mientras que Baetidae alcanza su óptimo ( $\mu$ ) en junio de 2016, Leuctridae en julio, Hydropsychidae en octubre y Gammaridae y Elmidae en diciembre de 2016 y sus abundancias descienden progresivamente hasta enero de 2017, cuando Empididae alcanza sus mayores abundancias. Entre las familias con respuesta unimodal, Leuctridae es la que muestra una mayor amplitud de nicho ( $2t=3,5$ ) seguida de Baetidae ( $2t=3,08$ ), Hydropsychidae ( $2t=2,71$ ), Elmidae ( $2t=2,41$ ) y Gammaridae ( $2t=1,62$ ).



**Figure 7.** Curvas de respuesta individual, derivadas de los modelos HOF, de las familias de MI más abundantes en Quintana a lo largo del periodo temporal analizado. Las curvas de respuesta se separan en dos paneles (a y b) para facilitar la visualización de aquéllas con menor abundancia (b).

#### **6.4.2. Influencia de las variables ambientales en la composición de la comunidad de macroinvertebrados en El Marín**

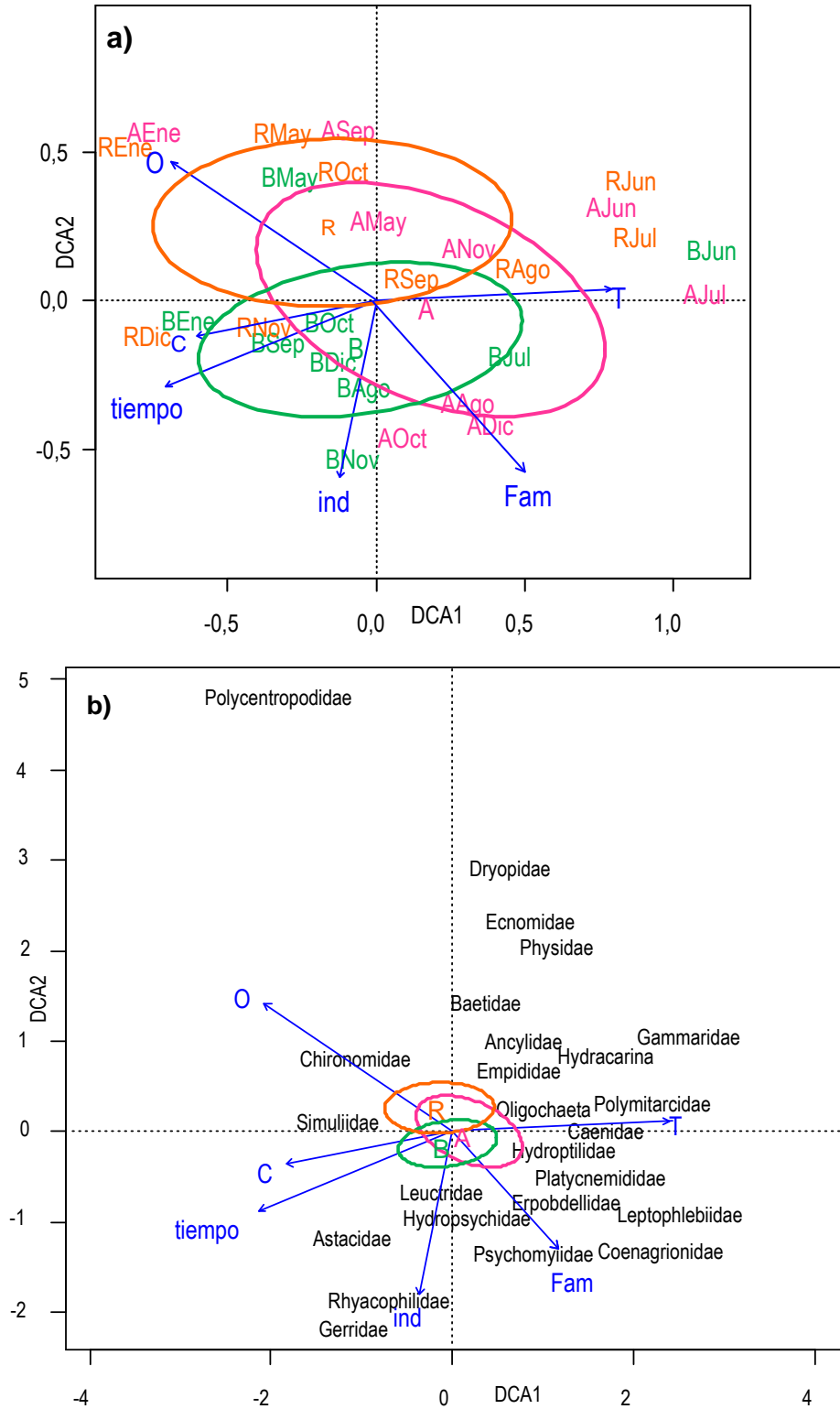
El análisis DCA aplicado a las muestras de El Marín arroja autovalores ( $\lambda$ ) de 0,39 y 0,09 para los dos primeros ejes, con longitudes del gradiente de 2,04 y 1,14 unidades de desviación estándar, que explican el 33,8 y 8,2% de la varianza total, respectivamente. El ajuste de la variable tramo (Alto, Bajo, Río) sobre la ordenación de las muestras no es significativo ( $p = 0,390$ ), mientras que el ajuste del mes (mayo 2016-enero 2017) si lo es ( $p = 0,005$ ) y la variable mes (tiempo) explica el 74,63 % de la variabilidad.

Las elipses de desviación estándar (nivel de confianza del 95%) que engloban las muestras tomadas en cada tramo muestran la falta de significación de la variable tramo en la ordenación, pues las tres elipses ocupan regiones muy solapadas del primer plano factorial (Figura 8a). El ajuste de las variables ambientales sobre la ordenación de las muestras indica cómo oxígeno y temperatura son las variables que más variabilidad explican (>50%, Tabla 8), junto con la variable tiempo ya mencionada anteriormente. Les siguen en variabilidad explicada la densidad de individuos (0,33) y la variedad de familias (0,28), y la conductividad (0,33) si consideramos significativo el ajuste para una  $p = 0,055$ .

