

Interreg
España - Portugal

Fondo Europeo de Desarrollo Regional




MIGRA MIÑO
MIÑO



SEGUIMIENTO DE PARÁMETROS BIOLÓGICOS DE LAS POBLACIONES DE PECES MIGRADORES (GALICIA)

INFORME FINAL
2020

SEGUIMIENTO DE PARÁMETROS BIOLÓGICOS DE LAS POBLACIONES DE PECES MIGRADORES (GALICIA)

INFORME FINAL

2020

COORDINADOR

Fernando Cobo Gradín

AUTORES

Rufino Vieira Lanero

Sandra Barca Bravo

M^a Carmen Cobo Llovo

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1	Introducción	1
2	Área de estudio y localidades muestreo	5
3	Estudio fisicoquímico de la calidad del agua	9
4	Análisis de la toxicidad potencial del agua.....	15
4.1	Análisis de la toxicidad potencial del agua en los ríos Deva, Caselas, Furnia y Pego	15
4.2	Análisis de la toxicidad potencial del agua en la piscifactoría de Carballedo	18
5	Efecto de los obstáculos sobre el macrozoobentos	21
6	Estudio de la ictiofauna	37
6.1	Metodología	39
6.1.1	Captura de peces mediante pesca eléctrica.....	39
6.1.2	Toma de datos biológicos	42
6.1.3	Marcado-recaptura asociado a obstáculos	45
6.1.4	Marcado de anguilas para evaluación de las actividades de translocación	55
6.1.5	Estudio de la Ictiocenosis y el efecto barrera	57
6.1.6	Evaluación de la densidad y dinámica de las poblaciones de boga del Duero.....	59
6.1.7	Evaluación de la competencia interespecífica entre especies de peces dulceacuícolas exóticas y nativas en diferentes situaciones de densidad relativa	60
6.1.8	Estudio de la respuesta de las poblaciones de peces nativos y exóticos en un caso de restauración de la conectividad fluvial	61
6.1.9	Papel de los niveles de reserva energética del gobio (<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira, 2004) en su capacidad para invadir tramos fluviales de bajo orden hidráulico.	63
6.1.10	Estudio de la supervivencia y comportamiento de los esguines de salmón (silvestres vs repoblados) durante su migración al mar en el río Miño (2018-2019) mediante el uso de hidrófonos y seguimiento acústico.	65
6.2	Resultados de los trabajos realizados	69
6.2.1	Resultados del estudio de marcado-recaptura asociado a obstáculos	69
6.2.2	Evaluación de las actividades de translocación de anguila	81



6.2.3	Estudio de la Ictiocenosis y el efecto barrera en los afluentes internacionales del río Miño	83
6.2.4	Evaluación de la densidad y dinámica de las poblaciones de boga del Duero en el TIRM	90
6.2.5	Evaluación de la competencia interespecífica entre especies de peces dulceacuícolas exóticas y nativas en diferentes situaciones de densidad relativa	100
6.2.6	Estudio de la respuesta de las poblaciones de peces nativos y exóticos en un caso de restauración de la conectividad fluvial	104
6.2.7	Papel de los niveles de reserva energética del gobio (<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira, 2004) en su capacidad de invasión en tramos fluviales de bajo orden hidráulico.	111
6.2.8	Estudio de la supervivencia y comportamiento de los esguines de salmón (silvestres vs repoblados) durante su migración al mar en el río Miño (2018-2019) mediante el uso de hidrófonos y seguimiento acústico.	118
7	Consideraciones finales	121
8	Bibliografía	126

1 Introducción

La Actividad 4 del proyecto MigraMiño-Minho valora la efectividad de las actuaciones realizadas durante el proyecto mediante dos acciones complementarias: la evaluación del impacto de la retirada de los obstáculos y el seguimiento de los parámetros biológicos de las poblaciones de peces migradores. Se ha realizado un inventario exhaustivo de las especies de peces presentes en cada zona de intervención, determinando la distribución y densidad de las diferentes especies de peces migradores aguas arriba y abajo de los diferentes obstáculos estudiados antes y después de la retirada de obstáculos y/o la colocación de elementos de permeabilización. Este inventario ha sido presentado en un informe aparte, por lo que en el presente informe nos centramos en los diferentes estudios y trabajos de campo realizados durante el proyecto para determinar el estado de los parámetros biológicos y los cambios observables tras las intervenciones realizadas.

Las especies diádromas son relevantes por su contribución a la biodiversidad, por su papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales y por su elevado interés pesquero, turístico, deportivo y cultural, que las convierten a su vez en una fuente de recursos económicos de primer orden (Close *et al.*, 2002; Dekker, 2003; Lassalle *et al.*, 2008; Limburg y Waldman, 2009; Antunes *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2016b). En el río Miño, estas especies han sido históricamente objeto de pesca y uno de los principales soportes económicos para la zona (Antunes *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016).

A pesar de ello, estas especies han sufrido un drástico declive poblacional en el Baixo Miño, al igual que en el conjunto del Norte Atlántico, debido a la sobrepesca, la presencia generalizada de presas y azudes, la degradación del hábitat y la introducción de especies exóticas (Limburg y Waldman, 2009; Mota *et al.*, 2016), llegando incluso a la desaparición de especies, como en el caso del esturión del Atlántico (*Acipenser sturio*) en el Baixo Miño. De hecho, la superficie actual disponible para las especies diádromas en esta cuenca se corresponde con un 28% de la superficie original debido a la presencia de grandes presas, infranqueables para estas especies. Por su parte, la sucesión de pequeños obstáculos limita la continuidad fluvial de forma que sólo los individuos que presenten unas características concretas (estado del ciclo, condición individual, etc.) serán capaces de superar un obstáculo determinado y alcanzar el siguiente tramo fluvial (Vieira-Lanero *et al.*, 2010). Como consecuencia, se produce un efecto acumulativo, de manera que los obstáculos ejercen una selección sobre la población reduciendo la densidad de sus efectivos a lo largo del eje fluvial. Además, los obstáculos de pequeño y mediano tamaño también tienen

otros efectos negativos como el aumento del gasto energético y del tiempo de migración, que no estará disponible para la reproducción, o el aumento de la mortalidad por depredación y pesca (Quintella *et al.*, 2009; Vieira-Lanero *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2016a; Thiem *et al.*, 2016).

Debido al declive generalizado de las poblaciones de especies migradoras existe abundante legislación a nivel global, como las normativas de Naciones Unidas, dirigidas a proteger las poblaciones de peces migradores, como las Listas Rojas de la *IUCN (International Union for Conservation of Nature)* en las que se han incluido recientemente varias especies de peces migradores. La *Convención de Bonn (Convention on Conservation of Migratory Species of Wild Animals)*, *UNCLOS III (United Nations Convention on the Law of the Sea)* y la *OSPAR (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North East Atlantic)* dedican también atención a la conservación de peces migradores. De la misma manera, las normativas ambientales actuales son cada vez más frecuentes en la Comunidad Europea. Así, la Directiva Marco del Agua (*Water Framework Directive, EC 2000*), la norma *92/43/EEC* sobre la conservación de los hábitats para la flora y la fauna (“Directiva Hábitats”), la *Convención de Berna (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats)* o el *Treaty of the Committee of ministers of the Benelux Economical Union* persiguen la conservación de hábitats y especies, entre los que se encuentran los peces migradores. Asimismo, la norma *EC/1100/2007* que establece las medidas para la recuperación de los stocks de anguila europea, exige a los países miembros diseñar e implementar los Planes de Gestión de la Anguila (*Eel Management Plans, EMP's*) con el objetivo de alcanzar un nivel global de recuperación de los stocks. La Comisión Europea, siguiendo las recomendaciones de los informes elaborados por el ICES (*International Council for the Exploration of the Seas*) ha adoptado estos planes.

De acuerdo con esto, el proyecto MIGRAMIÑO – MINHO plantea como reto principal mejorar la protección y la gestión sostenible del espacio natural de frontera que conforma el tramo internacional del río Miño, incluyendo sus afluentes tributarios, a través de una mejora de las condiciones del hábitat fluvial y medidas que mejoren el estado de conservación de las poblaciones de peces migradores presentes en el mismo. De esta manera los retos del proyecto son:

1. Mejorar el estado de conservación del hábitat fluvial de la cuenca del río Miño en su tramo internacional a partir de un plan de intervención conjunta que contribuya a la mejora de las poblaciones de peces migradores.
2. Articular medidas de gestión conjunta de pesca fluvial en la cuenca del río Miño en su tramo internacional.
3. Reforzar y mejorar el estado de conservación de las poblaciones de los peces migradores en el río Miño.

4. Evaluar objetivamente el impacto de las estrategias conjuntas implementadas para la mejora del estado de conservación del hábitat y de las especies de peces migradores en la cuenca internacional del río Miño.

Para alcanzar estos objetivos se llevaron a cabo diversas actuaciones, entre las que destacan la eliminación o permeabilización de obstáculos o la translocación de anguila que se acumulan en las inmediaciones de la presa de Frieira (primer obstáculo infranqueable para las especies migradoras en el río Miño) hacia afluentes de la parte española y portuguesa. Para una correcta evaluación de la eficacia de estas medidas se debe realizar una monitorización adecuada de los parámetros biológicos de las especies de estudio, antes y después de cada intervención. En este informe se presentan los resultados de las evaluaciones realizadas por el Laboratorio de Hidrobiología de la USC. Asimismo, otro de los beneficiarios del proyecto, la Xunta de Galicia, realizó un estudio complementario con el apoyo del Laboratorio de Hidrobiología sobre la supervivencia y comportamiento de los esguines de salmón (silvestres vs repoblados) durante su migración al mar en el río Miño; los resultados del mismo se incluyen como anexo en este informe (Anexo I).

2 Área de estudio y localidades muestreo

El río Miño tiene una longitud de 343 km, desde su nacimiento, en el norte de la provincia de Lugo, hasta su desembocadura en el Océano Atlántico, en A Guarda. Los últimos 76 km sirven de frontera entre España y Portugal. Debido a la presa de Frieira, obstáculo totalmente infranqueable para los peces, este tramo internacional y sus afluentes son el único hábitat accesible actualmente para las especies migradoras.

En la parte española (figura 1), la red fluvial del tramo internacional del río Miño cuenta con 16 afluentes principales: Tamuxe, Pego, Hospital, Furnia, Tripes, Louro, Fonte Ferreiro, Caselas, Tea, Lodeiro, Liñares, Termes, Cea, Deva, Ribadil y Barxas. La mayor parte de ellos discurren por áreas de depresión tectónica, orientados sus valles en dirección norte-sur. Estos ríos forman valles fluviales cerrados que enmarcan áreas con unas características microclimáticas diversas, donde la radiación y las condiciones térmicas pueden diferir de una vertiente a la otra, y sobre todo respecto a su entorno.

En este estudio se seleccionaron cuatro afluentes para la realización de los principales trabajos de campo. Los cuatro ríos seleccionados fueron los siguientes:

- **Río Deva:** nace en Teso do Deva, en la ladera Oeste del Coto da Cruz (Serra do Faro de Avión) y desciende hacia el sur por una fractura recorriendo 21 km hasta desembocar en el Miño.
- **Río Caselas:** Nace en el monte San Cibrán y recorre 11 km hasta su desembocadura en el Miño aguas arriba de Caldelas de Tui.
- **Río Furnia:** nace entre en el Monte de S. Antonio y la ladera oeste del Monte Aloia, en la zona de la Paraguda, tomando dirección sur durante 11 km hasta su desembocadura en el Miño entre las aldeas de Amorín y Carregal de Abaixo.
- **Río Pego:** nace en Alto da Pedrada y desemboca en el Miño en Vilar de Matos tras recorrer 9.5 km.

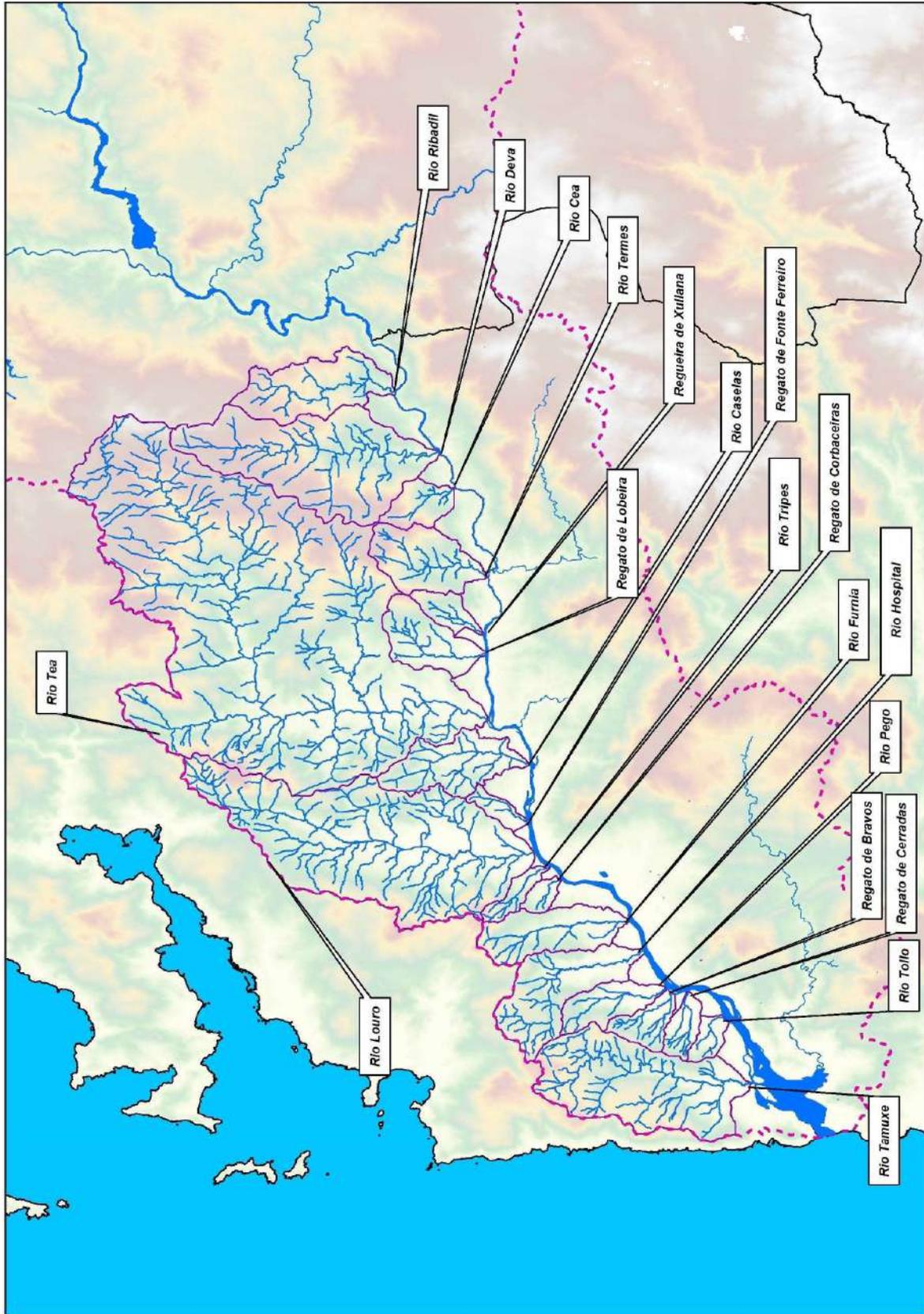


Figura 1. Red hidrográfica básica en la parte española del Baixo Miño (en el mapa se han eliminado los afluentes de orden 1 según la clasificación de Strahler).

El régimen de caudal del río se ve fuertemente influido por la gran variación, tanto estacional como interanual, de la precipitación. Así, se presenta un patrón típico pluvial atlántico (figuras 2 y 3), con elevados valores durante el otoño y comienzo del invierno y con un descenso acusado a finales de primavera y durante el verano (Mota, 2014). En la desembocadura el río Miño presenta un caudal absoluto próximo a los 420 m³/s (Río-Barja y Rodríguez-Lestegás, 1992).

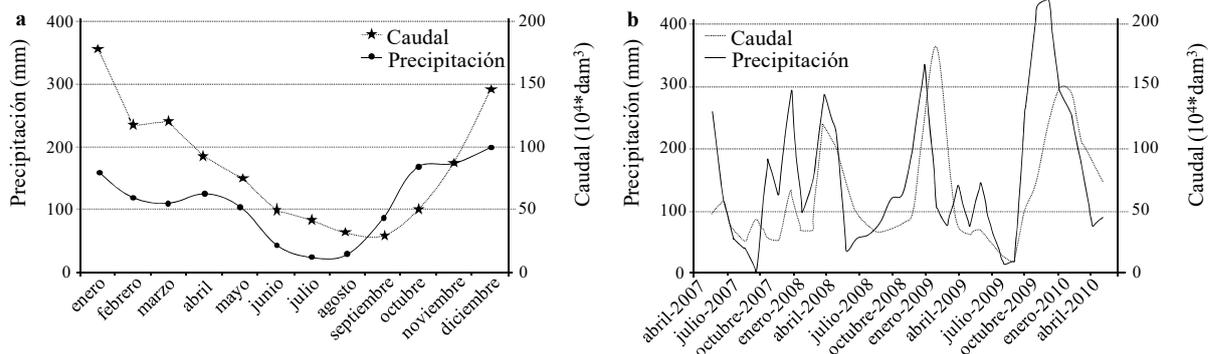


Figura 2. Régimen de precipitación y caudal del río Miño durante el período 1990-2009 (a) y el período 2007-2010 (b). Modificado de Mota *et al.* (2014).

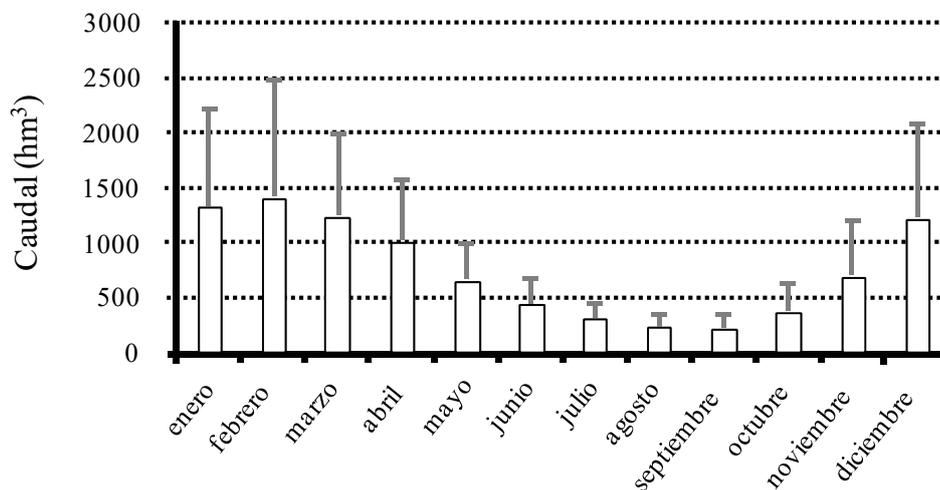


Figura 3. Caudal medio mensual \pm ET (hm³) en Frieira, durante el período 1943-1998, con interrupción de los datos entre 1967-1970. Modificado de Araújo (2011), cuyos datos fueron proporcionados por el Instituto Nacional del Agua (INAG).

Localidades de muestreo

El estudio de marcado-recaptura se llevó a cabo en 9 localidades (tabla 1), cinco de las cuales fueron seleccionadas para el estudio de marcado-recaptura asociado a obstáculos y cuatro para la evaluación de las acciones de translocación de anguila: una localidad para la captura de ejemplares y tres para su liberación.

Tabla 1. Localidades de muestreo visitadas en el Baixo Miño entre los meses de julio y septiembre de 2017, 2018 y 2019.