Estos resultados indican gran similitud en la composición de la comunidad de MI entre tramos y, en consecuencia, entre la escala (tramos Alto y Bajo) y el Río en El Marín (Figura 8b). De hecho, hay un alto porcentaje de familias comunes a los tres tramos (44%), y entre tramos Alto-Bajo (60%), Alto-Río (44%) y Bajo-Río (48%). Los resultados sugieren, sin embargo, importantes diferencias en la composición de la comunidad de MI en El Marín a lo largo del año (Figura 8b), asociadas al eje 1 del DCA, y debidas principalmente a diferencias en los niveles de oxígeno y temperatura del agua y, en menor medida, a la conductividad. El oxígeno en el agua y la conductividad aumentan hacia la estación más fría (meses de diciembre y enero, extremo izquierdo del DCA1; Figura 8a), mientras que la temperatura del agua aumenta hacia la estación más cálida (meses de junio, julio y agosto, extremo derecho del DCA1; Figura 8a).



**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**



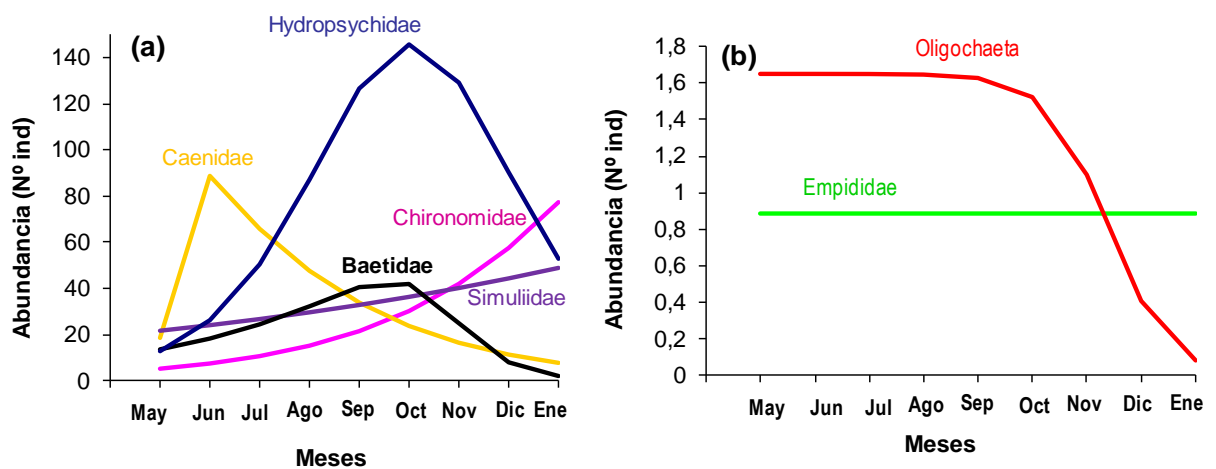
**Figura 8.** Ordenación DCA de las 27 muestras de El Marín **(a)** y de las familias de MI identificadas en ellas **(b)**, con proyección de las variables ambientales explicativas y elipses de desviación estándar que engloban las muestras tomadas en cada tramo. Para identificar cada muestra la primera letra hace referencia al tramo (A = alto, B = Bajo y R = Río) y las siguientes al mes. Las abreviaturas de las variables ambientales se recogen en la Tabla 8.

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

**Tabla 8.** Significación del ajuste de las diferentes variables sobre la ordenación DCA de las muestras de El Marín y variabilidad explicada.

Variables	$r^2$	$p$	Variables	$r^2$	$p$
Oxígeno (O)	0,59	0,005	Nº Órdenes (Orden)	0,23	0,100
Temperatura (T)	0,54	0,005	IBMWP	0,19	0,145
Nº Individuos (ind)	0,32	0,015	Diversidad de Shannon (H')	0,17	0,140
Nº Familias (Fam)	0,28	0,045	Equitatividad (E)	0,18	0,115
Conductividad (C)	0,33	0,055	pH	0,04	0,680

La figura 9 describe los cambios en la abundancia de las principales familias a lo largo del gradiente temporal asociado al eje 1 del DCA. Sólo siete de las familias de MI encontradas en El Marín pudieron ser modelizadas (frecuencia media del 70%) haciendo uso de los modelos HOF. Caenidae y Baetidae muestran respuesta unimodal asimétrica (Modelo V) a lo largo del tiempo (Figura 9a) e Hydropsychidae respuesta unimodal simétrica (Modelo IV; Figura 9b), mientras que Simuliidae y Chironomidae muestran modelo II con tendencia creciente (Figura 9a), y Oligochaeta modelo III con tendencia decreciente a lo largo del DCA1 (Figura 9b). Empididae mantiene constante su escasa abundancia (<1 ind) a lo largo de todo el periodo temporal disponible (modelo I; Figura 9b). Se observa un remplazo gradual de las familias a lo largo del tiempo. Familias como Oligochaeta muestran mayor abundancia desde mayo de 2016 a septiembre (final del verano) y descenso posterior importante hasta enero de 2017, mientras que Caenidae alcanza su óptimo ( $\mu$ ) en junio de 2016, Hydropsychidae y Baetidae en octubre y sus abundancias descienden progresivamente hasta enero de 2017, cuando Chironomidae y Simuliidae alcanzan sus mayores abundancias. Entre las familias con respuesta unimodal, Hydropsychidae es la que muestra una mayor amplitud de nicho ( $2t=4,04$ ) seguida de Baetidae ( $2t=3,68$ ) y Caenidae ( $2t=2,17$ ).



**Figure 9.** Curvas de respuesta individual, derivadas de los modelos HOF, de las familias de MI más abundantes en El Marín a lo largo del periodo temporal analizado. Las curvas de respuesta se separan en dos paneles (a y b) para facilitar la visualización de aquéllas con menor abundancia (b).

## **7. Discusión**

### **7.1. Parámetros físico-químicos**

Las características físico-químicas del medio acuático ejercen una importante influencia sobre la distribución de los macroinvertebrados fluviales (Vivas *et al.*, 2002) y a su vez son los parámetros a los cuales los organismos son más sensibles a sus cambios (Roldan, 1992). En nuestro estudio, en la zona de Quintana del Puente (río Arlanza), el agua alcanza un pH de 8,11, el oxígeno disuelto es de 9,96 mg/L, la temperatura de 14,34 °C y la conductividad del agua de 730,10 µS/cm. En cambio, los valores de dichas variables en el río Tormes, en la zona de El Marín, son más bajos, excepto para la temperatura del agua (pH = 7,26; Oxígeno = 8,78 mg/L; Temperatura = 15,60 °C y Conductividad = 109,82 µS/cm). En ningún caso se han encontrado diferencias significativas entre las mediciones efectuadas en el río y en el paso de peces para los parámetros anteriores. Ello indica que el corto recorrido del agua por el paso de peces no altera las condiciones físico-químicas de ésta.

Los valores encontrados en este estudio están situados en rangos óptimos para el desarrollo de la vida acuática (Matthias, 1982; Heathcote, 1998; Lenntech, 2007), ya que valores muy bajos podrían ser perjudiciales para la vida acuática. Es importante destacar que la zona de estudio de Quintana del Puente presenta mejores condiciones para el desarrollo de una mayor diversidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos (pH básico, mayor conductividad, temperaturas frescas y oxígeno disuelto elevado) (García de Jalón *et al.*, 1992). Los valores bajos en El Marín podrían asociarse a que se trata de un tramo más bajo del río (zonación longitudinal), a la geología granítica del terreno y a la contaminación orgánica e inorgánica proveniente de las zonas urbanas próximas (ciudad de Salamanca y alrededores), puesto que la degradación de la materia orgánica causa una disminución del pH y el oxígeno disuelto (Winkler, 1999; Timm *et al.*, 2001; Rueda *et al.*, 2002).

### **7.2. Comunidad biológica de MI bentónicos**

La estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos más representativas en la zona de estudio de Quintana del Puente fueron los órdenes: Díptera, Ephemeroptera, Tricóptera, Coleóptera, y Plecóptera en los diferentes tramos estudiado; la abundancia acumulada se destacan las familias Chironomidae con 458 individuos en el tramo Alto de la escala de artesas, Simuliidae con 318 individuos en el tramo Bajo y en la zona de aguas abajo del Río la familia Baetidae con 1.585 individuos.

La riqueza de taxones fue de 38 en la zona de estudio de Quintana del Puente, 32 se encontró aguas abajo del Río, mientras que en la escala de hormigón 30 taxones. Estos valores son similares a los encontrados por (Rawer-Jost *et al.* 1998), que reportó 30 taxones

en pasos para peces del de tipo rampas y 36 aguas abajo de la escala, en el río Enz (Alemania).

Sin embargo, en este tramo del río Arlanza se observan diferencias notables en la diversidad y abundancia de familias entre el Río y los tramos Alto y Bajo de la escala, presentándose familias exclusivas en cada zona. El río natural es el hábitat más biodiverso y donde mayor cantidad de ejemplares aparecieron. Al no existir diferencias entre los parámetros físico-químicos, son las condiciones del hábitat las que condicionan este resultado, ya que el tramo de río presenta variabilidad de sustrato, velocidad y profundidad del agua, mientras que en la escala la profundidad se mantiene constante y solo el sustrato varía un poco: hormigón y macrófitas en el tramo Alto y lo mismo en el tramo Bajo, pero con un lecho de gravillas.

Las comunidades de macroinvertebrados más representativos en el río artificial y aguas abajo en El Marín fueron los órdenes: Tricóptera, Ephemeroptera, Díptera, Coleóptera, Plecóptera, Heteróptera y Odonata; 2 más que en QP, sin embargo, el número de taxones fue menor con 25, encontrándose 14 aguas abajo del río artificial y 24 dentro del río artificial distribuidos en el tramo Alto y Bajo del mismo. Se encontró un alto porcentaje de familias comunes a los tres tramos (44%). Estos valores de similitud son un poco más bajos a los encontrados por (Gustafsson, *et al.*, 2013) que reportó un 63% de similitud en corrientes de referencia respecto a un canal natural para el paso de peces, en cambio las comparaciones de las familias presentes en este estudio para El Marín respecto a cada tipo de tramo tienden a aumentar teniendo una mayor similitud entre los tramos Alto-Bajo (60%), seguido por el tramo Bajo-Río (48%) y Alto-Río (44%).

En general, para el caso concreto de El Marín, no existen diferencias entre la composición de la comunidad de MI entre el río natural y los dos tramos del río artificial, a pesar de que las diferencias en cuanto al hábitat físico son muy evidentes. Probablemente sea la mala calidad del agua la que condiciona estos resultados.

El hecho de que en QP se hayan encontrado mayor número de taxones que en El Marín, está relacionado con los parámetros físicoquímicos comentados anteriormente y con la diversidad hidráulica (velocidades y profundidades muy variables) y de sustratos (arenoso, arcilloso, gravas y gravillas, con presencia de macrofitas), puesto que una estructura de hábitat más heterogénea tiene el potencial de promover una mayor diversidad. Por ello, factores como las características de los diferentes tipos de hábitats, la disponibilidad de alimentos y los mecanismos de dispersión contribuyen a la diversidad de los macroinvertebrados bentónicos (Gustafsson *et al.* 2013). Otros autores sugieren que la composición y diversidad de la fauna de macroinvertebrados bentónicos acuáticos pueden mostrar una gran variabilidad en condiciones naturales y esto dependerá de las

características físicas, climáticas y geomorfológicas en las cuales residen (Barbour *et al.*, 1999, Green & Swietlik, 2000).