Localidad	Coordenadas geográficas	
<i>Marcado-recaptura</i>		
Furnia M-R	42° 00' 24.25"N	8°41' 32.16"O
Pego M-R	41°58' 38.74"N	8°45' 19.89"O
Caselas M-R 1	42° 03' 26.56"N	8°33' 24.17"O
Caselas M-R 2	42° 03' 20.42"N	8°33' 25.24"O
Deva M-R	42° 07' 08.14"N	8°17' 44.08"O
<i>Translocación anguila</i>		
Frieira (captura)	42° 09' 18.00"N	8°11' 35.54"O
Caselas Translocación 1	42° 06' 19.43"N	8°33' 01.48"O
Caselas Translocación 2	42° 04' 45.87"N	8°32' 49.56"O
Tea Translocación 1	42° 14' 30.70"N	8°23' 34.20"O

En cada río se seleccionó el obstáculo cuya permeabilización se consideró prioritaria para aumentar la disponibilidad de hábitat para las especies migradoras. En el caso del río Caselas se seleccionaron dos obstáculos, ya que la escasa separación entre ambos, de 50 m aproximadamente, hace necesario que las actuaciones se lleven a cabo en las dos estructuras para que sean eficaces.

En estas mismas localidades se realizaron muestreos de macroinvertebrados bentónicos y la toma de muestras de agua para análisis de la calidad química en laboratorio.

Además de las localidades indicadas se realizaron otros muestreos relacionados con el estudio del éxito reproductor del salmón y el sábalo en la zona de la presa de A Frieira y el cercano Río Barxas que se incluyen en un informe aparte.

3 Estudio fisicoquímico de la calidad del agua

La toma de muestras para los análisis fisicoquímicos se realizó en el mes de junio. En cada río se tomó una muestra de agua en una zona situada inmediatamente aguas abajo del obstáculo.

La recogida y traslado de las muestras al laboratorio se realizó según las normas UNE-EN 25667-2 y UNE-EN ISO 5667-3. Los materiales de los envases utilizados para la recogida de las muestras fueron escogidos según la analítica a realizar; de este modo, se utilizaron el polietileno de alta densidad (HDEP), el vidrio y el vidrio esterilizado, según las especificaciones de las normas y estándares existentes para los diferentes parámetros. Los envases se lavaron con agua destilada y con agua de la propia estación de muestreo, evitando, de esta forma, que cualquier impureza haya podido afectar a los resultados de los análisis. En el momento de la toma de cada muestra se determinó el pH, la conductividad, el oxígeno disuelto y la temperatura mediante una sonda multiparamétrica portátil YSI. Asimismo, cuando se dispuso del espectrofotómetro compacto PF12 Plus se determinaron también en el campo algunos de los parámetros, como se comentará más adelante.

Para asegurar la estabilidad de algunos compuestos, las muestras fueron pretratadas *in situ*. Las muestras recogidas se trasladaron al laboratorio refrigeradas a 4 °C en una nevera portátil.

Los análisis se realizaron siguiendo la metodología descrita en Standard Methods 10200 H (APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, EE UU: 1220 pp.). Se analizaron los parámetros que se describen a continuación.

Temperatura: juega un importante papel en la distribución y ecología de los organismos acuáticos y condiciona los valores de otros parámetros químicos: la elevación de la temperatura provoca una merma de la densidad, de la viscosidad del agua y de la solubilidad de los gases (entre ellos cabe destacar una merma del Oxígeno disuelto). Las medidas se realizaron con la sonda YSI a 10 cm de profundidad. Los resultados se expresan en °C

Oxígeno disuelto: proviene fundamentalmente del contacto con la atmósfera y de la fotosíntesis de las plantas acuáticas, y es consumido en la oxidación de los compuestos inorgánicos, en la respiración y en la degradación de las sustancias orgánicas. Su solubilidad depende de la presión atmosférica, de la temperatura y de la salinidad del agua. El porcentaje de saturación se obtiene al introducir en el oxímetro el valor de la presión atmosférica. Para los datos biológicos es más interesante conocer el porcentaje de saturación de Oxígeno que su concentración en mg/l, pues indica si existen procesos químicos o biológicos que están retirando Oxígeno del agua. Para su determinación se utilizó una sonda multiparamétrica

portátil YSI con Multisensor p/MM40+ pH, CE y sensor T^a. Los resultados se expresan en mg de O₂/l y en % de O₂.

pH: El pH indica la concentración de hidrogeniones presentes en el agua y, por lo tanto, refleja la intensidad de su carácter ácido o básico. Las aguas naturales tienen normalmente valores de pH entre 4-9. Este valor está en función, entre otros, de la naturaleza de los suelos y de los niveles de CO₂ existentes. Para su determinación se empleó la sonda multiparamétrica portátil YSI. Los resultados se expresan en unidades de pH.

Conductividad eléctrica: La conductividad de una masa de agua es una medida de su capacidad para transportar una corriente eléctrica, capacidad que depende de la concentración de iones, de su valencia y de su movilidad, y permite establecer el grado de mineralización. Para su determinación se empleó la sonda multiparamétrica YSI que nos permitió también determinar la cantidad total de sólidos disueltos en el agua (TDS). Los resultados de la conductividad se expresan en $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25° C de temperatura.

Turbidez: Se entiende por turbidez la falta de transparencia del agua debida a la presencia de partículas en suspensión o de pigmentos. La turbidez del agua se determinó mediante un espectrofotómetro compacto PF12 Plus. Los resultados se expresarán en Unidades de Turbidez Nefelométricas (NTU).

Sólidos en suspensión: El contenido de sólidos en suspensión varía según los cursos de agua y está en función de la naturaleza de los terrenos atravesados, de la estación, de la pluviometría, de posibles vertidos, etc. Unos niveles altos de sólidos en suspensión pueden impedir la penetración de la luz y la merma de Oxígeno. Los materiales en suspensión además de alterar las propiedades físicas del agua, intervienen de distinta manera en la vida de los organismos:

- La existencia de gran cantidad de materiales en suspensión incrementa la turbidez, lo que reduce el grosor de la capa fótica e interfiere con los procesos fotosintéticos.
- Muchas de las sustancias en suspensión tienen efectos tensioactivos, es decir, alteran la tensión superficial, lo que interfiere con la vida del neuston (comunidades biológicas que se desarrollan en la interfase aire-agua).
- Interfieren en los procesos de alimentación de filtradores que construyen redes para filtra la corriente.
- Interfieren en los procesos respiratorios pues tienen un efecto abrasivo sobre las delicadas estructuras respiratorias.
- Dificultan la visión de los depredadores.

- Los materiales en suspensión pueden perjudicar notablemente a los frezaderos y dar lugar a una importante mortalidad que puede llegar a ser superior al 80%.

Para su determinación, la muestra se decantó en una cámara de decantación durante 24h y posteriormente se filtró utilizando un aparato de vacío a través de un filtro de fibra de vidrio de 0.45 μm . Posteriormente el filtro se secó a 105 $^{\circ}\text{C}$ y se determinó la masa del residuo retenido en este mediante pesaje.

Compuestos nitrogenados: Las formas del nitrógeno de mayor interés en las aguas naturales y residuales son, por orden decreciente de su estado de oxidación: nitratos, nitritos y amonio. Los compuestos nitrogenados se midieron por espectrofotometría con filtrado previo de las muestras a través de una membrana de 0.45 μm , para reducir las interferencias ocasionadas por la presencia de materia orgánica. Para la medición de estos parámetros en el campo se utilizó un espectrofotómetro compacto PF12 Plus.

El nitrógeno amónico se presenta en parte en forma de iones amonio y en parte en forma de amoniaco. Entre ambas existe un equilibrio dependiente del pH. El amonio, y especialmente el amonio no ionizado, son tóxicos y, dependiendo de los efectos sinérgicos con otros parámetros, pueden ocasionar episodios contaminantes graves en las aguas continentales. Un agua que contiene nitritos o amonio puede considerarse sospechosa.

El amonio total se determinó espectrofotométricamente a 420 nm utilizando el método de la nesslerización, en el que las muestras adquieren una coloración gradual de amarillo a pardo, producida por la reacción entre el amoniaco presente en la muestra y lo reactivo Nessler. Los resultados se expresan en $\text{mg NH}_4 /\text{l}$.

Los nitritos se originan normalmente por desdoblamiento de las sustancias orgánicas, que al degradarse lentamente se mineralizan, pudiendo pasar a amonio u oxidarse para dar nitritos. Así pues, son un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la oxidación del amonio a nitrato como en la reducción del nitrato. Su determinación se realizó también mediante método colorimétrico, en el que la cantidad de nitritos se determina por la formación de un azocolorante púrpura, producido a pH 2-2.5 por la unión de sulfanilamida diazotizada con diclorhidrato de N-(1- naftil)-etilendiamina. El color se determina espectrofotométricamente a una longitud de onda de 525 nm. Los resultados se expresan en $\text{mg NO}_2^-/\text{l}$.

Los nitratos se presentan como trazas en las aguas superficiales, además debido al aporte de materia orgánica pueden contaminar las aguas superficiales. Se determinaron por el método espectrofotométrico

ultravioleta selectivo a 275 nm de longitud de onda, después de la adición de ácido clorhídrico 1M para eliminar las posibles interferencias. Los resultados se expresan en $\text{mg N}_3^-/\text{l}$.

Dureza, calcio y magnesio: El grado de mineralización de un agua viene dado por la dureza total (bicarbonatos, sulfatos de calcio o de magnesio). Este contenido en sales magnésicas y cálcicas, se determinó mediante volumetría. Los resultados se expresan en mg/l de CaCO_3 . El calcio contribuye a la dureza total del agua y se determinó por medio de una valoración con EDTA. Para la medición de este parámetro en el campo se utilizó un espectrofotómetro compacto PF12 Plus. Los resultados se expresan en mg/l . La cantidad de magnesio se calculó a partir de la medición del Ca^+ y dureza por diferencia entre el volumen gastado en la determinación de la dureza total y en la determinación del ión calcio. Los resultados se expresan en mg/l .

Fósforo: se determinó en forma de ortofosfatos (P biodisponible) empleando el método colorimétrico del ácido ascórbico, en el que el molibdato amónico y el tartrato antimonílico potásico reaccionan con ortofosfato en medio ácido para formar un ácido heteropoliácido fosfomolibdico que se reduce la azul de molibdeno, dando lugar a una coloración azul intensa, susceptible de ser determinada en espectrofotómetro a 690 nm. Los resultados se expresan en mg P/l .

Sulfatos: para su determinación, las muestras se trataron con acetato de bario en medio ácido, formándose un precipitado blanco de sulfato de Bario que se estabiliza mediante una solución de goma arábica. Se obtiene una suspensión homogénea que se mide en espectrofotómetro a una longitud de onda de 425 nm frente a una recta de calibrado realizada previamente. Para la medición de este parámetro en el campo se utilizó un espectrofotómetro compacto PF12 Plus. Los resultados se expresan en mg/l .

Cloruros: Para la determinación de los cloruros, las muestras se titularon con nitrato de plata (AgNO_3) usando como indicador cromato de potasio (K_2CrO_4). El cloruro de plata (AgCl) formado precipita cuantitativamente hasta que se agotan los cloruros y el AgNO_3 reacciona con el K_2CrO_4 , formando un precipitado rojo de cromato de plata (Ag_2CrO_4) que indica el final de la valoración. Para la medición de este parámetro en el campo se utilizó un espectrofotómetro compacto PF12 Plus. La cantidad de cloruros se calcula en función del volumen de AgNO_3 gastado. Los resultados se expresan en mg/l .

Resultados

En la tabla 2 se presentan los valores obtenidos en el análisis de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de aguas de las diferentes estaciones de muestreo. Los resultados son semejantes en todas las estaciones y en todos los parámetros analizados, y se encuentran dentro de los parámetros establecidos en la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

No obstante, las características de los suelos y usos agrícolas determinan los niveles de determinados parámetros, como por ejemplo el mayor nivel de nitratos, conductividad, turbidez y sólidos en suspensión registrados en el río Caselas respecto al resto de ríos analizados. El mayor valor de los sulfatos en este río puede ser indicativo también de algún tipo de vertido de las aguas residuales o industriales.

Tabla 2. Valores de los parámetros fisicoquímicos analizados en los afluentes estudiados del río Miño

	Deva	Pego	Caselas	Hospital	Barxas	Furnia
pH	6.03	5.94	6.33	6.03	6.06	5.7
Tª (°C)	18.5	17.6	14.1	15.4	15.1	15.4
Conductividad (µS/cm)	45.3	80.7	103.7	70.2	36.1	65.3
TDS (mg/l)	29	51.7	66.3	44.9	23.1	41.8
Oxígeno %	96.4	87	88.5	97.1	102	98.6
Oxígeno (mg/l)	9.03	8.3	9.0	9.55	10	9.81
Turbidez (UNT)	0.47	0.50	1.19	0.25	0.10	0.28
Amonio (mg/l)	0.055	0.141	0.035	0.056	0.008	0.017
Nitritos (mg/l)	0.016	0.009	0.003	0.001	0.002	0.01
Nitratos (mg/l)	5.59	7.33	11.54	7.94	4.08	7.51
Sulfatos (mg/l)	4.08	5.45	8.73	5.68	2.52	1.83
Ortofosfatos (mg/l)	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
Cloruros (mg/l)	8.15	13.83	19.50	14.00	9.22	17.37
Ca (mg/l)	1.40	2.20	3.21	1.20	1.20	1.80
Mg (mg/l)	0.61	0.97	2.19	1.34	0.73	1.70
Dureza (mg/l)	6	9.5	17	8.5	6	11.5
Sólidos en suspensión (mg/l)	12.9	10.9	20.4	17.2	13.6	9.7

Los valores de pH son los normales en Galicia debido a la composición de los suelos, de carácter ácido, y adecuados para la vida de los peces. En general valores de pH comprendidos entre 5 y 9 son los adecuados, y valores entre 6.0 y 7.2 se consideran óptimos para la mayoría de las especies acuáticas. Fuera de este rango suelen presentarse problemas, como consecuencia de la desnaturalización de las proteínas.

El amonio presenta valores bajos en todas las estaciones de muestreo (límite establecido: 0.4 mg/l), por lo que el estado químico según este parámetro es bueno.

La concentración de nitritos afecta de forma muy importante a la vida de los peces, pues una concentración superior a 0.01 mg/l no permite, de manera general, el desarrollo de los Salmónidos, por lo que se ha considerado este valor como límite del estado “bueno”. Los valores obtenidos están en torno a este valor o son sensiblemente inferiores.

En cuanto a los nitratos, según la Instrucción de Planificación Hidrológica, los valores límite para el buen estado se sitúan por debajo de 25 mg/l, por lo que el estado general sería bueno. Teniendo en cuenta que las concentraciones en ríos de la demarcación de Galicia-Costa están comprendidas entre 1 y 4 mg/l (ANTELO & ARCE, 1996), consideramos que un límite de 10 mg/l sería más adecuado teniendo en cuenta la dispersión de los datos en torno a la media en aguas de la misma tipología. Aun así, salvo en el caso del río Caselas, los valores obtenidos estarían por debajo de este límite.

El oxígeno no llega a ser limitante en ninguno de los casos. En cuanto a los cloruros, su concentración en aguas superficiales no contaminadas se sitúa entre 10 y 30 mg/L, e incluso menor, por lo que los valores obtenidos tampoco son limitantes.

Los valores de sólidos en suspensión son ligeramente elevados, sobre todo en el río Caselas. Este valor está relacionado con los de turbidez, conductividad y TDS, ya que la presencia de sólidos en suspensión participa en el desarrollo de la turbidez y el color del agua, mientras que la de sólidos disueltos (TDS) determina la salinidad del medio, y en consecuencia la conductividad del mismo. El valor límite para la turbidez es de 1 NTU, que solo se supera en el río Caselas.

4 Análisis de la toxicidad potencial del agua en los ríos y en la piscifactoría de Carballedo mediante ensayo de bioluminiscencia con el equipo Microtox®

4.1 Análisis de la toxicidad potencial del agua en los ríos Deva, Caselas, Furnia y Pego

En el marco de la Actividad 2 del proyecto (Mitigación de presiones de origen antrópico en cauces fluviales), y con vistas a su utilización igualmente en la actividad 3 (Creación de un stock reproductor de salmón y potencial del sábalo) se adquirió un espectrofotómetro de fluorescencia o analizador de toxicidad (Microtox® M500) que permite realizar un estudio pormenorizado de las presiones que afectan a los peces migradores en lo que respecta a la determinación de vertidos y contaminación difusa a partir de muestras de agua recogidas en el campo.

La detección rápida de toxicidad mediante el equipo Microtox® (Microtox Acute Toxicity Test) es un sistema de prueba *in vitro* que usa bacterias bioluminiscentes para la detección de toxicidad en el agua. La detección de toxicidad se basa en la medición de cambios en la emisión de luz en bacterias bioluminiscentes (Qureshi *et al.*, 1998). Las bacterias se exponen a la muestra en distintas concentraciones y se mide la cantidad de luz que emiten. La reacción de bioluminiscencia bacteriana está ligada al sistema de transporte de electrones en la respiración celular y es indicativa del estado metabólico de la célula, de modo que una disminución de la bioluminiscencia indica la disminución de la respiración celular. Los contaminantes afectan a la respiración celular y al nivel de emisión de luz.

Esta prueba combina las ventajas de un ensayo biológico con la rapidez y facilidad de uso de un instrumento de laboratorio (Qureshi *et al.*, 1998). Se emplea habitualmente en estudios medioambientales por su sensibilidad, reproducibilidad y fácil aplicación para contaminantes orgánicos e inorgánicos en muestras de agua y sedimento (ej. Kaiser & Ribo, 1988; Morel *et al.*, 1988; Codina *et al.*, 1993; Riisberg *et al.*, 1996; Salizzato *et al.*, 1998; Onorati *et al.*, 2004; Niemiryycz *et al.*, 2007; Devesa *et al.*, 2008). Es, además, un método más rápido y barato que otros ensayos biológicos (Onorati *et al.*, 2004) y se ha demostrado la correlación entre sus resultados y los obtenidos en bioensayos convencionales (ej. Nacci *et al.*, 1986; Kaiser & Palabrica, 1991; Toussaint *et al.*, 1995; Arufe *et al.*, 2004), por lo que puede aplicarse para predecir toxicidad para otros organismos acuáticos, incluidos los peces (Blum & Speece, 1990; Chen & Que Hee, 1995; Qureshi *et al.*, 1998; Arufe *et al.*, 2004). Además, los resultados del ensayo de bioluminiscencia pueden ser un indicador temprano de la toxicidad por vertidos (Qureshi *et al.*, 1998).

Se analizaron muestras de agua de los ríos Deva, Caselas, Furnia y Pego para determinar su potencial toxicidad, como un método complementario para la evaluación del hábitat. Las muestras de agua se tomaron durante los muestreos de junio de 2018 y 2019 en el mismo punto donde se realizaron las mediciones para los datos físico-químicos. El agua se guardó en botellas de 2 L esterilizadas, que se conservaron en frío y se trasladaron al laboratorio para su posterior análisis. El análisis de la toxicidad potencial se llevó a cabo mediante un bioensayo normalizado (método normalizado UNE-EN ISO 11348-3) que utiliza una cepa clonal específica de bacterias bioluminiscentes (*Vibrio fischeri*) preparada en un formato de vial liofilizado único como organismo indicador de toxicidad, y un Microtox® M500 como herramienta de cribado que incluye una incubadora, un luminómetro y un paquete de software de análisis de datos. Se trata de un fotómetro autocalibrado de temperatura controlada que mide la toxicidad relativa de una muestra como el porcentaje de inhibición de la bioluminiscencia a una longitud de onda de 490 nm. Para elaborar las curvas de dosis/respuesta, además del control, se hicieron cuatro diluciones de cada muestra a: 45,5%; 22,75%; 11,38% y 5,68%, incubadas durante 30 min, a $15 \pm 0,5$ °C. Los procedimientos se detallan en el trabajo de Johnson (2005), así como en el manual del Microtox® (Microbics, 1992). Se siguió la clasificación de categorías de toxicidad propuestas por Qureshi (1990).