### **7.3. Análisis del índice IBMWP**

El método más utilizado para determinar la calidad biológica del agua en un curso de río se asienta en los valores de los índices biológicos del IBMWP, lo que permite establecer como característica primordial para que un curso de río sea considerado de buena calidad y de referencia, es que su IBMWP sea superior a 100 en las campañas de muestreo. (Reynoldson *et al.*, 1997; Bonada *et al.*, 2002, Alba-Tercedor *et al.*, 2009, Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Tomando en consideración estos criterios dentro de este estudio, de acuerdo a los resultados obtenidos durante 9 meses de muestreo, se ha podido observar que la calidad biológica del río Arlanza en la zona de Quintana del Puente, indica que el curso del agua y su estado ecológico es de buena, con leves signos de contaminación u alteración. Para ello se han tenido en cuenta sus valores promedios observados para el tramo de río fue de 62,6 y para el tramo alto de la escala para el paso de peces de 37,33 y para el tramo bajo de la escala fue de 49,9. El tramo alto de la escala difiere significativamente del río natural y presenta una menor puntuación que el tramo bajo, debido a que se trata de un medio más homogéneo y a que el sustrato está compuesto por un lecho continuo de hormigón, frente a las gravas y gravillas que existen en los otros tramos.

Los resultados del índice IBMWP, para El Marín indican la existencia de cursos de aguas muy contaminados y alterados en situación crítica (sistema muy alterado), teniendo en cuenta que los valores promedio observados en el tramo de río fueron de 28, para el tramo alto del río artificial de 36,22; y para el tramo bajo fue de 37. Sin embargo, la calidad del agua en base a este índice es ligeramente mejor en el río artificial que en el río natural, pues hay presencia de familias más exigentes en cuanto a calidad del agua. Probablemente, la mayor diversidad de hábitats en este medio, permita la presencia de estos individuos menos tolerantes.

Las alteraciones del curso de agua podrían estar relacionados con la ubicación del tramo del río que está a unos 3 km aguas abajo de la ciudad de Salamanca y a su vez es un curso de aguas de tramo medio bajo.

### **7.4. Ordenación e influencia de las variables ambientales en la composición de las comunidades de macroinvertebrados.**

La ordenación DCA con las variables ambientales y biológicas indican que la composición de la diversidad y abundancias de las comunidades de macroinvertebrados en los dos ríos (río Arlanza, zona de Quintana del Puente y río Tormes, zona de El Marín), obedecen a las diferencias de los factores ambientales que presentan cada río y en menor grado al patrón

temporal. Con el modelo de HOF vemos por ejemplo en Quintana del Puente que la familia Baetidae alcanza su óptimo ( $\mu$ ) a finales de primavera (junio de 2016), otras familias como Simuliidae, Chironomidae y Caenidae muestran mayores abundancias a mediados de primavera (mayo 2016). Nuestros resultados son parecidos a lo encontrado en la cuenca del Río Pas que han reportado el incremento de las comunidades de macroinvertebrados en primavera, un periodo que mostró frecuentes crecidas. Este incremento estuvo determinado por las abundancias de la familia Baetidae y Simuliidae que son taxones altamente resistente y resilientes frente a perturbaciones hidrológicas (Álvarez, 2009).

También resaltar que la homogeneidad de hábitat proporciona una distribución de macroinvertebrados más homogéneo acompañado de baja diversidad y abundancias, que un sistema heterogéneo. En los análisis DCA, se ha podido observar que la temperatura, el oxígeno, y la conductividad del agua son factores influyentes en la distribución y composición de las familias de macroinvertebrados bentónicos en las zonas de muestreo.

## **8. Conclusiones**

1. Ninguno de los pasos para peces estudiados provoca alteraciones en las características físico-químicas del agua (hábitat químico). Los parámetros medidos coinciden con los valores muestreado en el río natural. Sin embargo, el hábitat físico (velocidad, profundidad y sustrato) sí difiere entre el río natural y el paso de peces.
2. La calidad del agua condicionó la diversidad y abundancia de MI en los dos tramos de estudio. Por este motivo, el tramo de Quintana del Puente presentó mayor cantidad y diversidad de familias que El Marín.
3. Para el tramo de Quintana del Puente, el río natural fue la zona con mayor presencia de MI, debido a su mayor heterogeneidad en las condiciones de hábitat físico. Dentro de la escala, el recubrimiento con gravas y gravillas del lecho (tramo Bajo), proporcionó un hábitat interesante para determinadas familias de MI que no poblaron las zonas con solera de hormigón (tramo Alto).
4. En El Marín, no se detectaron diferencias en la composición de la comunidad de MI entre el paso para peces y el río, aunque la mayor diversidad de hábitats en este primero originó la presencia de familias con requerimientos de mayor calidad de agua.
5. Los sistemas de paso del tipo río artificial imitan mejor las condiciones naturales de un ecosistema natural que las escalas de artesas ejecutadas en hormigón, e incluso pueden proporcionar hábitats físicos de gran calidad que no existen en el río. Ello puede derivar en una mayor diversidad biológica.

## **9. Agradecimientos**

Primeramente, agradezco a Dios Padre celestial por permitirme la oportunidad de estar vivo y poder culminar mis estudios del Master con buena salud y con optimismo a pesar de estar lejos de mi Familia.

Mis infinitos agradecimientos al centro tecnológico agrario y agroalimentario de la Universidad de Valladolid (itagra.ct), A la Dra. Carolina Martínez-Ruiz, Maestra de Ecología, E.T.S.II. AA. Universidad de Valladolid, Campus 'La Yutera', por su esmero y tiempo dedicado en el proceso de análisis del TFM, A mis compañeros Fco. Javier Bravo Córdoba, Néstor Joel Gonzales Alemán, Alberto Navas, por el apoyo logístico y técnico brindado durante las jornadas de campo y laboratorio. Finalmente, al director de este Trabajo Fin de Master, Maestro Dr. Fco. Javier Sanz Ronda por su tiempo y dedicación.