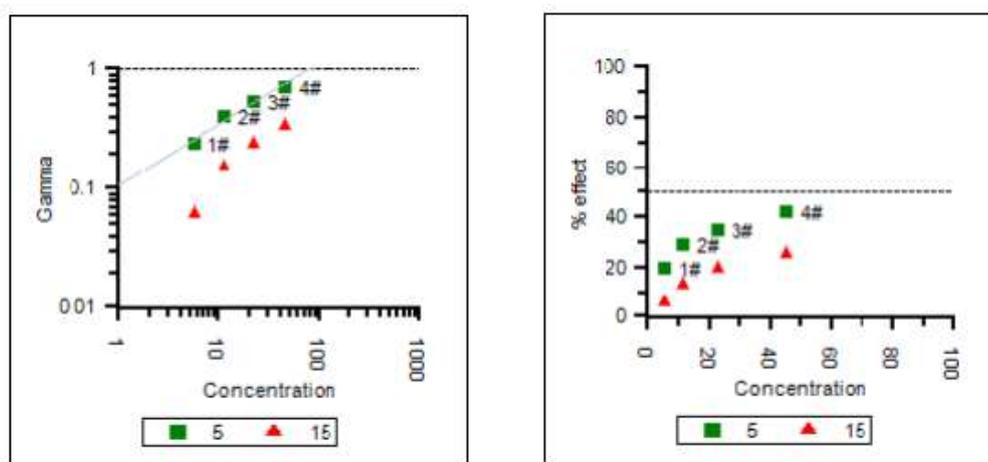
Los resultados obtenidos para los cuatro ríos (Tabla 3) se correspondieron con la categoría de agua no tóxica ($EC_{50}(15') \geq 100\%$) (Tabla 4, Figura 4), salvo en el río Caselas en el muestreo de 2019 donde fue levemente tóxica ($99.9 \leq EC_{50}(15') \geq 70\%$) (Tabla 5, Figura 5).

Tabla 3. Resultados de la $EC_{50}(15')$ (%) y categoría de toxicidad del agua para las muestras de aguas de los ríos Deva, Caselas, Furnia y Pego (años 2018 y 2019). * *Categoría de toxicidad según Qureshi, A. A. (Ed) 1990. Microtox Assay Procedure. Part 3, section 2. In Microbiological Methods Manual. AEVC-M2. Alberta Environmental Centre. Vegreville, A B. 483 pp.*

Muestra	$EC_{50}(15')$	Categoría*
Deva 2018	135.5%	Agua no tóxica
Deva 2019	130.6%	Agua no tóxica
Caselas 2018	100.4%	Agua no tóxica
Caselas 2019	96.4%	Agua levemente tóxica
Furnia 2018	135.4%	Agua no tóxica
Furnia 2019	128.4 %	Agua no tóxica
Pego 2018	102.5%	Agua no tóxica
Pego 2019	108.0%	Agua no tóxica

Tabla 4. Ejemplo de tabla de resultados del software del Microtox® 500. Río Pego, muestreo de julio de 2018. (Conc: Concentración de la muestra (%) después de las diferentes diluciones, T₀: luminiscencia de la bacteria marina *Vibrio fischeri* al inicio del análisis, T₅ y T₁₅: luminiscencia de *V. fischeri* tras 5 y 15 minutos de exposición a la muestra. Gamma: Cociente entre la luz perdida y la luz remanente tras la exposición a la muestra, % Efecto: % de pérdida de luz de cada concentración de la muestra comparada con el blanco).

Muestra	Conc.	T ₀	T ₅	T ₁₅	Gamma T5	% Efecto T ₅	Gamma T ₁₅	% Efecto T ₁₅
Control	0	91	70	60	0.7692#		0.6593#	
1	5.63	87	54	54	0.2393#	19.31%	0.0623#	5.86%
2	11.25	84	46	48	0.4047#	28.81%	0.1538#	13.33%
3	22.5	94	47	50	0.5385#	35.00%	0.2396#	19.33%
4	45	87	39	43	0.7160#	41.72%	0.3340#	25.04%



EC₅₀ (15'): 135.5% - Agua no tóxica*

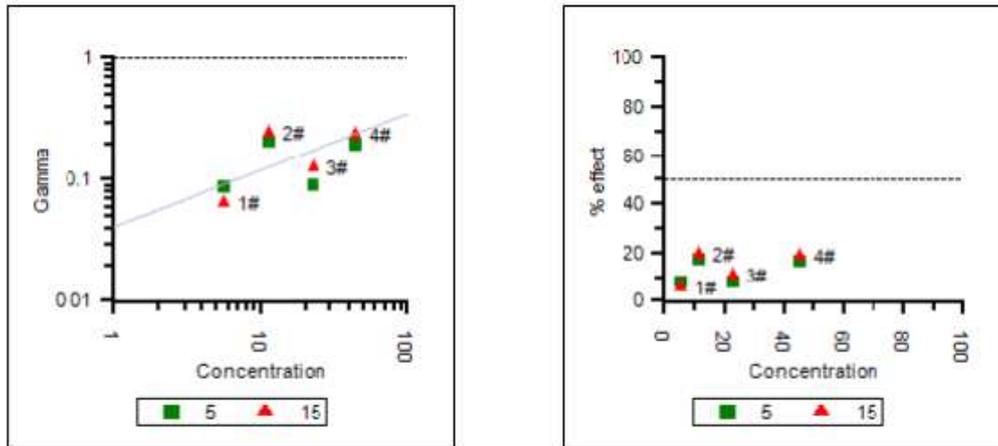
$$\text{LOG C} = 1.194 \times \text{LOG G} + 2.132$$

$$R^2: 0.9447$$

Figura 4. Ejemplo de gráficas obtenidas con el software del Microtox® 500; bajo las gráficas se muestran los resultados para la EC₅₀ (15'). Río Pego, muestreo de julio de 2018. * Categoría de toxicidad según Qureshi, A. A. (Ed) 1990. *Microtox Assay Procedure. Part 3, section 2. In Microbiological Methods Manual. AEVC-M2. Alberta Environmental Centre. Vegreville, A B. 483 pp.*

Tabla 5. Ejemplo de tabla de resultados del software del Microtox® 500. Río Caselas; muestreo de julio de 2019. (Conc: Concentración de la muestra (%) después de las diferentes diluciones, T₀: luminiscencia de la bacteria marina *Vibrio fischeri* al inicio del análisis, T₅ y T₁₅: luminiscencia de *V. fischeri* tras 5 y 15 minutos de exposición a la muestra, Gamma: Cociente entre la luz perdida y la luz remanente tras la exposición a la muestra, % Efecto: % de pérdida de luz de cada concentración de la muestra comparada con el blanco).

Muestra	Conc	T ₀	T ₅	T ₁₅	Gamma T5	% Efecto T ₅	Gamma T ₁₅	% Efecto T ₁₅
Control	0	93	97	98	1.043#		1.054#	
1	5.63	96	92	95	0.0884	8.12%	0.0649#	6.09%
2	11.25	104	90	88	0.2053	17.03%	0.2453#	19.70%
3	22.5	94	90	88	0.0994	8.20%	0.1255#	11.16%
4	45	101	88	86	0.1971	16.47%	0.2376#	19.24%



$EC_{50}(15^{\circ}): 96.40\% - \text{Agua levemente tóxica}^*$

$$\text{LOG C} = 0.9417 \times \text{LOG G} + 1.984$$

$$R^2: 0.4382$$

Figura 5. Ejemplo de gráficas obtenidas con el software del Microtox® 500; bajo las gráficas se muestran los resultados para la $EC_{50}(15^{\circ})$. Río Caselas, muestreo de julio de 2019. * Categoría de toxicidad según Qureshi, A. A. (Ed) 1990. *Microtox Assay Procedure. Part 3, section 2. In Microbiological Methods Manual. AEVC-M2. Alberta Environmental Centre. Vegreville, A B. 483 pp.*

4.2 Análisis de la toxicidad potencial del agua en la piscifactoría de Carballedo

Como se comentó anteriormente, la detección rápida de toxicidad mediante el equipo Microtox® permite detectar la presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos en muestras de agua y sedimento y se ha demostrado la correlación entre los resultados de esta metodología y los obtenidos en bioensayos convencionales, por lo que se aplica para predecir toxicidad para otros organismos acuáticos incluidos los peces y se emplea de forma habitual en el control de las aguas en piscifactorías (ej. Hernando *et al.*, 2007; Burrige *et al.*, 2010).

Durante el año 2019 se analizó el agua que entraba a los tanques de la piscifactoría de Carballedo, procedente del río Almofrej, en los que se mantenía el stock de reproductores de salmón del Miño para las repoblaciones. El objetivo de estos análisis era detectar de forma temprana una potencial toxicidad en el agua. Se realizaron muestreos trimestrales (enero, abril, julio y octubre). Las muestras de agua para los análisis se recogieron en botellas de 2 litros esterilizadas que se conservaron refrigeradas hasta su análisis en el laboratorio. El análisis se realizó según lo explicado anteriormente usando un Microtox® M500 como herramienta de cribado. Igualmente, para la elaboración de las curvas de dosis/respuesta, además del control, se hicieron cuatro diluciones de cada muestra a: 45,5%; 22,75%; 11,38% y 5,68% e incubadas durante 30 min, a $15 \pm 0,5$ °C.

En todos los análisis realizados el agua analizada se correspondió con una situación de “agua no tóxica” (EC50 (15´) \geq 100%) (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados de la EC50 (15´) (%) y categoría de toxicidad del agua para las muestras de la piscifactoría de Carballedo tomadas durante el año 2019. * *Categoría de toxicidad según Qureshi, A. A. (Ed) 1990. Microtox Assay Procedure. Part 3, section 2. In Microbiological Methods Manual. AEVC-M2. Alberta Environmental Centre. Vegreville, A B. 483 pp.*

Muestra	EC50 (15´)	Categoría*
Enero 2019	136.5%	Agua no tóxica
Abril 2019	135.6%	Agua no tóxica
Julio 2019	120.8%	Agua no tóxica
Octubre 2019	135.2 %	Agua no tóxica

5 Estudio del efecto de los pequeños obstáculos artificiales sobre la composición del macrozoobentos fluvial

La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas y que entró en vigor el 22 de diciembre del 2000) establece como uno de sus objetivos la protección de los ecosistemas acuáticos y propone programas de control y evaluación de la calidad de agua, considerando los macroinvertebrados acuáticos como fundamentales en el estudio de la conservación de los ambientes fluviales. Los macroinvertebrados tienen una elevada importancia ecológica ya que forman parte de la base de las cadenas tróficas en los ecosistemas acuáticos. Así, la importancia de ciertos taxones como los Ephemérotos, Dípteros y Tricópteros en la alimentación de diferentes especies de peces es evidente (Hesthagen *et al.*, 2004; Oscoz *et al.*, 2005; Sánchez-Hernández, 2009a). Por otro lado, dado que la duración de la fase acuática de los macroinvertebrados es relativamente duradera (González & Cobo, 2006) y que la composición faunística de la comunidad del macrobentos cambia en respuesta a los cambios ambientales, ya sean naturales (temperatura, altitud, etc.) o antrópicos (contaminación, estrés hídrico, etc.), debido a los requerimientos específicos de cada una de las especies, estos se utilizan con frecuencia como indicadores de la calidad ecológica de los medios acuáticos (véase Camargo, 1993; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000; Gayraud *et al.*, 2003; Alonso & Camargo, 2005). Por todo ello los macroinvertebrados son considerados como una herramienta fundamental para la tipificación y el análisis del estado ecológico de los cursos de agua y han sido incluidos en la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea o el Plan Hidrológico Nacional. En este sentido, el conocimiento de la estructura y el funcionamiento ecológico de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos es fundamental para alcanzar los objetivos marcados por la DMA.

Por otro lado, y centrándonos en el efecto de los obstáculos, numerosos estudios han demostrado que la modificación en el régimen natural de los ríos altera sus características físicas, lo que afecta drásticamente a la abundancia, estructura y distribución de las comunidades biológicas (Bunn & Arthington, 2002; Poff & Zimmerman, 2010; Warren *et al.*, 2015; White *et al.*, 2019). La construcción de presas no solo supone una barrera al movimiento de los organismos si no que supone una barrera a la circulación de energía lo que afecta al régimen trófico de las comunidades (Baxter, 1977; Boon, 1988; Torralva *et al.*, 1996), modifica el movimiento de los sedimentos, reduce la heterogeneidad del medio, y altera la temperatura del agua. Pero estas generalidades se basan fundamentalmente en estudios relacionados con el efecto de grandes presas (> 15 m), y existen pocos datos sobre los efectos de las

pequeñas presas y azudes (< 10 m) (Sharma *et al.*, 2005; Cobo *et al.*, 2010; Vieira-Lanero *et al.*, 2010; López-Núñez *et al.*, 2011).

Los efectos adversos de las grandes presas no son aplicables a presas inferiores a 2-5 m de altura, ya que éstas suelen tener un efecto limitado en los picos de caudal o el régimen de sedimentación aguas abajo, debido al pequeño volumen de agua que almacenan. Sin embargo, según la permeabilidad de la barrera pueden reducir los caudales aguas abajo en épocas más secas e impedir el movimiento de los peces y de los invertebrados, de manera que estos obstáculos pueden restringir la conectividad fluvial (Saila *et al.*, 2005; Vieira-Lanero *et al.*, 2010). Por otro lado, aguas arriba del obstáculo el hábitat se homogeniza mientras que aguas abajo el río retoma al régimen de corriente normal, con mayor heterogeneidad y diversidad del sustrato (Munn & Brusven, 1991). El hábitat físico está considerado como uno de los principales factores que determinan la estructura y composición de las comunidades fluviales (Lammert & Allan, 1999). Los macroinvertebrados son un elemento clave en el procesado y en el ciclo de nutrientes en los ecosistemas lóticos y el estudio de la composición y estructura de sus comunidades se utiliza como herramienta en la evaluación de los cambios de origen antrópico en ecosistemas acuáticos continentales (González & Cobo, 2006), ya que refleja las adaptaciones de las especies al medio (Statzner *et al.* 2001), de modo que un desequilibrio entre los grupos tróficos indica la existencia de algún tipo de estrés que afecta a la comunidad (Cranston, 1990). El uso de macroinvertebrados bentónicos en estos estudios es común, ya que presentan una gran diversidad y abundancia; la mayoría son sedentarios por lo que su presencia está relacionada con las condiciones del medio en ese punto; tienen ciclos vitales razonablemente largos, por lo que integran el efecto de factores que operan de forma discontinua; y su respuesta frente a los cambios ambientales difiere según el grado de tolerancia de las distintas especies (González & Cobo, 2006).

Con este estudio se pretendió determinar si los obstáculos de pequeño tamaño provocan cambios en la composición y estructura de trófica de las comunidades, mediante la caracterización de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, aguas arriba y abajo de los azudes seleccionados. Y si estos cambios pueden ser indicativos de un estado de estrés ambiental.

Localidades de muestreo

Las localidades de muestreo se situaron en las inmediaciones de los cinco obstáculos seleccionados para la ejecución del proyecto en los ríos Deva, Caselas, Furnia y Pego. La selección incluye azudes representativos de las cuatro categorías de dificultad establecidas para el paso de la ictiofauna: baja, media, alta y muy alta (Tabla 7 y Figura 6). Los muestreos se realizaron en julio de 2018. En cada estación se designaron dos áreas de muestreo, una aguas arriba y otra aguas abajo del obstáculo.

Tabla 7. Altura y dificultad para el paso de los peces en los azudes seleccionados.

Río	Altura (m)	Dificultad
Deva	3.3	Muy alta
Caselas (Azud 1)	1	Baja
Caselas (Azud 2)	0.5	Baja
Furnia	2.6	Media
Pego	2.5	Alta

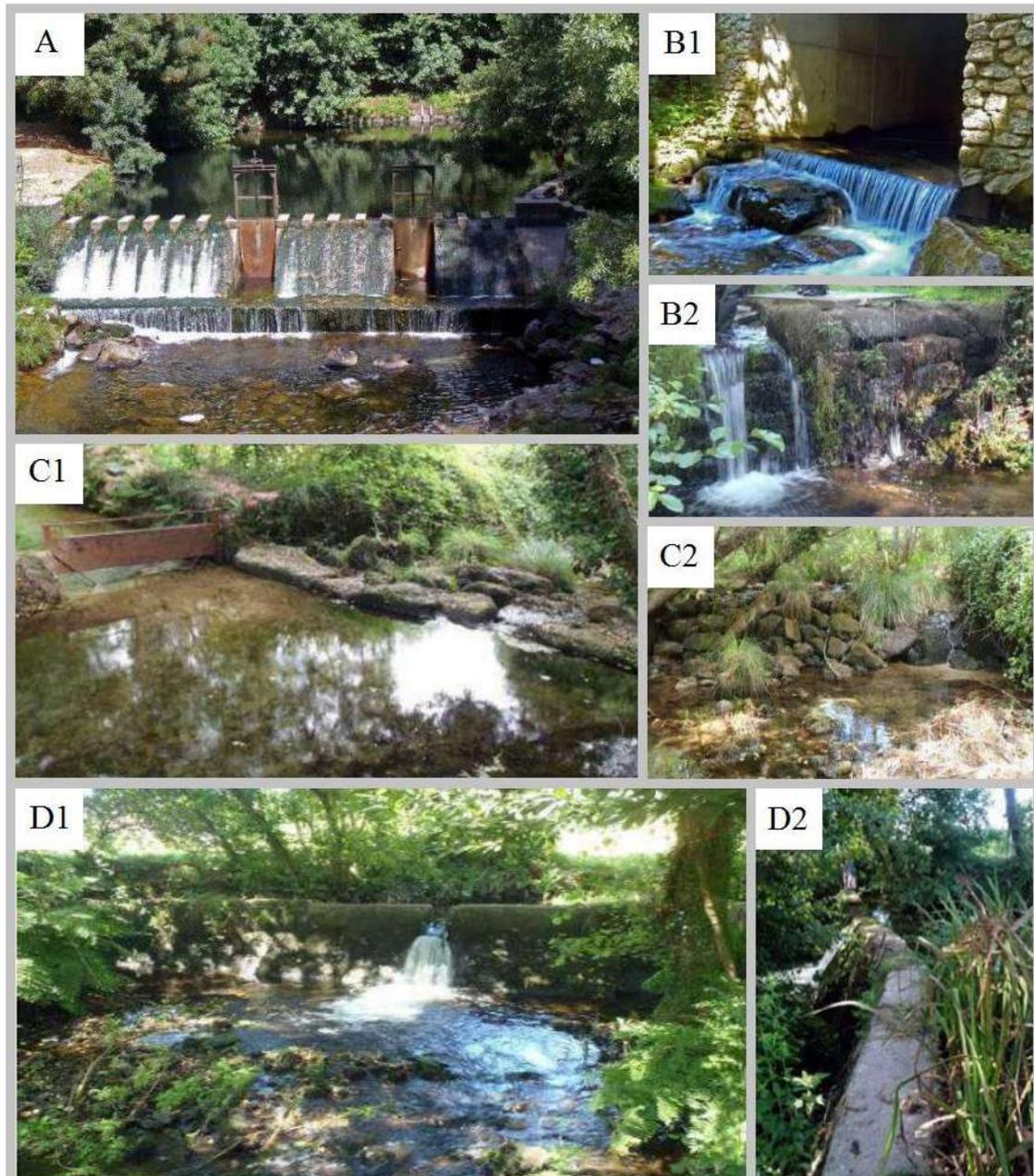


Figura 6. Obstáculos analizados. A. Dificultad muy alta (río Deva). B1. Dificultad baja (Caselas 1) B2. Dificultad baja (Caselas 2). C1. Dificultad media, visto desde aguas arriba (río Furina). C2. Dificultad media, visto desde aguas abajo (río Furina). D1. Dificultad alta (río Pego), vista desde aguas abajo. D1. Dificultad alta (río Pego) vista superior.

Toma de muestras e identificación

Para la toma de muestras de macroinvertebrados bentónicos se utilizó una red tipo Surber de 30 x 30 cm de área con una luz de malla de 500 μm . Las muestras se tomaron en zonas poco profundas (< 30 cm) y siempre que fue posible sobre tres tipos de sustrato: arena, grava y macrófitas. Las muestras se etiquetaron y conservaron en formol al 4 % hasta su posterior separación e identificación en el laboratorio. Los macroinvertebrados fueron identificados a nivel de familia, excepto los Anélidos e Hidrácaros que se identificaron a nivel de subclase y suborden respectivamente.

Análisis de los datos

En cada localidad se estimaron los siguientes parámetros descriptivos de la comunidad: riqueza taxonómica (S), abundancia total (número de individuos, N) y abundancia relativa (N° de individuos/ m^2). Se calcularon también los siguientes índices descriptores de la estructura de la comunidad: (I) índice de Shannon y Wiener [$H' = -\sum_i p_i (\log_2 p_i)$], que permite conocer la diversidad taxonómica; (II) índice de abundancia de Fisher [α , calculado como $S = \alpha \ln (1+N/\alpha)$]; (III) índice de dominancia de Simpson [D' , calculado como $\lambda = \sum p_i^2$]; y (IV) el índice de equidad de Pielou ($J' = H'(\text{observado})/H'(\text{max})$), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la diversidad máxima esperada.

La separación, recuento e identificación de los diferentes grupos de macroinvertebrados se llevó a cabo en el laboratorio; para ello se usaron lupas binoculares, así como la cámara Leica de microscopía.

Para comprobar la existencia de diferencias significativas entre los resultados obtenidos aguas arriba y aguas abajo se utilizó la prueba de Chi-cuadrado de Pearson con un nivel de significación $p > 0.05$. Finalmente se realizó un estudio de la estructura trófica de las comunidades de macroinvertebrados asignando a cada taxon un grupo trófico o grupo funcional según la clasificación general establecida por Cummins (1973) y Tachet (2002).

Resultados

En conjunto se recogieron 5290 individuos pertenecientes a un total de 56 familias. En la Tabla 8 se indican las frecuencias relativas de los distintos grupos taxonómicos en cada estación de muestreo. La estructura de la comunidad en cada punto está definida en la Tabla 9 y Figuras 7, 9, 11 y 13. En las Figuras 8, 10, 12 y 14 se representa un resumen gráfico de la estructura trófica de las comunidades en cada uno de los ríos. En la Tabla 9 se presentan los valores de los índices para cada estación de muestreo (dos en cada río: aguas arriba y aguas abajo del obstáculo). Los resultados están ordenados en función de la dificultad de remonte de los obstáculos.

Tabla 8. Frecuencias relativas (%) de los grupos taxonómicos en los distintos puntos de muestro (Ab = aguas abajo; Ar = aguas arriba). Dificultad baja: río Caselas. Dificultad media: río Furnia. Dificultad alta: río Pego. Dificultad muy alta: río Deva

	Dificultad baja		Dificultad media		Dificultad alta		Dificultad muy alta	
	Ab	Ar	Ab	Ar	Ab	Ar	Ab	Ar
Turbelarios								
<i>DugesIIDae</i>	8.84	1.35	0.21	0	0.85	0	0	0
<i>Planariidae</i>	0	0	2.56	0.42	0	0	0.42	0.15
Oligoquetos	31.29	3.22	1.07	1.67	10.87	6.68	7.53	41.57
Moluscos								
<i>Ancylidae</i>	0.34	0.34	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrobiidae</i>	8.50	5.92	0	0	4.33	0.15	0	0
<i>Sphaeriidae</i>	0	0	0	0.251	0.93	0.15	0	0.90
Arácnidos								
<i>Hidracarina</i>	0.34	0	0.43	0	0.09	0	6.70	0
Crustáceos								
<i>Gammaridae</i>	0.34	0.17	4.90	10.70	0.42	2.43	0.84	0
Efemerópteros								
<i>Baetidae</i>	0.68	1.52	11.94	2.34	0.76	0.61	1.26	6.93
<i>Caenidae</i>	0	0	0	0	0	1.37	0	0
<i>Ephemerellidae</i>	0.34	2.71	0	0.25	1.70	0.30	0.42	1.21
<i>Ephemeridae</i>	0	0	0.43	0.33	0	0	0	0
<i>Heptageniidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.21
<i>Leptophlebiidae</i>	0	0.17	0.85	0.17	0.17	0	17.99	2.41
<i>Siphonuridae</i>	0	0	0.64	0	0	0	0	0
Plecópteros								
<i>Leuctridae</i>	2.38	0.68	7.89	0.08	2.46	0.76	10.46	6.48
<i>Nemouridae</i>	0	0	11.30	7.02	0	0	0	0
<i>Perlidae</i>	0	0	0	0.08	0	0	0	0
<i>Perlodidae</i>	0	0	0.85	4.26	0	0	0	0
Odonatos								
<i>Aeshnidae</i>	0	0	0.21	0.25	0	0.76	0	0
<i>Cordulegasteridae</i>	0	0.51	0	0.25	0	0	0	0.15
<i>Gomphidae</i>	0.34	0.34	1.07	0.92	1.19	2.73	0	2.26
Heterópteros								
<i>Aphelocheiridae</i>	0	0	0	0	0	0.15	0	0.15
<i>Gerridae</i>	0	0	2.35	0.17	0	0	0	0
Coleópteros								
<i>Dryopidae</i>	0	0	0.21	0	0	0	0	0
<i>Dytiscidae</i>	0	0	0	0	0	0.303	0	0.30
<i>Elmidae</i>	3.06	6.77	15.57	4.60	17.23	11.53	6.70	4.67
<i>Gyrinidae</i>	0	0	0	0	0.09	0	0	1.36
<i>Haliplidae</i>	0	0	0.21	0	0	0	0	0
<i>Hydraenidae</i>	0	0	1.49	0.08	0.09	0	0	0
<i>Hydrophilidae</i>	0	0	0	0.42	0	0.15	0	0
Tricópteros								
<i>Beraeidae</i>	0	0	0.21	0	0	0	0	0
<i>Glossosomatidae</i>	1.70	16.24	1.49	0.08	0	0	0	0

	Dificultad baja		Dificultad media		Dificultad alta		Dificultad muy alta	
	Ab	Ar	Ab	Ar	Ab	Ar	Ab	Ar
<i>Helicopsychidae</i>	0	0	0.213	0	0	0	0	0
<i>Hydropsychidae</i>	1.70	0.17	4.05	2.93	3.57	5.92	1.67	6.02
<i>Lepidostomatidae</i>	0	0	0.213	0	0	0	0	0
<i>Limnephilidae</i>	0	0.34	0.43	0.08	1.02	0.91	1.67	0.30
<i>Philopotamidae</i>	2.04	0.17	4.90	9.45	0.09	0.15	0	0.30
<i>Polycentropodidae</i>	0	0	1.07	0	0.51	0.61	2.51	0.15
<i>Psychomyiidae</i>	0	0.34	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophilidae</i>	0.68	0	0.64	0.92	0.42	0.15	1.67	0.45
<i>Sericostomatidae</i>	0	0	2.77	0.42	0	0	0	0.75
Dípteros								
<i>Athericidae</i>	0	0.17	0	0	1.10	1.06	0	1.05
<i>Ceratopogonidae</i>	0.68	0.169	1.49	1.09	0.51	0.15	0	1.36
<i>Chironomidae</i>	32.65	54.15	2.56	7.94	48.47	47.04	38.49	18.68
<i>Culicidae</i>	0	0	0.21	0.33	0	0	0	0
<i>Dixidae</i>	0	0	0.85	0	0.170	0	0	0
<i>Empididae</i>	0	0.17	0	0	0	0	0	0
<i>Limoniidae</i>	1.36	2.71	0.64	0.33	0.849	0.303	1.26	0
<i>Psychodidae</i>	0	0	0.64	0	0	0	0	0
<i>Ptychopteridae</i>	0	0	0.21	0	0	0	0	0
<i>Simuliidae</i>	2.72	1.69	13.22	42.14	2.037	15.630	0.42	1.21
<i>Tipulidae</i>	0	0	0	0	0.085	0	0	0

Tabla 9. Valores de los diferentes parámetros descriptores de las comunidades aguas abajo y arriba de los distintos tipos de obstáculo según la dificultad. Se indica la riqueza taxonómica (familias), la abundancia absoluta, la densidad (ind/m²) y los valores de los índices de Shannon-Wiener, Simpson, Fisher y Pielou.

	Obstáculo de dificultad baja		Obstáculo dificultad media	
	Aguas abajo	Aguas arriba	Aguas abajo	Aguas arriba
Riqueza taxonómica (S)	19	23	37	30
Abundancias absolutas	294	591	469	1196
Densidad (Nº individuos/m ²)	882	1773	1407	3588
Shannon-Wiener (H')	2.77	2.43	4.08	3.06
Índice de Simpson (D')	0.22	0.33	0.08	0.21
Índice de Fisher (α)	4.53	4.76	9.42	5.58
Índice de Pielou (J')	0.65	0.53	0.78	0.62

Tabla 9 (Cont.). Valores de los diferentes parámetros descriptores de las comunidades aguas abajo y arriba de los distintos tipos de obstáculo según la dificultad. Se indica la riqueza taxonómica (familias), la abundancia absoluta, la densidad (ind/m²) y los valores de los índices de Shannon-Wiener, Simpson, Fisher y Pielou.

	Obstáculo dificultad alta		Obstáculo dificultad muy alta	
	Aguas abajo	Aguas arriba	Aguas abajo	Aguas arriba
Riqueza taxonómica (S)	26	24	16	24
Abundancias absolutas	1178	659	239	664
Densidad (Nº individuos/m ²)	3534	1977	717	1992
Shannon-Wiener (<i>H'</i>)	2.67	2.65	2.86	4.82
Índice de Simpson (<i>D'</i>)	0.28	0.27	0.20	0.22
Índice de Fisher (α)	4.70	4.88	3.86	4.87
Índice de Pielou (<i>J'</i>)	0.57	0.58	0.71	0.64

Obstáculos con dificultad de remonte baja (río Caselas): la riqueza taxonómica es de 25 taxones (Tabla 8) 23 de los cuales están presentes aguas arriba y 19 aguas abajo (Tabla 9), donde los más abundantes son Quironómidos y Oligoquetos (Tabla 8, Figura 7), seguidos por las familias Dugesidae e Hydrobiidae [todos los representantes de la familia Hydrobiidae en la muestra corresponden a la especie exótica *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1853)]. Los valores de densidad, abundancia absoluta e índice de Fisher son mayores aguas arriba. Sin embargo, los de los índices de Shannon-Wiener, Simpson y Pielou son ligeramente mayores aguas abajo, aunque semejantes en las dos estaciones. Los resultados del análisis estadístico ($\chi^2 = 189.27$, $p = 0.001$) indican que existen diferencias significativas entre las dos comunidades.

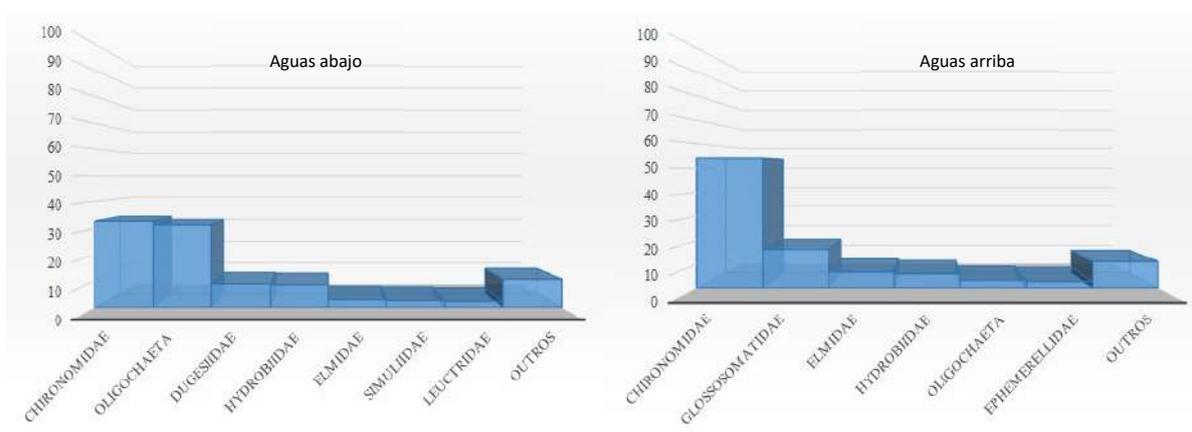


Figura 7. Estructura de las comunidades en el río Caselas (aguas arriba y abajo del obstáculo) en función de la abundancia relativa de cada taxón.

En la estructura trófica (Figura 8) destaca una mayor proporción de colectores aguas abajo del obstáculo, mientras que aguas arriba hay una mayor proporción de raspadores y menor proporción de depredadores. En las dos estaciones dominan los colectores de depósito (Oligoquetos y Quironómidos, principalmente). Los filtradores son fundamentalmente Tricópteros aguas abajo y Simúlidos y Bétidos aguas arriba. Los principales depredadores son, en ambas estaciones, las Planarias y en menor medida varias familias de Odonatos, Tricópteros y Dípteros. Los principales raspadores son los Glossosomátidos, Élmidos e Hidróbidos aguas arriba, mientras que aguas abajo el grupo principal es el de los Hidróbidos, siendo la contribución de los Élmidos y Glossosomátidos mucho menor que aguas arriba. La proporción de desmenuzadores es similar en ambas estaciones, los grupos principales son Limónidos y Leuctridos.



Figura 8. Estructura trófica de las comunidades aguas arriba y abajo del azud del río Caselas. Datos de riqueza taxonómica en porcentaje (%) de cada grupo respecto al total de la comunidad en cada estación.

Obstáculo con dificultad de remonte media (río Furnia): con 43 taxones es la comunidad de macroinvertebrados más diversa de las estudiadas (Tabla 8). La riqueza específica y la diversidad son mayores aguas abajo (Tabla 9) mientras que la densidad es 2.5 veces superior aguas arriba. Aguas abajo, los mayores valores de abundancia corresponden a cuatro grupos (Élmidos, Simúlidos, Bétidos e Nemúridos), siendo los valores muy parecidos para todos ellos, mientras que aguas arriba dominan los Simúlidos (Tabla 8, Figura 9). Así, la comunidad situada aguas abajo es más diversa y homogénea, mientras que la dominancia aumenta ligeramente aguas arriba, aunque con valores bajos, donde también se encuentran valores más altos de abundancia y densidad. Los resultados del análisis estadístico ($\chi^2 = 218.45$, $p = 0.000$) indican que existen diferencias significativas entre las dos comunidades.

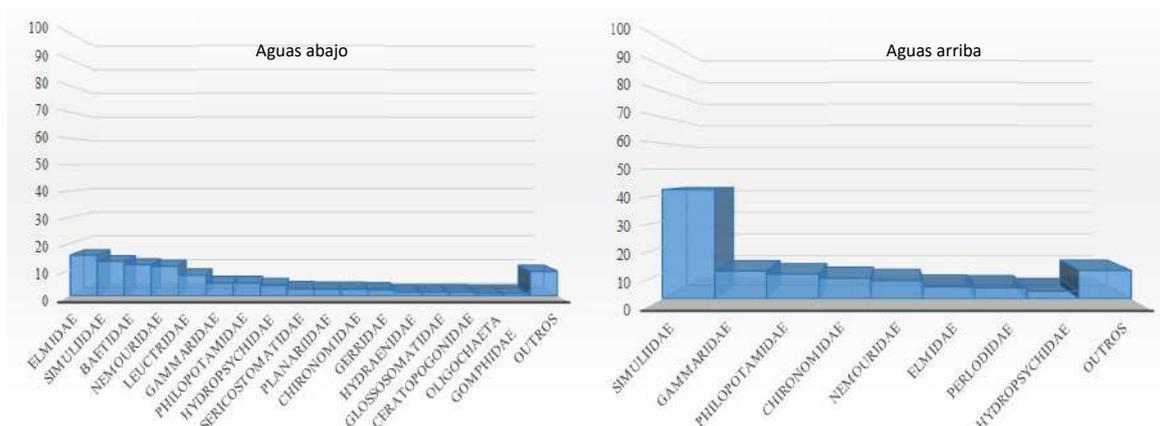


Figura 9. Estructura de las comunidades en el río Furnia (aguas arriba y abajo del obstáculo) en función de la abundancia relativa de cada taxón.

La estructura trófica de las comunidades (Figura 10) se caracteriza por una diferencia entre las dos estaciones relativa a los colectores: los colectores de depósito y filtradores suman el 67.81 % aguas arriba frente al 41.15 % aguas abajo. Los principales colectores de depósito son Quironómidos y Oligoquetos y, en menor medida, Efemerópteros. Entre los filtradores destacan en ambas estaciones los Simúlidos, Hidropsíquidos, Filopotámidos y Bétidos. Los depredadores están integrados prácticamente por los mismos grupos en ambas estaciones, destacando las Planarias aguas abajo. El grupo principal de raspadores en ambas estaciones son los Élmidos. En cuanto a los desmenuzadores, aguas arriba Gammáridos y Nemúridos son los grupos principales, mientras que aguas abajo son los Nemúridos, Leuctridos, Gammáridos y, en menor medida, los Sericostomátidos.



Figura 10 Estructura trófica de las comunidades aguas arriba y abajo del azud del río Furnia. Datos de riqueza taxonómica en porcentaje (%) de cada grupo respecto al total de la comunidad en cada estación.

Obstáculo con dificultad de remonte alta (río Pego): La riqueza taxonómica máxima es de 31 taxones (Tabla 8). La mayor riqueza específica se encontró aguas abajo del obstáculo, 26 taxones frente a 24 taxones aguas arriba (Tabla 9). La densidad aguas abajo del obstáculo es también mayor, casi el doble que aguas arriba (Tabla 9). Los Quironómidos dominan las comunidades (Tabla 8, Figura 11); Élmidos y Oligoquetos son también significativos aguas abajo, y Simúlidos y Élmidos aguas arriba. Todos los índices utilizados muestran valores muy parecidos en ambas estaciones (Tabla 9). El análisis estadístico ($\chi^2 = 341.07$, $p = 0.000$) indica que existen diferencias significativas entre las dos comunidades.

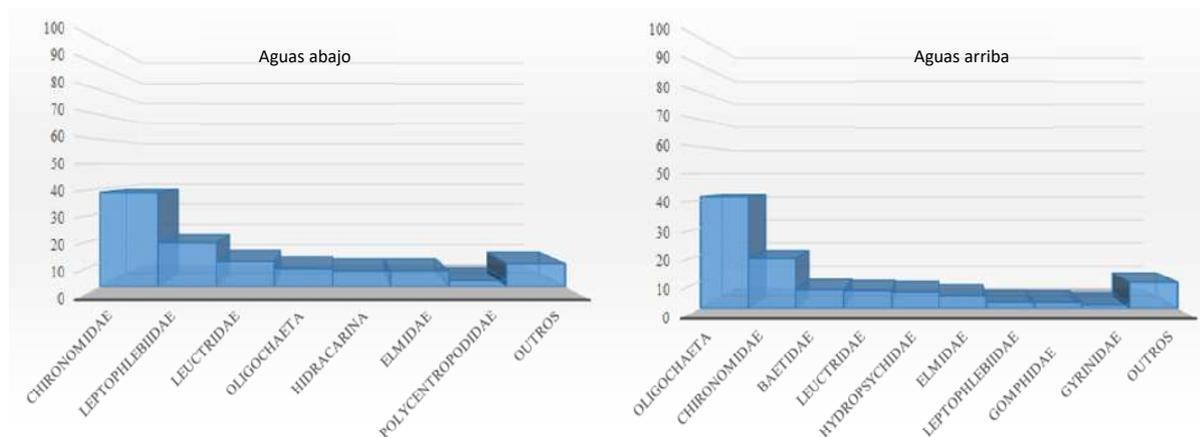


Figura 11. Estructura de las comunidades en el río Pego (aguas arriba y abajo del obstáculo) en función de la abundancia relativa de cada taxón.

La estructura trófica es similar en las dos estaciones (Figura 12), depredadores y desmenuzadores mantienen prácticamente los mismos porcentajes, mientras que el de colectores es superior aguas arriba y el de raspadores aguas abajo, observándose una mayor variación entre los filtradores y los raspadores de cada estación. Entre los depredadores predominan aguas arriba los Gónfidos y, en menor medida, Tricópteros y Dípteros; aguas abajo predominan los Atericidos y Ceratopogónidos, junto con los Gónfidos y, en menor medida, los Tricópteros. Los principales colectores de depósito son Quironómidos y Oligoquetos, destacando también los Efemerélidos aguas arriba. Entre los filtradores destacan los Simúlidos, Hidropsíquidos, Filopotámidos y Bétidos. Los Élmidos son el grupo principal de raspadores, destacando también aguas abajo los Hidróbidos. En cuanto a los desmenuzadores, aguas arriba los grupos principales son Gammáridos, Limnefílidos e Léuctridos, y aguas abajo los Léuctridos, Limnefílidos, Limónidos y, en menor medida, Gammáridos.