## 10. Bibliografía

- ABS, 1994. American Society for testing and Materials. Determinación de pH en el agua. Método ASTM D 1293-84. (Annual book of Standards).
- Alba-Tercedor J, Sánchez-Ortega A, 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell. *Limnetica* 4: 51-56.
- Akaike H, 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Second international symposium on information theory, Akademiai Kiado, Budapest, HU pp: 267-281.
- Alba-Tercedor J, Poquet JM, Rodríguez-López R, 2009. Generalidades y manual de utilización de la aplicación web MEDPACS. Universidad de Granada. 5-51 pp.
- Álvarez CM, 2009. 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. Tesis doctoral. Universidad de Cantabria, Santander.
- Burnham KP, Anderson DR, 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. Springer, New York. 266 pp.
- Bishop JE, Hynes HBN, 1969. Upstream movements of the benthic invertebrates in the Speed River, Ontario. *J. Fish. Res. Bd Can.* 26: 279-298.
- Brittain JE, 1990. Life history strategies in Ephemeroptera and Plecoptera. University of Oslo, Norway pp:1-12.
- Barbour MT, Gerrisen J, Snyder B, James S, 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Environmental protection agency; office of water, Washington, DC, U.S.A. 339 pp.
- Bonada N, Prat N, Munnè A, Rieradevall M, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Aviles J, Casas J, Jimenez P, Mellado A, Moya G, Pardo I, Ramón G, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Vivas S *et al.*, 2002. Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED1. *Limnetica*, 21 (3-4): 99-114.
- Carrera C, Fierro K, 2001. Manual de monitoreo. los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Eco ciencia, Quito, Ecuador. 67pp
- CEDEX, 2004. Directiva 2000/60/CE, Análisis de las características de las demarcaciones: Caracterización de los tipos de ríos y lagos v 1.0. Centro de estudios y experimentación de obras públicas (Spain) Julio 2004.
- Carvacho C, 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado Ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de master, Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Dudgeon D, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Elvira B, Nicola GG, Almodóvar A, *et al.*, 1998. "Sistemas de paso para peces en presas". Monografía del CEDEX, Madrid.
- Flowers RW, De la Rosa C, 2010. Ephemeroptera. *Rev Biol Trop* 58 (Suppl. 4): 63-93.
- García de Jalón D, 1993. Principios y técnicas de la gestión de la pesca en aguas continentales, ediciones mundi-Prensa, Madrid, España. 246 pp.
- Green J, Swietlik W, 2000. Science and Technology. A Stream Condition Index (SCI) for west Virginia wadeable stream. Tetra tech, Owings Mills, Baltimore, U.S.A. 80 pp.
- Gustafsson S, Österling M, Skurdal J, Schneider LD, Calles O *et al.*, 2013. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: The effects of adding habitat heterogeneity. *Elsevier B.V. Ecological engineering* 61 (2013) 345-353.
- Heathcote IW, 1998. Integrated Watershed Management – principles and practice. John Wiley & Sons, Inc, NY, U.S.A. 414 pp.



**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

---

- Huisman J, Olff H, Fresco LFM *et al.*, 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. *Vegetation science* 4:37-46.
- Herrera M, 2005. Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano Talamanca - Costa Rica. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza (CATIE) Turrialba, Costa Rica. 88 pp.
- IDEAM, 2001. Temperatura, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia. (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia) Colombial.
- Jansen F, Oksanen J, 2013. How to model species responses along ecological gradients – Huisman–Olff–Fresco models revisited. *Vegetation science* 24:1108-1117.
- Jesus T, Formigo N, Santos P, Tavares GR *et al.*, 2004. Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23 (3-4): 241-256.
- Jansen W, Böhmer J, Kappus B, Beiter T, Breitingner B, Hock C *et al.*, 2000. Benthic invertebrate and fish communities as indicators of morphological integrity in the Enz River (south-west Germany). *hydrobiologia* 422/423: 331–342.
- Lenntech, 2007. Agua residual y purificación del aire. (en línea). Consultado el 10 de Sep 2016. Disponible en: <http://www.lenntech.com/espanol/>.
- Lawesson JE, Oksanen J, 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines *Vegetation Science* 13:279-290.
- Magurran AE, 1989. Diversidad ecológica y su medición (1ª ed). Ediciones Vedral, Barcelona.
- Matthias U, 1982. Der einfluss der wasserstoffionenkonzentration auf die zusammensetzung von bergbachbiozönosen, Dargestellt an einigen Mittelgebirgsbächen des kaufunger waldes. Tesis de doctorado, Universität des Landes Hessen, Kassel, Alemania.
- Martínez E, 1988. Utilización de los organismos acuáticos macrobentónicos en la determinación de las aguas naturales en los arrozales de Bagaz, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 84 pp.
- Oscoz J, Escala C, 2006. Efecto de la contaminación y la regulación del caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del tramo bajo del río Larraun (norte de España). 245-56.
- Oscoz J, 2009. Guía de campo de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Confederación hidrográfica del Ebro, Navarra, España. 128 pp.
- Oscoz J, Galicia D, Miranda R, 2011. Zoología y ecología. Guía de identificación de macroinvertebrados de agua dulce de España. Springer Science+Business, Panplona, España 174 pp.
- Otto C, 1971. Growth and population movements of *Potamophylax cingulatus* (Trichoptera) larvae in a South Swedish stream. *Oikos* 22: 292–301.
- Olsson T, Söderström O, 1978. Springtime migration and growth of *Parameletus chelifer* (Ephemeroptera) in a temporary stream in Northern Sweden. *Oikos* 31: 284–289.
- Økland RH, 1990. *Vegetation ecology: theory methods and applications with reference to Fennoscandia*. Sommerfeltia Suppl, Oslo 233 pp.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara B, Simpson GL, Solymos P, Stevens HMM, Wagner H *et al.*, 2015. *Vegan: Community Ecology Package*. R Packaged version 2.3-2. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.
- Oksanen J, Minchin PR, 2002. Continuum theory revisited: what shape are species. responses along ecological gradients? *Ecological Modelling* 157:119-129.
- Pla L, (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8): 583-590.
- Roldán G, 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Universidad de Antioquia. 164 pp.