Figura 12. Estructura trófica de las comunidades aguas arriba y abajo del azud del río Pego. Datos de riqueza taxonómica en porcentaje (%) de cada grupo respecto al total de la comunidad en cada estación.

Obstáculo con dificultad de remonte muy alta (río Deva): La riqueza específica total es de 27 taxones (Tabla 8), con una gran diferencia entre aguas abajo (16) y aguas arriba (24) (Tabla 9). La densidad es superior aguas arriba (Tabla 9) donde dominan los Oligoquetos y los Quironómidos, mientras que aguas abajo dominan los Quironómidos, junto con los Leptoflébidos y Léuctridos (Figura 13). De acuerdo con los índices de Shannon-Wiener, Fisher e Pielou la comunidad es más diversa aguas arriba (Tabla 9), donde además presenta una mayor homogeneidad. Según el índice de Simpson la dominancia es muy baja, aunque ligeramente superior aguas arriba.

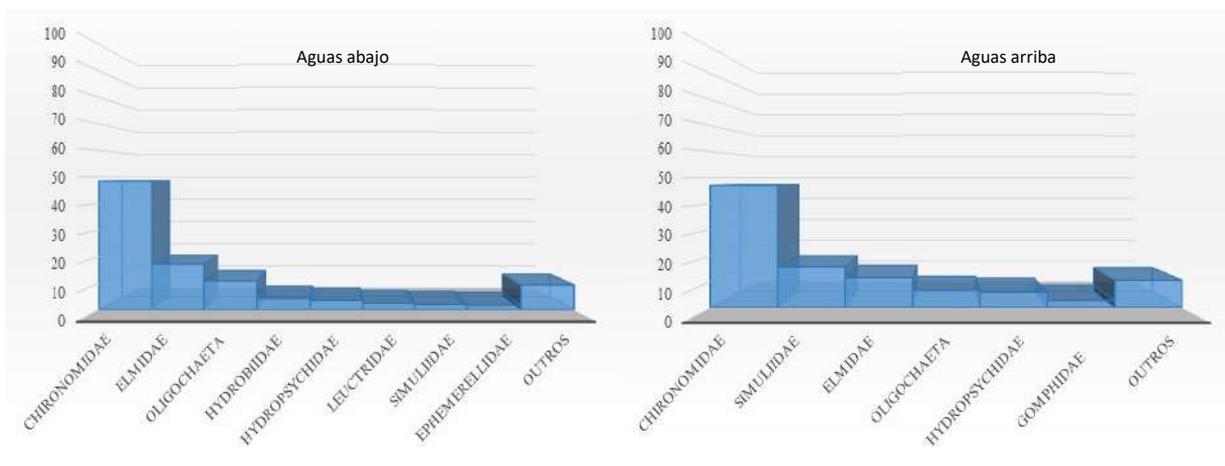


Figura 13. Estructura de las comunidades en el río Deva (aguas arriba y abajo del obstáculo) en función de la abundancia relativa de cada taxón.

A pesar de las diferencias observadas, el análisis estadístico ($\chi^2 = 417.66$, $p = 0.057$) indica que no existen diferencias significativas entre las dos comunidades.

En la estructura trófica (Figura 14) dominan los colectores (Oligoquetos y Quironómidos, principalmente), siendo la proporción del resto de grupos muy semejantes en las dos estaciones. Los principales filtradores aguas arriba son Hidropsíquidos y Bétidos; y aguas abajo los Leptoflébidos e Hidropsíquidos. Los depredadores más abundantes aguas arriba son los Gónfidos, Ceratopogónidos y Girínidos, mientras que aguas abajo son los Hidrácaros y Tricópteros. En ambas estaciones los Élmidos son los únicos raspadores y los Léuctridos los principales desmenuzadores. En general, la comparación de las dos estaciones pone de manifiesto una mayor presencia de colectores aguas arriba del obstáculo.



Figura 14. Estructura trófica de las comunidades aguas arriba y aguas abajo del azud del río Deva. Datos de riqueza taxonómica en porcentaje (%) de cada grupo respecto al total de la comunidad en cada estación.

Discusión

Uno de los principales efectos de las presas es la modificación del ambiente mediante la acumulación de sustrato fino o arenoso o fangoso aguas arriba del obstáculo, que homogeneiza el medio y modifica la estructura del hábitat limitando el espacio donde viven algunos grupos de organismos. Esto provoca cambios en la composición taxonómica y en la estructura de la comunidad (Anderson & Rosemond, 2007; De Castro & Melo, 2008), que se suele traducir en una disminución de la riqueza y de la diversidad aguas arriba de los obstáculos. Se ha demostrado una correlación positiva entre la riqueza de macroinvertebrados y la heterogeneidad del sustrato (Begon *et al.*, 1999). Aunque los azudes considerados en este estudio presentan una zona de retención de materiales finos aguas arriba, las muestras fueron tomadas en el límite superior de la misma, para que fueran comparables con las muestras tomadas aguas abajo, de manera que la homogenización del sustrato no afectase a los resultados.

La mayor abundancia de materiales finos aguas arriba determina la presencia de taxones con preferencia por este tipo de sustratos y ambientes más lénticos como Oligoquetos, Cordulegastéridos, Ditiscidos, Girínidos, Afeloquéridos, Sericostomátidos, ciertos grupos de Quironómidos, etc. Sin embargo, la ausencia generalizada de grupos como Turbelarios e Hidróbidos aguas arriba se puede achacar al efecto

barrera que suponen los azudes y que impide la dispersión de estos grupos aguas arriba, ya que a diferencia de la mayoría de los insectos no pueden volar para superar el azud.

Salvo en el río Deva, los análisis estadísticos determinaron la existencia de diferencias significativas entre las comunidades aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos. En general, los resultados muestran que el efecto de los azudes sobre la riqueza taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados es bajo, pues el número de taxones aguas arriba y abajo fue parecido (Tabla 9) y, salvo excepciones, se encontraron representantes de los mismos grupos en las dos estaciones (Tabla 8). Aunque que se detectaron diferencias mayores en el azud con dificultad de remonte alta (río Pego). En cuanto a la abundancia, los valores fueron siempre superiores en las estaciones situadas aguas arriba, excepto, otra vez, en el obstáculo con dificultad de remonte alta (río Pego).

Los valores del índice de Shannon-Wiener (diversidad) son buenos, siempre superior a 2, teniendo en cuenta que según Magurran (1989) los valores para ríos no contaminados oscilan entre 1.5 y 3.5. Las diferencias detectadas entre estaciones en los valores de este índice reflejan que las comunidades de los azudes con dificultad de remonte baja y alta parecen estar sometidas a una presión o estrés semejante. Mientras que en el caso del azud con dificultad de remonte más alta (río Deva) la comunidad situada aguas abajo parece estar sufriendo un mayor impacto y en el azud con dificultad de remonte media la situación sería la contraria. Esto se puede justificar por el estrés hidráulico al que se ven sometidos determinados taxones, y que impide su desarrollo en las estaciones situadas aguas abajo (Cobo *et al.*, 2004).

En los **obstáculos con dificultad de remonte baja** (río Caselas) la riqueza taxonómica, abundancia y diversidad son superiores aguas arriba. Esto se debe a que las muestras fueron tomadas en un área amplia, con crecimiento de Diatomeas y otros componentes del perifiton, y con sustrato heterogéneo. Aguas abajo los valores son menores debido al estrés hidráulico provocado por una mayor velocidad de corriente, que selecciona un sustrato de grava uniforme. Así, el perifiton estaría favoreciendo la presencia de raspadores como Hidróbidos, Élmidos y Glossosomátidos aguas arriba (Chester & Norris, 2006). Casi todas las familias presentes aguas abajo del azud están presentes aguas arriba, excepto los Filopotámidos, que son filtradores característicos de zonas con grava donde la corriente moderada impide a deposición de materiales finos, o las Planarias, que resisten bien el estrés hidráulico (aguas abajo) y que además ven impedida su dispersión aguas arriba por el efecto barrera que supone el azud.

En el **obstáculo con dificultad de remonte medio** (río Furnia) se encontraron 43 taxones, un número próximo a los 68 citados por Pérez-Bilbao *et al.* (2013) en un estudio del río Furnia, pero con más estaciones de muestreo y realizando muestreos estacionales. La estación situada aguas abajo presenta una mayor diversidad, pero la densidad aguas arriba es superior, debido a la abundancia de Simúlidos y Filopotámidos (grupos filtradores de partículas finas típicos de zonas de corriente moderada) y

Gammáridos (desmenuzadores relacionados con una mayor presencia de briófitos y restos vegetales). La abundancia de filtradores aguas arriba indica que las partículas finas de materia orgánica son una fuente de alimento abundante; aguas abajo el menor porcentaje de este grupo pone de manifiesto el efecto interruptor del azud sobre la circulación de energía a lo largo del río (Baxter, 1977; Boon, 1988; Torralva *et al.*, 1996). La presencia de Sphaeriidae y Cordulegasteridae aguas arriba se puede relacionar con la deposición de los materiales finos en los que se entierran, mientras que aguas abajo abundan los Élmidos, Simúlidos, Bétidos y Nemúridos, grupos típicos de zonas de grava con vegetación y mayor estrés hidráulico. El incremento de raspadores aguas abajo, Élmidos y Glossosomatidos principalmente, está relacionado con la mayor insolación de esta zona, debida a la reducción observada de la vegetación de ribera.

En el **obstáculo con dificultad de remonte alta** (río Pego) la riqueza taxonómica es mayor aguas abajo, probablemente porque aguas arriba la homogeneidad del sustrato es mayor y la fluctuación del nivel del agua debida al efecto de azud provoca inestabilidad en la zona muestrada. Aguas abajo el canal es más ancho, con un sustrato más heterogéneo y abundante grava, además la caída del agua por la hendidura del azud genera un ambiente que favorece a los Efemerópteros, Plecópteros, Tricópteros y Élmidos. La abundancia de gravas y mayor insolación explican también que haya más raspadores (principalmente Élmidos) en esta estación. Aguas arriba del azud se encontraron varios taxones ausentes aguas abajo, típicos de zonas lentas como los Caenidae, Aeshnidae, Aphelocheiridae y Dytiscidae. La composición de la comunidad refleja claramente el efecto ralentizador del obstáculo. El porcentaje de filtradores (principalmente Simúlidos y Hidropsíquidos) es mayor arriba, lo que indicaría que el azud retiene las partículas de las que se alimentan estos grupos. El estrés hidráulico también puede estar limitando su establecimiento aguas abajo.

En el **obstáculo con dificultad de remonte muy alta** (río Deva) la riqueza taxonómica, abundancia y diversidad son claramente superiores aguas arriba. En este caso el sustrato formado por grandes bloques aguas abajo limita la presencia de grupos como los Oligoquetos (abundantes aguas arriba). Prácticamente todas las familias presentes aguas abajo del obstáculo están también aguas arriba, pero con una menor densidad. Además, la presencia de los grupos dominantes aguas abajo (grupos de Quironómidos, Leptoflébidos y Léuctridos) está relacionada con la presencia de rocas con vegetación briofítica. El elevado porcentaje de colectores aguas arriba está relacionada con la acumulación de materia orgánica particulada fina (Vannote *et al.*, 1980).

Conclusiones

1. La clasificación de los obstáculos en función de la dificultad de remonte para peces nada tiene que ver con la que se podría hacer para las comunidades de macroinvertebrados. La dificultad de remonte o el efecto barrera en los obstáculos de pequeño tamaño solo afecta a los grupos de macroinvertebrados que no pueden remontar el obstáculo volando.
2. Las condiciones del flujo del agua y su efecto sobre el sustrato son fundamentales:
 - 2.1. Los cambios en el sustrato por la presencia de los obstáculos seleccionan a los taxones que pueden estar presentes en una zona.
 - 2.2. La restitución del agua por debajo del obstáculo determina las condiciones hidráulicas y puede someter a estrés a la comunidad, de modo que este ambiente solo puede ser colonizado por determinados taxones con estrategias morfológicas o etológicas particulares.
3. La presencia de obstáculos, aunque sean de pequeño tamaño, tienen una repercusión sobre la composición del macrozoobentos fluvial, limitando la distribución longitudinal de los taxones de baja movilidad y condicionando la composición de las comunidades antes y después del obstáculo.

6 Estudio de la ictiofauna

A continuación se presenta un listado de la ictiofauna actual del Baixo Miño y su estuario según los datos bibliográficos (Nachón *et al.*, 2010; Mota *et al.*, 2014). No obstante, este listado incluye numerosas especies más propias de aguas saladas o salobres, que no hemos capturado durante los trabajos realizados en este proyecto en los afluentes seleccionados. El listado concreto de especies capturadas se recoge en un informe aparte del proyecto, el informe final correspondiente al “Inventario de peces fluviales en los cursos fluviales de intervención”. En el listado que sigue hemos marcado en negrita las especies que han sido capturadas en los afluentes seleccionados.

- Familia Ammodytidae
 - *Ammodytes tobianus* Linnaeus, 1758
- Familia Anguillidae
 - ***Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)**
- Familia Atherinidae
 - ***Atherina boyeri* Risso, 1810**
- Familia Balistidae
 - *Pseudobalistes flavimarginatus* (Rüppell, 1829)
- Familia Belonidae
 - *Belone belone* (Linnaeus, 1761)
- Familia Bothidae
 - *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792)
- Familia Callionymidae
 - *Callionymus lyra* Linnaeus, 1758
- Familia Carangidae
 - *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758)
- Familia Centrarchidae
 - ***Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)**
 - ***Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)**
- Familia Clupeidae
 - *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)
 - *Alosa fallax* (Lacepède, 1803)
 - *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)
- Familia Cobitidae
 - ***Cobitis paludica* (de Buen, 1930)**
- Familia Cyprinidae
 - ***Achondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866)**
 - ***Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)**

- ***Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758**
- ***Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004**
- ***Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985)**
- ***Squalius carolitertii* (Doadrio, 1988)**
- *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)
- Familia Gasterosteidae
 - ***Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758**
- Familia Gobiidae
 - *Aphia minuta* (Risso, 1810)
 - *Gobius niger* Linnaeus, 1758
 - *Pomatoschistus lozanoi* (de Buen, 1923)
 - *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838)
 - *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770)
 - *Pomatoschistus pictus* (Malm, 1865)
- Familia Lotidae
 - *Ciliata mustela* (Linnaeus, 1758)
- Familia Moronidae
 - *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)
 - *Dicentrarchus puntactus* (Bloch, 1792)
- Familia Mugilidae
 - *Chelon auratus* (Risso, 1810)
 - *Chelon labrosus* (Risso, 1827)
 - *Chelon ramada* (Risso, 1827)
 - *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758
- Familia Petromyzontidae
 - ***Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758**
- Familia Pleuronectidae
 - ***Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)**
- Familia Poeciliidae
 - ***Gambusia holbrooki* Girard, 1859**
- Familia Salmonidae
 - ***Salmo salar* Linnaeus, 1758**
 - ***Salmo trutta* Linnaeus, 1758**
- Familia Scophthalmidae
 - *Scophthalmus rhombus* (Linnaeus, 1758)
- Familia Sparidae
 - *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758)
- Familia Soleidae
 - *Solea solea* (Linnaeus, 1758)
- Familia Sygnathidae
 - *Nerophis lumbriciformis* (Jenyns, 1835)
 - *Syngnathus abaster* Risso, 1827
 - *Syngnathus acus* Linnaeus, 1758
 - *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758

- Familia Trachinidae
 - *Echiichthys vipera* (Cuvier, 1829)
- Familia Triglidae
 - *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758)

En el Miño las especies migradoras diádromas presentes son: la lamprea marina (*Petromyzon marinus*), el salmón atlántico (*Salmo salar*), el sábalo (*Alosa alosa*), la saboga (*Alosa fallax*) y el reo (*Salmo trutta*) como especies anádromas y la anguila (*Anguilla anguilla*) como especie catádroma.



Figura 15. Algunas de las especies diádromas presentes en el Baixo Miño. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Anguila europea *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), reo *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, sábalo *Alosa Alosa* (Linnaeus, 1758) y lamprea marina *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758.

6.1 Metodología

6.1.1 Captura de peces mediante pesca eléctrica

Como método de captura general se empleó la pesca eléctrica. La pesca eléctrica, como herramienta básica del análisis *in situ* de las comunidades de peces se considera una metodología estandarizada, ampliamente empleada y no perjudicial para los peces si se realiza de forma correcta. Así, el personal que desempeña las labores de campo debe ser buen conocedor de la fauna y de los principios de la técnica,

así como los riesgos y procedimientos de su práctica (se hace necesario el uso de guantes de protección dieléctrica, gafas polarizadas, vadeadores, etc.).

La metodología empleada para la captura de peces en los tramos vadeables siguió el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad”. Para la pesca se utilizaron equipos de mochila Hans Grassl modelo ELT 60II HI y corriente continua (figuras 16 y 17). Este aparato funciona a gasolina y es de tipo portátil, se transporta como una mochila y dispone de un cátodo, en forma de cable de cobre trenzado que se arrastra sobre el fondo, y un ánodo circular situado en el extremo de una pértiga que permite realizar las capturas. Además del investigador que transporta el aparato de pesca eléctrica y se encarga de abrir y cerrar el circuito eléctrico para aturdir a los peces y poder ser capturados, las labores de pesca fueron realizadas siempre por un mínimo de otros tres investigadores, uno encargado de transportar un cubo o capazo plástico donde acumula los ejemplares capturados, y dos más que utilizan sendas sacaderas o salabres para capturar los peces aturdidos en las inmediaciones del ánodo y pasar las capturas al encargado de la cubo.

Mientras se realiza la pesca eléctrica es necesario que parte del equipo de apoyo en tierra vaya transportando periódicamente el cubo con los peces para depositarlos en cubetas grandes, sombreadas y con agua bien oxigenada donde se estabulan hasta realizar las mediciones. A este respecto, el uso de los walkie-talkies ha sido de gran ayuda, ya que generalmente parte del equipo de trabajo se encarga de transportar y estabular correctamente los peces en la cubetas en la zona donde se tomarán los datos de los ejemplares (normalmente inicia también las labores de toma de datos) mientras otros investigadores realizan las diferentes pasadas de pesca eléctrica en los tramos a estudiar, por lo que se usaron continuamente al ser necesario que el grupo que pesca avise al otro para renovar la cubeta pequeña cuando ya se han capturado varios ejemplares, para que transporten estos ejemplares a las cubetas grandes.

En el río Deva, aguas abajo del obstáculo existe una zona profunda donde no se puede realizar la pesca eléctrica vadeando; para determinar con mayor exactitud el efecto de la presa y el número y especies de peces afectados, se realizó primero un muestreo con pesca eléctrica desde una embarcación neumática (figura 17) y, posteriormente, un muestreo mediante buceo para comprobar la efectividad del muestreo de pesca eléctrica, ya que disminuye con la distancia a los peces y la zona alcanza los 5 m de profundidad (figura 20).

Este tipo de muestreo con pesca eléctrica desde una embarcación neumática se llevó acabo igualmente en los muestreos realizados en las Gándaras de Budiño (humedal anexo al río Miño) donde se utilizó también el motor eléctrico con batería de gel para propulsar la embarcación.



Figura 16. Pesca eléctrica en el tramo del río Deva aguas abajo (izquierda) y arriba (derecha) del obstáculo de la playa fluvial de San Xoan.



Figura 17. Pesca eléctrica desde embarcación en la zona profunda del río Deva aguas abajo del obstáculo de la playa fluvial de San Xoan.

Cuantificación poblacional mediante buceo

Este método fue utilizado en el pozo situado en el río Deva, aguas abajo del obstáculo de la playa fluvial de San Xoán (Arbo). En este pozo se realizaron muestreos mediante pesca eléctrica desde una embarcación neumática (véase anteriormente el apartado de captura mediante pesca eléctrica), sin embargo, tras la realización de estos muestreos se comprobó mediante buceo que la mayor parte de los individuos retenidos en este pozo del río no fueron capturados por ese método. Esto se debe a que en la

zona se alcanzan 5 m de profundidad, factor que limita el correcto funcionamiento de la pesca eléctrica al no llegar el campo eléctrico con suficiente amperaje a la zona profunda y no afectar a los peces que se hallan refugiados en esa zona.

Se realizaron cuatro inmersiones a lo largo de un día de muestreo, dejando pasar una hora entre cada una de ellas para disminuir el estrés de los peces y permitir que los sólidos en suspensión que se remueven del fondo durante la inmersión se depositen de nuevo o sean lavados por la corriente aguas abajo, de modo que en cada inmersión el agua estuviese lo más clara posible (figura 18). No obstante, la cantidad de materia en suspensión arrastrada por el agua impidió la realización de fotografías de los grupos de peces, ya que se mantenían en zonas demasiado oscuras para la sensibilidad de la cámara y cuando se fotografiaba usando un foco de luz solo se veía una gran mancha blanca provocada por la difusión de la luz por las partículas que llevaba el agua en suspensión. Los datos se tomaron mediante recuento visual. Se usó el material de buceo utilizado también en el estudio sobre la reproducción del salmón a pie de la presa de Frieira.



Figura 18. Muestreo mediante buceo en el pozo del río Deva.

6.1.2 Toma de datos biológicos

6.1.2.1 Toma de datos biológicos en el campo

Los individuos capturados fueron protegidos a la sombra, en cubetas de plástico de gran capacidad, con agua fresca, aireada, y renovada constantemente (figura 19). Para facilitar su manipulación los peces fueron anestesiados con MS222 (Tricaína metanosulfonato o Metanosulfonato Etil-3-aminobenzoato). De cada ejemplar se tomó el peso en gramos (se usaron balanzas de campo GRAM con una precisión de ± 0.01 g para ejemplares de hasta 50 g de peso, y de ± 0.1 g para el resto de ejemplares) y la longitud

furcal (LF, en mm) utilizando un ictiómetro de 50 cm (precisión ± 1 mm), o la longitud total en especies sin escotadura en la aleta caudal como *P. marinus*, *C. paludica*, *A. anguilla*, *G. aculeatus*, *G. holbrooki* y *P. flesus*. Los datos recopilados fueron recogidos en estadillos de papel o directamente en formato excel con el portátil de campo. Una vez contabilizados y manipulados los peces se mantuvieron en cubetas con agua fresca para su recuperación de la anestesia; una vez recuperados y finalizada la pesca fueron devueltos el agua. Siguiendo la normativa vigente, los ejemplares de especies exóticas fueron retirados del ecosistema y llevados al laboratorio en bolsas plásticas “zip” y botes destinados a tal efecto. Algunos ejemplares marcados con las marcas PIT HDX fueron trasladados vivos a los acuarios del laboratorio, donde se mantuvieron en acuario para comprobar si la marca era retenida o podía ser perdida con el tiempo o dependiendo de la especie marcada. Para ello se utilizó una nevera portátil, en la que se transportaron igualmente las muestras de fauna recogidas para la realización posterior de los análisis de laboratorio que se detallarán a lo largo de este informe.



Figura 19. Toma de datos biológicos de individuos capturados en el río Deva.

Las capturas realizadas mediante pesca eléctrica permiten estimar el tamaño de la población, su composición específica, la estructura poblacional, y la densidad y biomasa por unidad de superficie. La

estructura de clases de edad se puede analizar por aproximación a partir del estudio de distribución de la longitud furcal de los ejemplares capturados, también conocido como método Petersen. Este método consiste en la representación de la distribución de capturas por tallas de una especie determinada (basada en una única muestra), con respecto a intervalos de talla iguales (por ejemplo, clases de tamaño de 1 cm), de modo que se observan clases modales que corresponden a las diferentes clases de edad, tendiendo a formar una distribución de frecuencias.

Por otro lado, este estudio de la edad de los ejemplares se completó mediante la lectura de escamas. Este método complementa al de Petersen al permitirnos estimar con mayor fiabilidad la edad de los ejemplares y realizar una recta de regresión entre la longitud y la edad, de modo que sabiendo la longitud del ejemplar se pueda inferir su edad. La determinación de la edad mediante la lectura de escamas es un método más exacto, principalmente para salmónidos, pero que requiere mucho tiempo de dedicación en laboratorio. Mediante el adecuado estudio de los anillos de crecimiento presentes en las escamas de los peces (figura 20) se puede determinar la edad del ejemplar; además en algunas especies diádromas como el salmón y el reo permiten saber cuántos años ha pasado el ejemplar en el mar y cuántos en el río. Previamente al proceso de lectura, las escamas tomadas en el campo a los ejemplares (figura 20) deben ser limpiadas con una solución de KOH para eliminar restos epidérmicos, posteriormente se montan entre un cubreobjetos y un portaobjetos y, debidamente etiquetadas se guardan en cajas de preparaciones que, originalmente diseñadas para el envío postal, sirven igualmente de forma adecuada para su conservación y posterior estudio. En la lectura de escamas se utilizó la cámara Leica de microscopía acoplada a un microscopio del centro (figura 20).



Figura 20. Toma de una muestra de escamas en el campo, etiquetado de portaobjetos y estudio en laboratorio de la edad de un ejemplar mediante la lectura e interpretación de las marcas de crecimiento presentes en la escama.

Las variaciones en la relación longitud/peso son designadas frecuentemente con el nombre de “condición”. Los cambios de condición fueron analizados generalmente por la medida de un “factor de

condición” o “K”, calculado como una relación entre el peso (W, en gramos) y la longitud (L, en cm) observadas, y que se expresa de acuerdo con la siguiente fórmula $K = 100 W/L^3$, o $K = 1000 W/L^3$ en el caso de especies anguiliformes como la anguila o la lamprea. Este factor fue determinado para cada ejemplar capturado y constituye una medida del estado del pez. Por ejemplo, a la trucha promedio le corresponde $K=1$; si el valor de K es inferior el pez tendrá un aspecto “delgado”, mientras que si el pez es grueso, con un peso mayor del esperado, K será superior a 1. El estado de plenitud del tubo digestivo, el grado de maduración de las gónadas y las fluctuaciones normales del estado metabólico del pez pueden tener una gran influencia en el valor final de este factor.

Durante los muestreos de campo se realizaron grabaciones y tomaron fotografías que posteriormente han sido utilizadas tanto en los informes como en el video promocional del proyecto y en otros eventos divulgativos del mismo (redes sociales, encuentros, presentaciones del proyecto, etc.).

6.1.2.2 *Análisis de datos biológicos de peces en laboratorio*

Una vez trasladadas al laboratorio, las muestras eran etiquetadas utilizando una etiquetadora Brady BBP12 con diferentes etiquetas en función de su método de conservación (congeladas o ultracogeladas, en alcohol, en seco, en tubos eppendorf, etc.). En el laboratorio se cuantificaron los niveles de reservas energéticas en forma de glucógeno, lípidos y proteínas utilizando dos analizadores de espectro adquiridos en el marco del proyecto: un Nanodrop One UV-VIS y un analizador Qubit™. En la preparación de las muestras se utilizó igualmente un esterilizador germicida UV y un baño termostático IDL-AG5, siguiendo los protocolos establecidos en Barca (2016). El análisis de biomarcadores metabólicos (relación ADN/ARN y concentración de proteínas) permite determinar de forma pormenorizada el efecto de las presiones sobre la condición de los peces y sobre sus reservas energéticas. Estos biomarcadores permiten, a su vez, evaluar la mejora en la condición de los peces como resultado de las medidas de restauración fluvial incluidas en el proyecto.

Por otro lado, se realizó también un estudio de la alimentación de los peces en relación con la fauna de macroinvertebrados presentes en las diferentes estaciones de muestreo, para lo que se utilizó la cámara Leica (figura 20) junto con un microscopio y una lupa binocular del centro para identificar los restos de macroinvertebrados presentes en el contenido estomacal de los ejemplares analizados.

6.1.3 *Marcado-recaptura asociado a obstáculos*

En cada localidad de muestreo establecida en cada uno de los cuatro ríos de estudio (Pego, Furnia, Caselas y Deva) se muestrearon tramos de 100 m, al menos uno aguas arriba y otro aguas abajo del

obstáculo seleccionado con el objetivo de identificar movimientos de ejemplares entre estos tramos. Para ello se procedió a marcar los peces capturados, de modo que en próximas capturas se pudiesen identificar como marcados en uno u otro tramo, permitiendo de esta manera saber si la recaptura se realizaba dentro o fuera del tramo de marcado original. Se utilizaron varios métodos de marcado que se comentarán a continuación.

6.1.3.1 *Marcado con elastómero visible*

Se adquirió un kit de marcado con elastómero de varios colores que nos permitió realizar un marcaje de los ejemplares capturados en función de un código de color y la zona corporal donde se colocaba la marca. Mediante este sistema se marcaron ejemplares con una longitud furcal (o total en especies sin escotadura en la aleta caudal) superior a 5 cm (figura 21). En el caso de la anguila se marcaron individuos de más de 12 cm de longitud total. Los colores de marcado según tramo y año de muestreo siguieron el patrón que se presenta en la tabla 10. En 2019 los esfuerzos se centraron en la obtención de recapturas, por lo que no se marcaron individuos en las localidades asociadas a obstáculos.

Tabla 10. Patrón de colores de elastómero utilizado para diferenciar tramos de muestreo en cada localidad de estudio.

	Tramo	Color 2017	Color 2018
Aguas arriba	.+1	Rojo	Amarillo
Obstáculo			
Aguas abajo	-1	Verde	Azul
	-2	Naranja	Azul



Figura 21. Colocación de elastómero (izquierda) y ejemplar marcado (derecha).

En la campaña de muestreo del año 2017 cada localidad se muestreó en tres ocasiones, dejando pasar una semana entre muestreo y muestreo, entre la primera semana de agosto y la tercera semana de septiembre. En cada visita se registraron los individuos recapturados y se marcaron y midieron todos los individuos con tamaño suficiente y que fueron capturados sin marca. Para poder diferenciar los individuos marcados en diferentes visitas en cada jornada de trabajo se utilizó una zona del cuerpo para el implante de la marca a utilizar según el patrón que se muestra en la figura 22.

En cada tramo se realizó una pasada de pesca eléctrica por visita, a excepción de la primera campaña (1ª semana de agosto), en la que se realizaron hasta dos o tres pasadas por tramo cuando se consideró necesario. EL objetivo de este mayor esfuerzo inicial de muestreo fue el de maximizar el número de individuos marcados para obtener resultados y conclusiones robustas, basadas en suficientes recapturas en subsecuentes visitas.

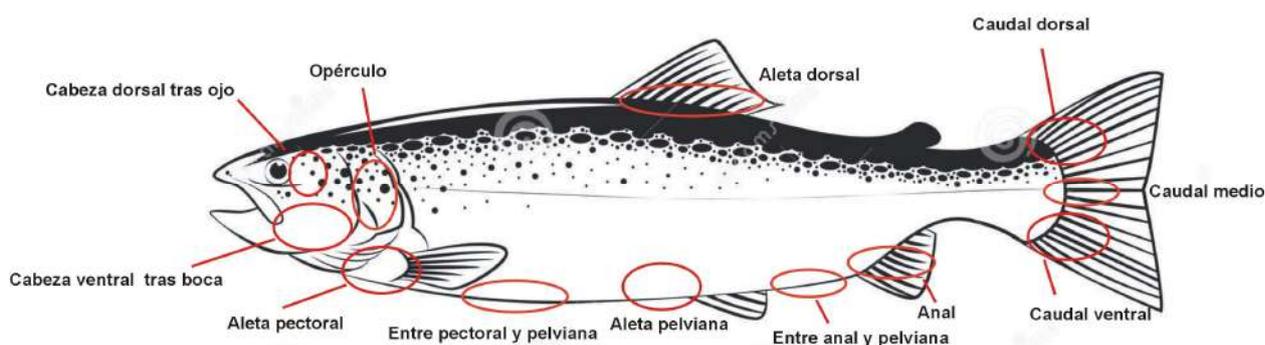


Figura 22. Potenciales zonas para marcado con elastómero.

6.1.3.2 *Marcado con implante visible alfanumérico*

Además del elastómero, en los ríos Pego, Caselas y Deva se hizo un doble marcado con elastómero e implante visible alfanumérico (Visible Implant Alpha tag; Northwest Marine Technology, Inc.) en aquellos salmónidos capturados que presentaron un tamaño superior a 14 cm de longitud furcal. Se trata de una pequeña etiqueta (1.2 x 2.7 mm), con un color determinado y un código individual, que se coloca bajo la piel ubicada en la parte posterior del ojo sin que cause molestias a los peces ni sea necesaria cirugía durante el implante (figura 23).



Figura 23. Colocación de una marca de implante visible alfanumérico y ejemplar marcado.

En las truchas con marca doble se colocaron dos líneas de elastómero en vez de una, para diferenciar a estos individuos de los marcados solo con elastómero. El objetivo del doble marcado elastómero+implante fue el de evaluar la tasa de retención de ambas marcas en el campo, además de la identificación individual de ejemplares, lo que permite analizar otros parámetros biológicos como el crecimiento individual. Debido al elevado número de individuos marcados en la campaña de muestreo de 2017 en verano de 2018 y de 2019 se derivó un mayor esfuerzo a la recaptura de individuos que al marcado.

6.1.3.3 Marcado con marcas PIT tipo HDX en el río Caselas.

Además del marcado-recaptura con elastómero e implante visible alfanumérico también se realizaron trabajos con la tecnología de biotelemetría PIT (Passive Integrated Transponder o Transmisores Pasivos Integrados). Para ello, los ejemplares son marcados con pequeños transmisores que poseen un código individualizado que puede ser registrado por un receptor de mano o un receptor fijo de campo, sin necesidad de sacrificar al animal. Las marcas seleccionadas fueron las PIT HDX (*Half duplex*) de 12, 23 y 32 mm de longitud de la empresa Oregon RFID.

Este estudio se centró en la evaluación de la eficacia de la escala innovadora instalada en el río Caselas para facilitar el paso de los peces, pues finalmente la CHMS no instaló ningún dispositivo de franqueo en el río Deva. Así, la colocación de la escala modular para peces en el primero de los obstáculos existentes en el río Caselas, permitió colocar posteriormente un sistema de detección automática fijo para marcas PIT mediante la instalación de un par de antenas en la estructura de la escala y un sistema con funciones de lectura y registro de los individuos marcados que pasaban a través de la escala en tiempo real (figura 24). El sistema de lectura y registro seleccionado está manufacturado por la empresa Oregon RFDI y compuesto por un receptor Multi-Antena HDX, un datalogger y un sistema de sintonización, a los que se acopló para la puesta en funcionamiento de la antena y para la descarga y análisis de los datos de los

registros, un ordenador Panasonic Toughbook CF54, especialmente diseñado para ser usado en condiciones de campo. Los equipos se alimentaron mediante corriente proporcionada por dos baterías (modelos Fullriver y Óptima de 12 V) que eran renovadas cada 13-15 días por otras dos recién cargadas (se utilizó un cargador Jump-N-Carry CBHB2 específico para mantener el buen estado de las baterías), de modo que siempre había unas baterías en funcionamiento y otras cargando y dispuestas para sustituir a las anteriores.

Instalación de antenas pasivas detectoras

Se instalaron dos antenas del tipo “pass-through”, en las que el pez nada a través del rectángulo formado por la antena, que se coloca en este caso rodeando la escala modular. Una se situó en el primer módulo de la escala y otra en el último; así, durante su ascenso, el pez marcado activa primero la de la parte inferior y después la de la parte superior, registrándose en ese orden.

Las antenas de doble inductancia crean un campo electromagnético de acción tridimensional capaz de activar la etiqueta pasiva RFID incluida en la marca PIT que contiene el pez, lo que permite al chip transmitir la información de identificación de la etiqueta. La señal es captada por la antena y llevada hasta un lector RFID, que se encarga de leer la información y registrarla en formato digital en la CPU. Las antenas se construyeron a medida para adaptarlas a las características concretas de la escala. Los lectores deben de ser programados en función de las dimensiones de la antena y las mediciones de inductancia derivadas de ésta. El objetivo es crear un campo electromagnético de dimensiones tales que permita la detección de cualquier pez que pase por el campo, siendo lo suficientemente amplio como para abarcar toda la superficie de la antena, pero lo suficientemente pequeño como para no detectar movimientos de peces que ocurran en las inmediaciones y que no estén atravesando la antena. Este es un aspecto importante, pues de no construirse de forma correcta pueden estar detectando movimientos de peces que se encuentran en las cercanías pero que no están transitando a través del dispositivo objeto de estudio, generando falsos resultados.

La construcción, sintonía e instalación de las antenas se llevó a cabo durante el mes de julio de 2019, aprovechando los bajos caudales del estiaje. El buen estado de las antenas y del resto del sistema de registro automático se comprobó periódicamente durante todo el periodo de seguimiento hasta su retirada en febrero de 2020, durante las visitas de campo realizadas para la descarga de datos del sistema y reemplazo de baterías. Se realizaron también labores periódicas de limpieza, principalmente tras las lluvias y los subsiguientes incrementos del caudal circulante que arrastraban restos vegetales obturando la entrada de la escala aguas arriba (figura 25).



Figura 24. Instalación de las antenas en la escala modular del río Caselas.

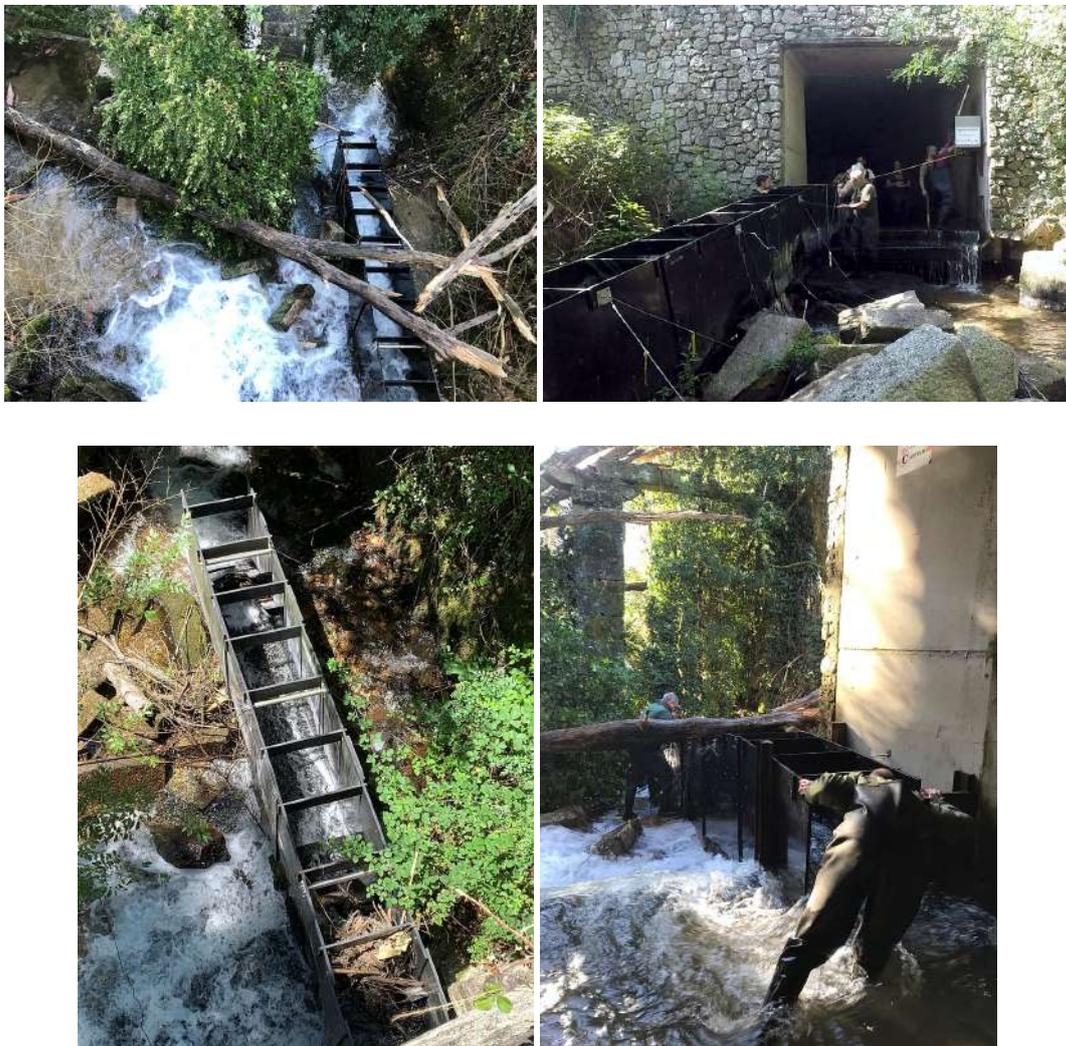


Figura 25. Labores de limpieza de la escala modular y antena del río Caselas.