- Roldán, G. 1992. Fundamentos de la limnología neotropical. Universidad de Antioquia. 529 pp.
- Roldán G, 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, pp:216-217.
- R Development Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org>.
- Ramírez A, Pringle CM, 2001. Spatial and temporal patterns of invertebrate drift in streams draining a Neotropical landscape. *Freshwater Biol.* 46: 47-62.
- Reynoldson TB, Norris RH, Resh VH, Day KE, Rosenberg DM *et al.*, 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess waterquality impairment using benthic macroinvertebrates. *The North American Benthological Society*, 16 (4): 833-852.
- Rawer-Jost C, Kappus B, Böhmer J, Jansen W, Rahmann H *et al.*, 1998. Upstream movements of benthic macroinvertebrates in two different types of fishways in southwestern Germany. *Kluwer Academic Publishers Hydrobiologia* 391: 47-61.
- Rueda J, Camacho A, Mezquita F, Hernandez R, Roca JR *et al.*, 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a mediterranean stream. *Water, Air and Soil Pollution* 140: 425-444.
- Sanz Ronda J, Ruiz Legazpi J, 2011. Solución al problema de la migración de los peces en la C H. Quintana del Puente (Río Arlanza, Palencia).
- Scarsbrook MR, Townsend CR, 1993. Stream Community Structure in Relation to Spatial and Temporal Variation - a Habitat Templet Study of 2 Contrasting New-Zealand Streams. *Freshwater Biology*, 29: 395-410.
- Springer M, Vazquez D, Castro A, Cohmann B, 2007. Bioindicadores de la calidad de agua. Universidad EARTH, pp:1-6.
- Tavares GR, Formigo N, Jesús T *et al.*, 2004. Study of the impact of the discharges of the Vila-Viçosa small hydroelectric development (Portugal) on the water quality and on the fish communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23 (3-4): 271-282.
- Timm H, Ivask M, Möls T, 2001. Response of macroinvertebrates and water quality to longterm decrease in organic pollution in some Estonian streams during 1990-1998. *Hydrobiologia*, 464: 153-164.
- Vernon L, 1985. *Water Chemistry*. John Wiley and Sons 298-301.
- Vivas S, Casas J, Pardo I, Robles S, Bonada N, Mellado A, Prat N, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Bayo M, Jáimez-Cuéllar P, Suárez ML, Toro M, Vidal-Abarca MR, Zamora-Muñonez C, Moyá G *et al.*, 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del Proyecto Guadalmed, *Limnetica* 21:149-173.
- Waters TF, 1972. The drift of stream insects. *Ann, Rev, Entomol*, 17: 253-272.
- Winkler MA, 1999. Tratamiento biológico de las aguas de desecho. Limusa, Noriega Editores, México, DF. 338 pp.