Las dos antenas se conectaron a sus cajas de control y dataloggers usando cable TWINAX, que permite la transmisión correcta de la señal generada a distancias relativamente grandes. En la instalación de las antenas y el sistema se utilizó abundante material de ferretería (tubo inoxidable, cables de varios tipos, baterías, etc.), así como varias herramientas que fue necesario adquirir. Este material se utilizó también previamente en la elaboración de los modelos a escala y la instalación en el centro de la USC para determinar su correcto funcionamiento.

En la página web de Oregon RFID (<https://www.oregonrfid.com/>) se pueden consultar los detalles acerca de la composición y funcionamiento de los equipos de detección de marcas PIT

Marcado de los ejemplares con PIT tipo HDX

El marcado de los ejemplares para su seguimiento se realizó mediante el uso de marcas PIT HDX (Oregon RFID), pues existen otros tipos de marcas PIT que necesitan que el pez marcado se acerque a la antena para ser detectado y registrado, mientras que este tipo de marca permite su detección por la antena a una mayor distancia. La captura de los ejemplares se realizó mediante pesca eléctrica y se desinfectó la herida producida en los ejemplares con povidona yodada, aplicando posteriormente un adhesivo de tejidos Vetbond para cerrar de manera rápida la herida y evitar así su infección y la pérdida del dispositivo implantado (figura 26). Finalmente se marcaron 40 ejemplares aguas abajo del obstáculo para su seguimiento.

En los trabajos de colocación de marcas tipo PIT tuvieron especial relevancia los conocimientos adquiridos por los miembros del grupo de investigación en el “Technical Workshop on PIT tag methodologies for fish pass, monitoring and aquaculture” celebrado en Lisboa los días 23 y 24 de mayo de 2018 y organizado por la empresa Biomark, el MARE – Centro de Ciencias do Mar e do Medio Ambiente y la Universidade de Lisboa, donde se desarrollaron técnicas seguimiento de peces, con especial atención a la telemetría PIT, incluyendo sesiones teóricas y prácticas de técnicas de marcado y de manejo de material de marcado y seguimiento.

El marcado de los ejemplares se realizó entre el 19 y el 22 de julio de 2019; se marcaron en total 63 ejemplares [43 truchas (*S. trutta*), 5 gobios (*G. lozanoi*) y 15 bogas (*P. duriense*)] que fueron liberados en el tramo situado aguas abajo del obstáculo donde se colocó la escala modular (tabla 11). El seguimiento concluyó el 2 de febrero de 2020. Debido al tamaño de la marca, de entre los individuos capturados mediante pesca eléctrica se seleccionaron los de mayor talla.



Figura 26. Colocación de una marca PIT en una trucha (izquierda) y herida cicatrizada en un ejemplar (derecha).

Análisis de los registros

Una vez descargados los registros, se procedió a la interpretación y análisis de los patrones de movimiento llevados a cabo por cada pez de forma individualizada.

En el análisis de los datos se consideró que un pez había remontado la escala cuando se habían producido dos lecturas consecutivas en las dos antenas, primero aguas abajo y luego aguas arriba. Si las dos lecturas se sucedían en orden inverso, se consideró que el pez había descendido a través del dispositivo. Debido a que algunos peces pueden alcanzar la zona de entrada a la escala sin llegar a remontarla, es frecuente registrar lecturas de individuos en la antena situada aguas abajo, por lo que no resulta fácil saber cuándo el pez ha hecho un intento de remontar la escala o simplemente ha pasado cerca de la antena sin el objetivo de remontarla. Generalmente, en este segundo caso, los registros se producen de forma continua al ser peces que se están moviendo continuamente cerca de la antena. Por ello solo se contabilizaron los registros en ambas antenas, sin tener en cuenta lo que en algún caso podría ser considerado como un intento de remonte.

Parte de los ejemplares marcados no fueron recapturados en sucesivos muestreos, por lo que se usó un detector de metales para buscar las marcas PIT perdidas en el río por la muerte del pez, por la expulsión accidental de la marca, o bien aquellas que pudiesen aparecer en los excrementos de depredadores que se hubiesen alimentado de alguno de los ejemplares marcados (figura 27). Este sistema también se usó por su utilidad para detectar marcas que por alguna de las anteriores causas puedan permanecer en las inmediaciones de la antena interfiriendo en el funcionamiento de la misma.



Figura 27. Detección de marcas PIT con el detector de metales aguas abajo de la escala.

Tabla 11. Especies marcadas con PIT, código de las marcas utilizadas y longitud y peso de los ejemplares marcados.

Especie	Código PIT	Long. Furcal (mm)	Peso (g)
<i>S. trutta</i>	900230000070100	235	160
<i>S. trutta</i>	900230000070101	182	73.5
<i>S. trutta</i>	900230000070102	204	92.5
<i>S. trutta</i>	900230000070103	233	139.5
<i>S. trutta</i>	900230000070104	162	63.4
<i>S. trutta</i>	900230000070105	200	106.5
<i>S. trutta</i>	900230000070106	161	59.1
<i>S. trutta</i>	900230000070107	164	57.2
<i>S. trutta</i>	900230000070108	184	93.8
<i>S. trutta</i>	900230000070109	160	53.4
<i>S. trutta</i>	900230000070110	172	78.2
<i>S. trutta</i>	900230000070111	177	88.2
<i>S. trutta</i>	900230000070112	159	52.6
<i>S. trutta</i>	900230000070113	155	50.6
<i>S. trutta</i>	900230000070114	154	44.2
<i>S. trutta</i>	900230000070115	191	86.4
<i>S. trutta</i>	900230000070116	170	58.2
<i>S. trutta</i>	900230000070117	180	70.4
<i>S. trutta</i>	900230000070118	188	91.6
<i>S. trutta</i>	900230000070119	193	86
<i>S. trutta</i>	900230000070120	165	58.2
<i>S. trutta</i>	900230000070121	167	62.4
<i>S. trutta</i>	900230000070122	167	55
<i>S. trutta</i>	900230000070123	170	58.2
<i>S. trutta</i>	900230000070124	180	70.4
<i>S. trutta</i>	900230000070125	186	71.8

Especie	Código PIT	Long. Furcal (mm)	Peso (g)
<i>S. trutta</i>	900230000070126	188	91.6
<i>S. trutta</i>	900230000070127	191	86.4
<i>S. trutta</i>	900230000070128	193	86
<i>S. trutta</i>	900230000070129	199	111.8
<i>S. trutta</i>	900230000070130	164	59
<i>S. trutta</i>	900230000070131	165	56
<i>S. trutta</i>	900230000070132	169	66.4
<i>S. trutta</i>	900230000070133	179	62
<i>S. trutta</i>	900230000070134	186	80
<i>S. trutta</i>	900230000070135	187	82
<i>S. trutta</i>	900230000070136	192	82.6
<i>S. trutta</i>	900230000070137	195	66
<i>S. trutta</i>	900230000070138	205	95
<i>S. trutta</i>	900230000070139	205	15.5
<i>S. trutta</i>	900230000070140	219	119.5
<i>S. trutta</i>	900230000070141	234	141.5
<i>S. trutta</i>	900230000070142	250	184
<i>G. lozanoi</i>	900230000070143	102	17.8
<i>G. lozanoi</i>	900230000070144	102	17.8
<i>G. lozanoi</i>	900230000070145	117	23.6
<i>G. lozanoi</i>	900230000070146	116	20.8
<i>G. lozanoi</i>	900230000070147	124	24
<i>P. duriense</i>	900230000070148	240	143.5
<i>P. duriense</i>	900230000070149	241	149
<i>P. duriense</i>	900230000070150	242	139.5
<i>P. duriense</i>	900230000070151	250	172
<i>P. duriense</i>	900230000070152	260	90.6
<i>P. duriense</i>	900230000070153	242	150.5
<i>P. duriense</i>	900230000070154	243	151
<i>P. duriense</i>	900230000070155	245	150
<i>P. duriense</i>	900230000070156	245	163.5
<i>P. duriense</i>	900230000070157	246	155
<i>P. duriense</i>	900230000070158	250	138.5
<i>P. duriense</i>	900230000070159	252	170
<i>P. duriense</i>	900230000070160	270	173
<i>P. duriense</i>	900230000070161	280	264.5
<i>P. duriense</i>	900230000070162	289	301

6.1.4 Mercado de anguilas para evaluación de las actividades de translocación

La presa de Frieira cuenta con una estación de captura asociada a una escala de peces de hendidura vertical (figura 28). Las anguilas son capturadas durante su migración aguas arriba tanto en la estación de captura como directamente de las paredes de la presa. Posteriormente los individuos son translocados a afluentes españoles y portugueses mediante la colaboración del servicio de guardería ambiental de ambos países. Aspecto que afecta al estudio de la distribución natural de la anguila en los afluentes, pero que es un método muy válido para mantener las poblaciones naturales, puesto que el efecto llamada del río Miño para esta especie es elevado y los ejemplares que alcanzan la presa de Frieira son incapaces de remontar este obstáculo y, al ser recogidas y translocadas a otras zonas del Baixo Miño donde los adultos puedan acceder directamente al mar en su migración reproductora se asegura el crecimiento de al menos una parte de la población.



Figura 28. Recogida de anguilas en la estación de captura de la presa de Frieira.

Los agentes de la DXPN se encargan de realizar la captura y translocación de los ejemplares a los distintos afluentes de la parte baja del Miño, normalmente a los de la parte española, aunque durante la realización de las actividades de este proyecto se inició también una colaboración con los homólogos de Portugal para distribuir parte de estas capturas en ríos de la margen portuguesa. Los detalles son objeto de un informe aparte realizado por la DXPN en el marco del proyecto. Los miembros del Laboratorio de Hidrobiología de la USC realizaron el marcado de una muestra de los ejemplares capturados en los años 2017 y 2018 y el seguimiento de los ejemplares marcados en los ríos donde fueron liberados mediante pesca eléctrica.

Número de ejemplares y método de marcado: El 2 de agosto de 2017 se recogió una muestra de 710 anguilas en las instalaciones de la presa de Frieira. Los ejemplares se transportaron hasta las inmediaciones del río Caselas en agua fresca y con aireación. Previo anestesiado con benzocaína los ejemplares fueron marcados con micromarcas de acero inoxidable magnetizado de 0.25 mm de diámetro (Northwest Marine Technology), que son de amplio uso para el marcado de esta especie, debido a sus elevadas tasas de retención y baja mortalidad (Simon y Dörner, 2011).



Figura 29. Marcado de anguilas con micromarca magnetizada.

Cada micromarca tiene una longitud estándar de 1.1 mm, que se puede ajustar según las necesidades, y posee un código individual. Las marcas, que se sirven en un rollo de alambre, se implantan hipodérmicamente en un tejido adecuado mediante un inyector específico. En nuestro caso se utilizó el inyector “Mark IV Tag Injector and Quality Control Device (QCD)” (figura 29). Después del marcado se utilizó un detector en V para comprobar que la marca había sido implantada correctamente (figura 30). Posteriormente, los ejemplares marcados se mantuvieron en agua fresca y aireada hasta su total recuperación antes de su liberación en dos localidades del río Caselas (figura 30). Además del marcado se registró la longitud total y peso de una submuestra de 131 individuos.



Figura 30. Comprobación de marcado y liberación de anguilas marcadas con micromarca magnetizada.

En verano de 2018 y 2019 se realizaron muestreos de pesca eléctrica en las localidades de liberación de las anguilas marcadas, para su recaptura. Por último, en 2019 también se realizó la recogida de 814 anguilas capturadas en la estación de captura de Frieira para su marcado con micromarca y elastómero visible y posterior liberación siguiendo el mismo protocolo desarrollado en 2017. Estas anguilas fueron liberadas en la cabecera del río Tea. El objetivo de este marcado en el río Tea es estudiar la dispersión y supervivencia de las anguilas translocadas, para lo que el personal de la guardería ambiental de la Xunta de Galicia, socia del proyecto Migramiño, realizará en años sucesivos el registro de anguilas recapturadas en la estación de captura del río Tea, en la estación de captura localizada en la presa de A Freixa y cuyo funcionamiento depende de la DXPN de la Xunta.

6.1.5 Estudio de la Ictiocenosis y el efecto barrera en los afluentes internacionales del río Miño

Una de las principales actividades humanas que está provocando la regresión en abundancia y diversidad de la ictiocenosis continental está asociada a la fragmentación y el efecto barrera (acumulación de peces aguas debajo de un obstáculo transversal debido a la imposibilidad de franquearlo) que provoca la construcción de obstáculos (tanto los de gran tamaño como los de pequeño tamaño). La conectividad longitudinal es una característica fundamental de los ríos (Vannote *et al.*, 1980). La construcción de obstáculos tiene consecuencias directas sobre el hábitat físico (cambios en la morfología, la fisicoquímica y el régimen natural del caudal líquido y sólido), lo que a su vez tiene efectos ecológicos negativos en la vegetación del bosque de ribera y en las comunidades de macroinvertebrados y peces (Elvira & Almodóvar, 2005, Navarro-Llácer *et al.*, 2010; Ollero, 2010)

El impacto de las grandes presas sin dispositivos de franqueo en las poblaciones de peces está muy estudiado y bien documentado (Nilsson *et al.*, 2005). Sin embargo, los efectos de pequeños obstáculos como azudes apenas han sido investigados (Fencl *et al.*, 2015). La capacidad de un pez para superar un obstáculo de pequeño tamaño depende de factores intrínsecos (especie, su tamaño, velocidad de impulso y capacidad de salto del pez) y extrínsecos (la altura e inclinación del obstáculo y la profundidad de la poza aguas abajo del obstáculo) (Viera-Lanero *et al.*, 2010). Por lo tanto, solo individuos con unas características concretas serán capaces de superar un determinado obstáculo y alcanzar el siguiente tramo fluvial. La existencia de estructuras de pequeño tamaño a menudo se asocia con cambios locales en la ictiocenosis, de forma que justo aguas arriba del obstáculo hay una mayor densidad de especies lénticas con

preferencias alimentarias omnívoras, mientras que aguas abajo predominan las especies reófilas e insectívoras (Alexandre & Almeida, 2010).

En este contexto se planteó este trabajo, cuyo objetivo principal fue determinar si los obstáculos de pequeño tamaño pueden ejercer un efecto barrera en las poblaciones de peces de los ríos Caselas, Deva, Furnia y Pego.

Localidades de muestreo

Se realizó el estudio en las mismas localidades de muestreo utilizadas para el estudio del efecto de los pequeños obstáculos artificiales sobre la composición del macrozoobentos fluvial (Tabla 7 y Figura 6), en línea con su potencial restauración que se consideró prioritaria para el aumento de la disponibilidad de hábitat de las especies migradoras. En cada río se seleccionó un obstáculo, a excepción del río Caselas, donde se seleccionaron dos obstáculos por estar situados muy cerca uno de otro.

Datos biométricos, composición específica y estructura de la comunidad de peces

Se utilizaron los datos correspondientes a los muestreos de pesca eléctrica realizados en los meses de mayo y julio de 2018. En cada localidad se calculó la densidad poblacional de cada especie (individuos/m²) aguas arriba y abajo de cada obstáculo, así como la riqueza específica (número de especies) de la comunidad de peces.

Para caracterizar la estructura de la comunidad de peces se calcularon tres índices: (i) el índice de diversidad de Shannon-Wiener (permite conocer la biodiversidad específica), (ii) el índice de equidad de Pielou (mide la proporción de la diversidad observada con relación a la diversidad máxima esperada) y (iii) el índice de dominancia de Simpson (la probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie en dos extracciones sucesivas al azar sin reposición teniendo en cuenta la abundancia de las especies).

Análisis de los datos

La normalidad de los datos se comprobó con el test Shapiro-Wilk, el cual indicó que los datos seguían una distribución normal ($p\text{-value} > 0.05$ en todos los casos). Debido al supuesto de normalidad de los datos, se utilizó un test estadístico paramétrico o ANOVA (análisis de varianza factorial) para comprobar si existían diferencias en la densidad, composición específica y estructura de la ictiocenosis entre la localidad situada aguas arriba y la situada aguas abajo de cada obstáculo. Además, para comprobar la similitud entre las especies y los ríos se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico (dendrograma) con mapas de calor generados con el paquete 'gplots' (Warnes et al., 2016). Así, el dendrograma muestra la similitud entre localidades y el mapa de calor representa la densidad observada para cada especie en cada una de las localidades.

6.1.6 Evaluación de la densidad y dinámica de las poblaciones de boga del Duero en el TIRM

La boga del Duero, *Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985), es una especie endémica del noroeste de la Península Ibérica catalogada como “Vulnerable” por la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza).

La información disponible sobre la reproducción de esta especie es escasa. Suelen ser de los primeros ciprínidos en reproducirse (abril-junio y, excepcionalmente, julio) frezando en zona poco profundas con fondos de arena y grava en las zonas libres de depredadores de los tramos altos del río. Es una especie gregaria, especialmente durante las migraciones prerreproductoras aguas arriba, presentando los machos durante la freza, numerosos tubérculos nupciales de pequeño tamaño por todo el cuerpo (Lobon-Cervia & Elvira, 1981; Doadrio *et al.*, 2011). La edad máxima registrada para esta especie es de 10 años (Lobon-Cervia & Elvira, 1981; Barceló & García, 1983) y presenta una talla máxima inferior a 50 cm de longitud total.

Con este estudio pretendemos aportar información sobre la biología y el estado de conservación de las poblaciones de *P. duriense* en cinco afluentes de la margen española del río Miño, los ríos: Caselas, Furnia, Pego, Deva y Hospital (figura 1). Se realizó una caracterización biométrica y demográfica de las poblaciones, se comprobó la existencia de diferencias significativas en la longitud, el peso y el factor de condición entre las poblaciones de los distintos afluentes, y se evaluó la fertilidad en las hembras reproductoras.

Datos biométricos y caracterización de la población

Los datos se tomaron de los muestreos de pesca eléctrica de los meses de mayo y julio de 2018, meses que coinciden con el período reproductor de la especie. Se capturaron 894 individuos de los que se tomó una muestra representativa de 414 individuos para los que se registró la longitud furcal (Lf, cm) y el peso (W, g) según lo indicado en la metodología general ya descrita. Para cada ejemplar se calculó el factor de condición de Fulton (K), $K = 100 W/Lf^3$ y la relación longitud furcal-peso. La densidad (individuos/m²) fue calculada para el total de individuos capturados.

Una vez contabilizados, manipulados y sexados *in situ*, los peces fueron liberados en la zona de captura a excepción de una submuestra de 25 hembras maduras (10 del río Pego y 15 del Furnia, que fueron etiquetadas, llevadas al laboratorio y conservadas congeladas para el estudio de la fertilidad.

Análisis de la fertilidad de las hembras y estructura de edad

Para el estudio de la fertilidad, las hembras fueron evisceradas (n=25), extrayendo las gónadas. De cada gónada se obtuvo el peso gonadal (Wg, g) usando una balanza (precisión de ± 0.01 g) y el volumen

gonadal (Vg, ml) mediante una probeta de 100 ml (precisión de ± 1 ml). También se calculó el índice gonadosomático (IGS), siendo $IGS = 100 Wg/W$ (Lobon-Cervia & Elvira, 1981).

La fecundidad absoluta (F) se obtuvo según la fórmula: $F = (n^{\circ} \text{ huevos} \times Wg/Wa)$. La fecundidad relativa (Fr) se calculó con la fórmula $Fr = (F/g \text{ hembra sin ovario})$ para las fecundidades absolutas. De cada alícuota se seleccionaron 25 huevos al azar en los que se midió el diámetro (\emptyset , mm) mayor y menor (precisión ± 0.1 mm). Se calculó además la relación entre el número de huevos de la gónada y su diámetro medio.

Para determinar la edad se empleó el método de lectura de escamas y el método de Petersen de análisis de frecuencias de la longitud furcal con un intervalo de clase de 1 cm. De cada ejemplar de la submuestra de las 25 hembras reproductoras fueron tomadas entre 10 y 15 escamas del lado izquierdo, en la parte posterior a la aleta dorsal y por encima de la línea lateral. Éstas se limpiaron y montaron entre porta y cubreobjetos y se observaron bajo el estereomicroscopio.