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

**11. Anexos**

**Anexo 1. Hoja de cálculo del índice IBMWP**

		<p align="center"><b>HOJA DE CÁLCULO DEL IBMWP</b></p>			
Nº Estación:		Río:			
Código masa de agua:		Localidad:			
Tipo:		Fecha/Hora:			
UTM:		Técnico			
ARÁCNIDOS	Punt.	EFEMERÓPTEROS	Punt.	ODONATOS	
<i>Hidracarina</i>	4	<i>Baetidae</i>	4	<i>Aeshnidae</i>	8
		<i>Caenidae</i>	4	<i>Calopterygidae</i>	8
<b>COLEÓPTEROS</b>		<i>Ephemerellidae</i>	7	<i>Coenagrionidae</i>	6
<i>Chrysomelidae</i>	4	<i>Ephemeridae</i>	10	<i>Cordulegasteridae</i>	8
<i>Clambidae</i>	5	<i>Heptageniidae</i>	10	<i>Corduliidae</i>	8
<i>Curculionidae</i>	4	<i>Leptophlebiidae</i>	10	<i>Gomphidae</i>	8
<i>Dryopidae</i>	5	<i>Oligoneuriidae</i>	5	<i>Lestidae</i>	8
<i>Dytiscidae</i>	3	<i>Polymitarcidae</i>	5	<i>Libellulidae</i>	8
<i>Elmidae</i>	5	<i>Potamanthidae</i>	10	<i>Platycnemididae</i>	6
<i>Gyrinidae</i>	3	<i>Prosopistomatidae</i>	7		
<i>Halplidae</i>	4	<i>Siphonuridae</i>	10	<b>OLIGOQUETOS</b>	
<i>Helophoridae</i>	5			Todos	1
<i>Hydraenidae</i>	5	<b>HETERÓPTEROS</b>			
<i>Hydrochidae</i>	5	<i>Aphelocheiridae</i>	10	<b>PLECÓPTEROS</b>	
<i>Hydrophilidae</i>	3	<i>Corixidae</i>	3	<i>Capniidae</i>	10
<i>Hygrobiidae</i>	3	<i>Gerridae</i>	3	<i>Chloroperlidae</i>	10
<i>Noteridae</i>	3	<i>Hydrometridae</i>	3	<i>Leuctridae</i>	10
<i>Psephenidae</i>	3	<i>Mesoveliidae</i>	3	<i>Nemouridae</i>	7
<i>Scirtidae (=Helodidae)</i>	3	<i>Naucoridae</i>	3	<i>Perlidae</i>	10
		<i>Nepidae</i>	3	<i>Perlodidae</i>	10
<b>CRUSTÁCEOS</b>		<i>Notonectidae</i>	3	<i>Taeniopterygidae</i>	10
<i>Asellidae</i>	3	<i>Pleidae</i>	3		
<i>Astacidae</i>	8	<i>Veliidae</i>	3	<b>TRICÓPTEROS</b>	
<i>Atyidae</i>	6			<i>Beraeidae</i>	10
<i>Corophiidae</i>	6	<b>HIRUDÍNEOS</b>		<i>Brachycentridae</i>	10
<i>Gammaridae</i>	6	<i>Erpobdellidae</i>	3	<i>Calamoceratidae</i>	10
<i>Ostracoda</i>	3	<i>Glossiphoniidae</i>	3	<i>Ecnomidae</i>	7
<i>Palaemonidae</i>	6	<i>Hirudidae</i>	3	<i>Glossosomatidae</i>	8
		<i>Piscicolidae</i>	4	<i>Goeridae</i>	10
<b>DÍPTEROS</b>				<i>Hydropsychidae</i>	5
<i>Anthomyiidae (*)</i>	4	<b>NEURÓPTEROS</b>		<i>Hydroptilidae</i>	6
<i>Athericidae</i>	10	<i>Sialidae</i>	4	<i>Lepidostomatidae</i>	10
<i>Blephariceridae</i>	10			<i>Leptoceridae</i>	10
<i>Ceratopogonidae</i>	4	<b>LEPIDÓPTEROS</b>		<i>Limnephilidae</i>	7
<i>Chironomidae</i>	2	<i>Crambidae (=Pyalidae)</i>	4	<i>Molannidae</i>	10
<i>Culicidae</i>	2			<i>Odontoceridae</i>	10
<i>Dixidae</i>	4	<b>MOLUSCOS</b>		<i>Philopotamidae</i>	8
<i>Dolichopodidae</i>	4	<i>Ancylidae</i>	6	<i>Phryganeidae</i>	10
<i>Empididae</i>	4	<i>Bithyniidae</i>	3	<i>Polycentropodidae</i>	7
<i>Ephydriidae</i>	2	<i>Ferrissidae</i>	6	<i>Psychomyiidae</i>	8
<i>Limoniidae</i>	4	<i>Hydrobiidae</i>	3	<i>Rhyacophilidae</i>	7
<i>Psychodidae</i>	4	<i>Lymnaeidae</i>	3	<i>Sericostomatidae</i>	10
<i>Ptychopteridae</i>	4	<i>Neritidae</i>	6	<i>Uenoidae (=Thremmatidae)</i>	10
<i>Rhagionidae</i>	4	<i>Physidae</i>	3		
<i>Scatophagidae (*)</i>	4	<i>Planorbidae</i>	3	<b>TURBELARIOS</b>	
<i>Sciomyzidae</i>	4	<i>Sphaeriidae</i>	3	<i>Dendrocoelidae</i>	5
<i>Simuliidae</i>	5	<i>Thiaridae</i>	6	<i>Dugesidae</i>	5
<i>Stratiomyidae</i>	4	<i>Unionidae</i>	6	<i>Planariidae</i>	5
<i>Syrphidae</i>	1	<i>Valvatidae</i>	3		
<i>Tabanidae</i>	4	<i>Viviparidae</i>	6		
<i>Thaumaleidae</i>	2				
<i>Tipulidae</i>	5				
		(*) <i>Anthomyiidae</i> y <i>Scatophagidae</i> se agrupaban antes como <i>Muscidae</i>			

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

---

**Anexo 2.** Valores de puntuación del índice IBMWP

<b>Estado Ecológico</b>	<b>IBMWP</b>	<b>Significado (*)</b>	<b>Color</b>
<b>Muy Bueno</b>	>100	Curso de agua no contaminado o no alterado de modo sensible	Azul
<b>Bueno</b>	61-100	Curso de agua con leves signos de contaminación o alteración	Verde
<b>Aceptable (=Moderado)</b>	36-60	Curso de agua contaminado o alterado, en situación dudosa (sistema alterado)	Amarillo
<b>Deficiente</b>	16-35	Curso de agua muy contaminado en situación crítica (sistema muy alterado)	Naranja
<b>Malo</b>	<15	Curso de agua fuertemente contaminado, en situación muy crítica (sistema fuertemente alterado)	Rojo

(Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988)

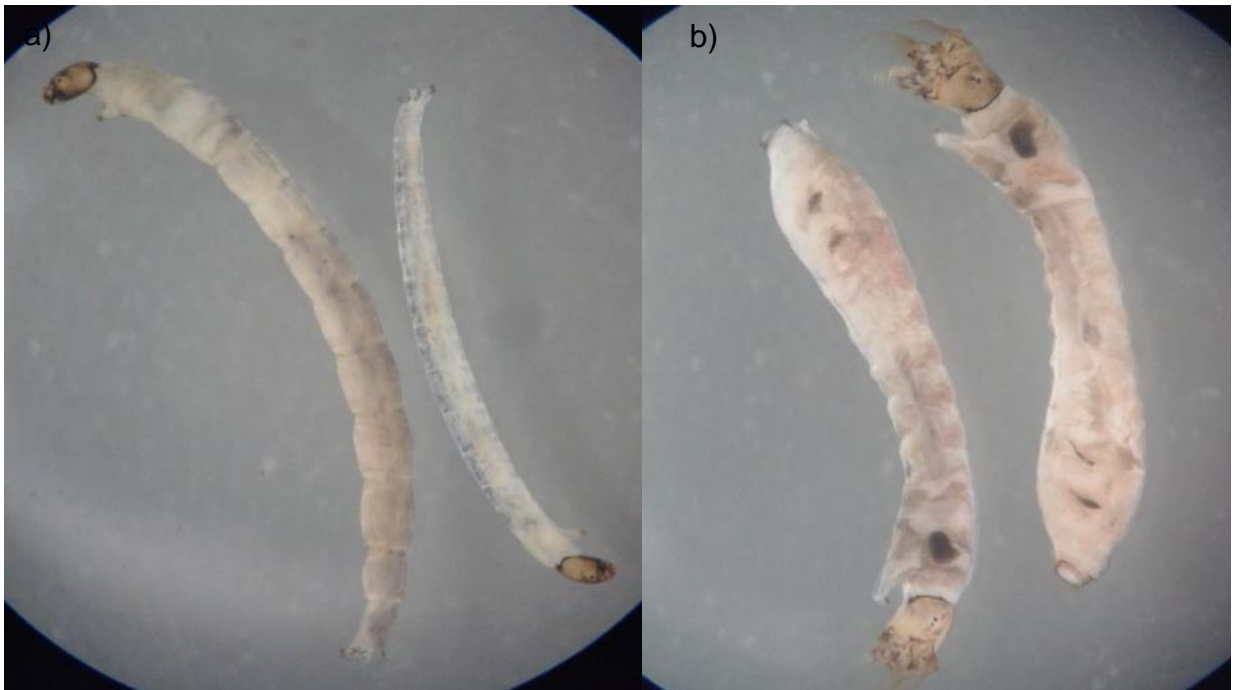
**Anexo 3.** Imágenes de campo y laboratorio durante el periodo del estudio.



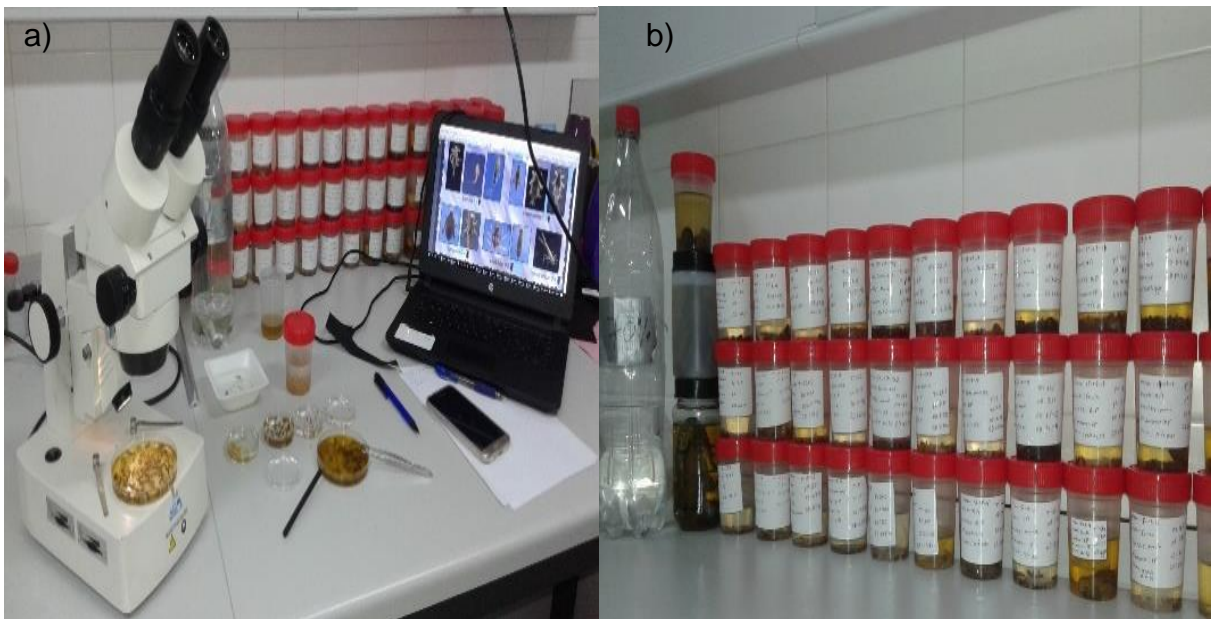
Red D-net (a), Muestreo de parámetros físico-químicos (b), método de barrido para la captura de macroinvertebrados en río artificial de El Marín(c). Fuente Propia



**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**



Familia: Chironomidae, Orden: Diptera (a), Familia: Simuliidae, Orden: Diptera (b). Fuente: Propia.



Equipo de Laboratorio (a), botes con muestras etiquetadas e identificadas (b). Fuente: Propia.

**Análisis de las comunidades de macroinvertebrados en pasos para peces de la cuenca del Duero. Aplicación en una escala de artesas y en un río artificial.**

---

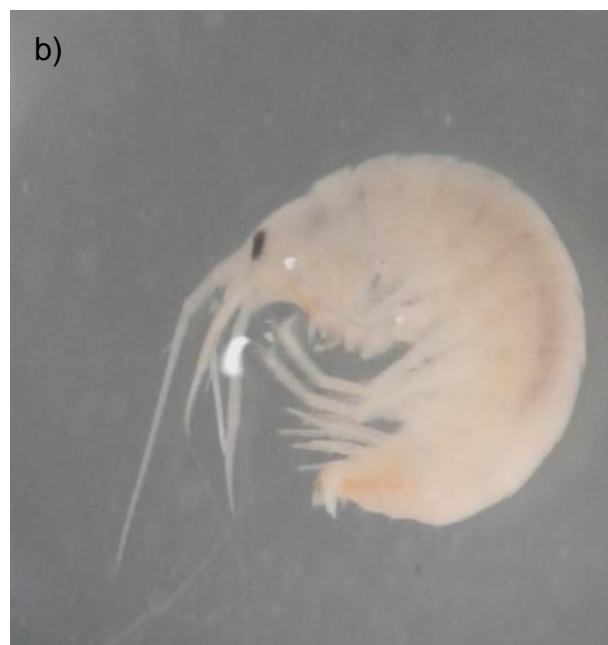


Familia: Caenidae, Orden: Ephemeroptera (a), Familia: Baetidae, Orden: Ephemeroptera (b).

Fuente: Propia.



Familia: Hydropsychidae, Orden: Tricóptera.  
Fuente: Elaboración Propia



Familia: Gammaridae, Orden: Crustáceo.  
Fuente: Elaboración Propia