Análisis de los datos

Se optó por realizar un test no paramétrico dado que los datos no seguían una distribución normal (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, $n < 30$, y de Kolmogorov-Smirnov, $n > 30$). Para detectar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los grupos de análisis se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis a un nivel de significación (α) menor o igual que 0.05. Los parámetros de fertilidad de la submuestra fueron evaluados con el test U de Mann-Whitney, y el método para extrapolar la fecundidad absoluta con la prueba de rangos con signo de Wilcoxon. La relación entre la longitud furcal, el peso, el factor de condición y los parámetros estudiados en las gónadas se analizó mediante análisis de correlación. Se utilizó el coeficiente de correlación R_o (ρ) de Spearman (1904) debido al pequeño tamaño de las muestras y al incumplimiento del supuesto de normalidad de las variables a comparar.

6.1.7 Evaluación de la competencia interespecífica entre especies de peces dulceacuícolas exóticas y nativas en diferentes situaciones de densidad relativa

Si bien el grado de introducción de especies exóticas en Galicia ha sido menor que en el conjunto de la Península Ibérica (Cobo *et al.*, 2010), encontramos en el Baixo Miño seis de las nueve especies de peces alóctonos que se han identificado en los ríos gallegos. Pese a que se considera al río Miño la puerta de entrada de numerosas especies invasoras (Rivas *et al.*, 2010a, b), desconocemos aún lo relacionado con su dinámica poblacional, así como a las interacciones que establecen con el resto de especies nativas y el medio físico (Nachón *et al.*, 2010).

La finalidad de este estudio fue mejorar la comprensión de los potenciales efectos que las especies introducidas *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi* pudiesen estar ejerciendo sobre *Salmo trutta* en el Baixo Miño con el propósito de ayudar a conocer las interacciones entre especies alóctonas y nativas cuando no son evidentes las competencias interespecíficas por los recursos disponibles. Así en 2019 se realizó un estudio para evaluar las densidades poblacionales de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi* en las localidades objetivo del proyecto y establecer un gradiente en la abundancia relativa de ambas especies en los diferentes ríos con el fin de posibilitar una comparación entre los mismos. Además se analizó la estructura de edades de las poblaciones y la supervivencia de *Salmo trutta* para determinar la cantidad de ejemplares 0+ y 1+ presentes en cada río. Por último, se evaluó el papel que juegan *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi* en la supervivencia de los ejemplares de *Salmo trutta* en sus primeras etapas de vida en el Baixo Miño.

Metodología

Se utilizaron los datos obtenidos en los muestreos realizados mediante pesca eléctrica durante las campañas 2017-2019. Para determinar el porcentaje de las poblaciones de los diferentes ríos compuesto por individuos de *Salmo trutta* correspondientes a las cohortes 0+ y 1+, se seleccionaron y contaron los ejemplares que cumplían dicha condición. Se realizó la clasificación de los individuos en las diferentes clases de edad (de 0+ a 4+) atendiendo a los intervalos de longitud correspondientes a cada una de las cohortes según el estudio de Sánchez-Hernández *et al.* (2012). Una vez encuadrados todos los ejemplares en las diferentes clases de edad, se esquematizó la estructura de edades de las poblaciones de *Salmo trutta* en los diferentes afluentes y se calculó el porcentaje ocupado en dichas poblaciones por los individuos jóvenes (cohortes 0+ y 1+).

Los test de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov descartaron la posibilidad de que los datos siguiesen una distribución normal, por lo que se utilizó el test de Kruskal-Wallis (a un nivel de significación menor o igual a 0.05) para revelar la existencia de diferencias significativas en la estructura poblacional de los ríos muestreados. Una vez establecidas las estructuras poblacionales se comprobó si existía una correlación entre la proporción de individuos jóvenes de *Salmo trutta* y la densidad poblacional de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi* en cada uno de los ríos empleando el coeficiente de Pearson. Previamente se corroboró mediante un análisis multivariado que los datos empleados seguían la normalidad esperada.

6.1.8 Estudio de la respuesta de las poblaciones de peces nativos y exóticos en un caso de restauración de la conectividad fluvial

En los proyectos de permeabilización fluvial es importante entender la respuesta de la comunidad a la eliminación de las barreras, especialmente en ríos de bajo orden hidráulico donde las especies autóctonas

pueden ser más susceptibles a las invasiones de especies exóticas. La fragmentación fluvial se considera una de las mayores amenazas para la comunidad de peces, especialmente en especies endémicas y diádromas (Doadrio, 2001; Liermann *et al.*, 2012), que incluso pueden sufrir un cambio de comportamiento volviéndose residentes, con lo que desciende la variabilidad genética de la población (Branco *et al.*, 2017). Sin embargo, otros estudios mostraron algunos efectos beneficiosos de las barreras, como impedir las invasiones biológicas confinando estas especies al curso bajo del río (Thompson & Rahel, 1998).

La sucesión de pequeños obstáculos actúa de manera similar a las grandes barreras, limitando la continuidad fluvial de manera que se produce un impacto acumulado y se reduce la densidad de efectivos de una especie aguas arriba (Vieira-Lanero *et al.*, 2010). La probabilidad de que un pez supere un obstáculo depende, entre otros factores, de la especie, su tamaño, la velocidad de impulso y capacidad de salto, la altura e inclinación del obstáculo y la profundidad de la poza a pie de obstáculo (Vieira-Lanero *et al.*, 2010).

Por otro lado, la ausencia de monitorización antes y después de la permeabilización de los obstáculos es la razón principal de la falta de estudios sobre la retirada de obstáculos (Rodeles *et al.*, 2020).

Estas observaciones motivaron que en 2019 se realizase un estudio para valorar la respuesta de la comunidad de peces a la eliminación de barreras, especialmente en el caso de ríos de bajo orden hidráulico como el Caselas, donde las comunidades de peces autóctonos pueden ser más vulnerables a los efectos de las invasiones de especies exóticas, así como para estudiar la dispersión involuntaria e indeseable de las especies alóctonas como resultado de la intervención, que puede verse favorecida por el cambio subsecuente en las características del hábitat.

Se comparó el estado de la comunidad de peces del río Caselas antes y después de la retirada de dos obstáculos que dificultaban su paso y se comprobó si esa acción resultó favorable para la dispersión o la migración. Además, se estudió el posible efecto de la eliminación de estos obstáculos sobre la dispersión de las especies alóctonas, pues este tramo fluvial del río Miño presenta la mayor concentración de especies exóticas de los ríos gallegos (Cobo *et al.*, 2010). Las invasiones biológicas reducen la estabilidad a nivel de población y comunidad (Ives & Carpenter, 2007; Erós *et al.*, 2020), su interacción con las autóctonas es una de las principales causas del declive de las especies nativas de peces (Bruton, 1995; Cambray, 2000; Hermoso *et al.* 2011) y podría actuar de forma sinérgica con otros factores como la degradación del hábitat (Elvira & Almodóvar, 2001; Light & Marchetti, 2007).

Metodología

Se establecieron tres estaciones de muestreo en el río Caselas, la primera (Caselas -2) se sitúa aguas abajo del segundo obstáculo y hasta la desembocadura, la segunda (Caselas -1) se sitúa entre los dos obstáculos y la tercera (Caselas +1) se sitúa aguas arriba del segundo obstáculo.

Se utilizaron los datos obtenidos en los muestreos realizados mediante pesca eléctrica entre los meses de mayo y julio de 2017 y 2018 (antes de la permeabilización), y en julio de 2019 (después de la permeabilización). En total se capturaron 3362 y 490 peces antes y después de la permeabilización, respectivamente.

En cada localidad se calculó la riqueza específica, la densidad y la biomasa de peces. En los análisis estadísticos realizados, la normalidad de los datos se comprobó con el test de Shapiro-Wilk, que indicó que los datos no seguían una distribución normal ($p\text{-value} < 0.05$ en todos los casos). Dado que no hay normalidad en los datos para estudiar si había diferencias estadísticamente significativas entre las densidades “antes” y “después” de la intervención se utilizó el test no paramétrico de Wilcoxon para muestras pareadas o relacionadas. Para conocer las diferencias entre antes y después de la permeabilización se realizó una prueba de Ji-cuadrado con la frecuencia de los individuos, medida como el porcentaje de individuos de cada clase.

6.1.9 Papel de los niveles de reserva energética del gobio (*Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004) en su capacidad para invadir tramos fluviales de bajo orden hidráulico.

A lo largo del tiempo y como consecuencia de las actividades humanas se han introducido muchas especies por todo el mundo en áreas diferentes a las de su distribución natural y algunas han afectado gravemente a los ecosistemas en los que se han instalado, cambiando la composición de las comunidades originales e incluso su hábitat físico. Así, las especies exóticas invasoras se han incluido en el conjunto de indicadores utilizados para evaluar e informar sobre el estado de la biodiversidad, ya que constituyen una importante amenaza (EEA, 2007).

En Galicia, debido a su aislamiento, la detección de muchas especies exóticas es reciente si se compara con el resto de la Península Ibérica, pero se ha observado un fuerte aumento en los últimos años (Cobo *et al.*, 2010). Pocas especies no nativas llegan a constituir una invasión. La invasibilidad es una propiedad intrínseca de los ecosistemas, que determina la tasa de supervivencia de las especies exóticas. Es de general aceptación la hipótesis de que el principal agente favorecedor de las invasiones biológicas es la alteración previa del ecosistema receptor, pues los ecosistemas alterados oponen una menor “resistencia biótica” a las especies introducidas. Así, la diversidad de especies nativas está muy ligada a la utilización

eficiente de los recursos, lo que a su vez reduce el número de “nichos vacíos” que permiten el desarrollo de especies invasoras. El éxito de una invasión disminuye al aumentar la competencia interespecífica, el número de residentes en la comunidad y la variación ambiental (Ríos & Vargas, 2003).

Por otro lado, las especies exóticas invasoras presentan atributos biológicos intrínsecos que favorecen su expansión y el desplazamiento de las especies nativas por competencia.

Analizamos aquí el papel de los niveles de reserva energética en la capacidad de invasión de las especies exóticas en ecosistemas acuáticos epicontinentales lóticos, utilizando como modelo dos poblaciones de *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004, de dos afluentes del curso bajo del río Miño. Para ello se analizaron los niveles de: glucógeno, lípidos y proteínas como material de reserva energética a corto, medio y largo plazo respectivamente; utilizando como modelo la especie *Gobio lozanoi*. Asimismo se estudiaron las características de dos poblaciones de esta especie en función de diferentes parámetros biométricos y demográficos, en dos afluentes de bajo orden hidráulico del curso bajo del Río Miño (Pego y Caselas) para determinar cuál presenta un mayor grado de éxito en el proceso de invasión. Por otro lado, se analizó la invasibilidad de los ecosistemas receptores en función de los factores clave de la resistencia ambiental (Calidad ecológica y del hábitat, especies competidoras, oferta alimentaria...). Por último, se evaluó el papel que juegan los niveles de reserva energética en la capacidad de invasión de las especies exóticas en ecosistemas acuáticos epicontinentales lóticos, según los datos obtenidos y las observaciones realizadas.

Metodología

El estudio se centró en el río Pego (9.5 km de longitud) y el río Caselas (11 km de longitud), que presentan un orden hidráulico de Strahler (1957) 2 y 3, respectivamente, a una escala de 1:25000.

Se utilizaron los datos obtenidos en los muestreos realizados mediante pesca eléctrica durante las campañas 2017-2019, correspondientes a 687 individuos (399 del río Caselas y 288 del río Pego), de los que se tomó una submuestra de 60 individuos (30 de cada río), representativa de la población, que se llevó al laboratorio en una nevera portátil y se conservó a -80°C para estudios posteriores. Para cada ejemplar se determinó el peso relativo del contenido estomacal y se calculó el factor de condición de Fulton (K) en función del peso (W, en g) y la longitud furcal (Lf, en cm) mediante la fórmula $K = 100 W/Lf^3$.

La edad de los ejemplares se determinó por escalimetría, según el procedimiento de Amat-Trigo *et al.* (2013), para lo que de cada ejemplar fueron tomadas alrededor de 10 escamas del flanco izquierdo (entre el inicio de la aleta dorsal y la línea lateral) que se montaron entre porta y cubreobjetos para contar los *annuli* bajo el estereomicroscopio.

El glucógeno es la principal forma de almacenamiento de hidratos de carbono en los tejidos animales, encontrándose mayoritariamente en el músculo y en el hígado. Gran parte del ATP requerido para la actividad de los peces (ataque a presas, huida de los depredadores, natación contracorriente, etc.) proviene de la degradación de los depósitos de glucógeno del músculo y su consecuente glucólisis. Además, las reservas hepáticas de carbohidratos, almacenadas en forma de glucógeno, se modifican en condiciones de estrés (Barca, 2016).

Los lípidos son la principal fuente de reserva energética en peces, ya que son consumidos en actividades de gran demanda energética como la reproducción y la migración, o en periodos de escasez de recursos. Su estudio da una idea de las estrategias de crecimiento y de la supervivencia (Barca, 2016).

Para la extracción y cuantificación del glucógeno del músculo se utilizó el método colorimétrico de la antrona (Van Handel, 1965). El método utilizado para la cuantificación de los lípidos totales en el músculo fue el de Bligh & Dyer (1959), una variante del método de Folch *et al.* (1957) en la que la proporción de cloroformo: metanol se modifica a 1:1 y en algunos casos 1:2. El análisis del contenido en proteínas permite conocer las reservas energéticas a largo plazo. La cuantificación de las proteínas totales en el músculo se llevó a cabo mediante el kit comercial Thermo Scientific Pierce BCA Protein Assay que se basa en el método colorimétrico del ácido bicinonínico, conocido como BCA (Barca, 2016).

Para cuantificar los niveles de reservas energéticas en forma de glucógeno, lípidos y proteínas se utilizaron dos analizadores de espectro adquiridos en el marco del proyecto: un Nanodrop One UV-VIS y un analizador Qubit™ 4. En la preparación de las muestras se utilizó igualmente un esterilizador germicida UV y un baño termostático IDL-AG5, además de otro material de laboratorio, siguiendo los protocolos establecidos en Barca (2016).

Se optó por realizar test no paramétricos dado que los datos no seguían una distribución normal (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, $n < 30$, y de Kolomogorov-Smirnov, $n > 30$). Para detectar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los grupos analizados se utilizó el test no paramétrico de Kruskal Wallis a un nivel de significación menor o igual que 0.05.

6.1.10 Estudio de la supervivencia y comportamiento de los esguines de salmón (silvestres vs repoblados) durante su migración al mar en el río Miño (2018-2019) mediante el uso de hidrófonos y seguimiento acústico.

Como resultado de múltiples factores (ej.: destrucción o fraccionamiento del hábitat, pesca, incremento de la temperatura del agua) las poblaciones de salmón Atlántico, en general, se encuentran en declive. Durante su ciclo vital, los juveniles de salmón deben adquirir la necesaria adaptación a vivir en

el agua salada, a través del fenómeno conocido como esguinado o smoltificación y migrar entonces desde los ríos hasta el mar. Se sabe que esta fase es especialmente complicada, debido a que los esguines de salmón deben atravesar hábitats desconocidos y nuevas condiciones ambientales en su camino hacia el mar.

La población de salmón del río Miño, representa el límite sur de la distribución natural en el margen europeo del océano Atlántico, donde se espera que puedan darse las temperaturas más altas en esta área. Sin embargo, poco es conocido sobre el impacto que determinados factores puedan tener sobre esta delicada población de salmón, por ello es esencial incrementar nuestro conocimiento sobre su situación actual para, en su caso, emprender acciones que puedan frenar su declive.

Dado que la migración de los esguines de salmón siempre va ligada a una elevada tasa de mortalidad, es importante cuantificar y conocer qué factores van ligados a ella, ya que pueden revelar cuellos de botella que ayuden a planificar correctamente posibles futuras acciones de gestión. Esto es particularmente relevante en poblaciones como la del Miño, en que el número de adultos de retorno es especialmente bajo, máxime teniendo en cuenta que el número de esguines que consiguen alcanzar el mar está directamente correlacionado con el número de adultos de retorno a estos ríos.

Mediante estos trabajos de marcado y seguimiento de esguines de salmón en el río Miño, además de tratar de obtener más información sobre esta importante fase de la vida del salmón Atlántico, pretendemos comparar la supervivencia y el comportamiento entre salmones silvestres y salmones de repoblación, debido a que desde hace años se vienen practicando sueltas de salmón en esta cuenca y debería profundizarse en su efecto sobre la población.

Por lo tanto, los objetivos perseguidos en este trabajo son analizar la conducta y la tasa de supervivencia de los esguines de salmón que migran por el río Tea y la parte baja del Miño mediante el uso de telemetría acústica y de radio, así como tratar de desvelar las fuentes potenciales de depredación en un río que alberga una importante población de una especie de gran interés.

Metodología

El río Miño tiene una longitud de 350 Km pero de ellos solo 80 Km son accesibles para los peces migradores (22,86%). Dado que para este trabajo se necesitaba capturar esguines en su descenso hacia el mar, la única instalación habilitada para esa labor en la cuenca del Miño es la Estación de A Freixa (Pontearreas). De esta forma el área de estudio incluye desde esta estación, situada en el río Tea, hasta la unión de este afluente con el curso principal del Miño a la altura de Salvaterra (14.7 Km) y desde esta unión hasta la desembocadura del Miño en el Océano Atlántico (41.5 Km), por lo tanto el área de seguimiento de los esguines de salmón incluye un total de 56.2 Km (figura 31).

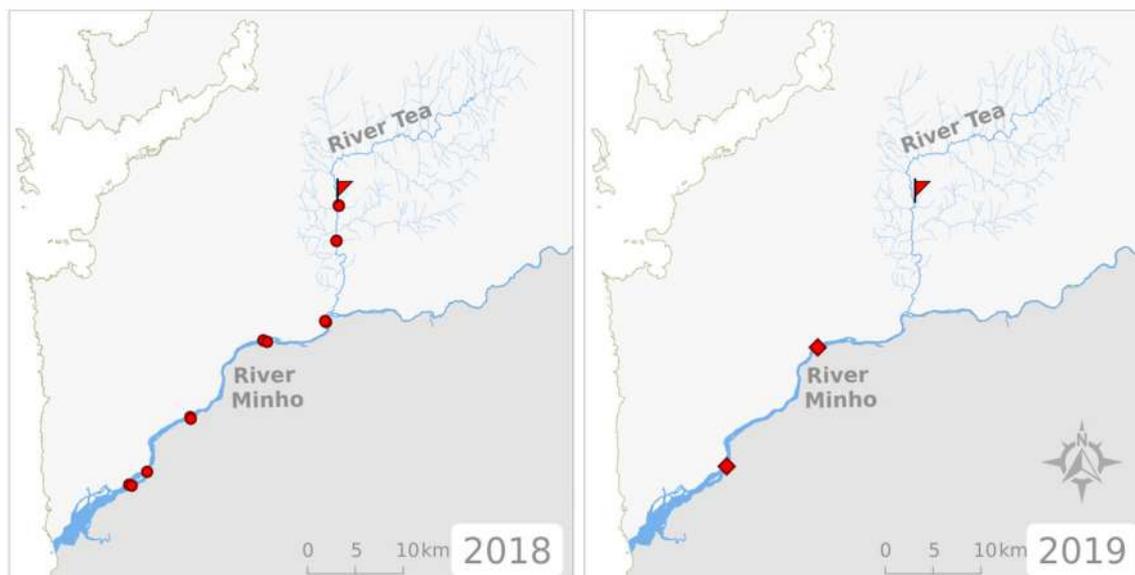


Figura 31: El río Miño y su tributario, el río Tea. La bandera roja muestra el punto de captura y suelta de los esguines, la estación de A Freixa. Los círculos rojos muestran las estaciones acústicas de 2018 y los diamantes los receptores de radio de 2019 (Tuy y Vilanova).

Durante los meses de abril y mayo fueron seleccionados los juveniles de salmón en el dispositivo de captura de descenso habilitado en la estación de captura A Freixa. Los peces fueron elegidos según indicadores morfológicos del esguinado (grado de plateado, alargamiento de ojos y pigmentación de aletas), y origen (silvestre o repoblación sin aleta adiposa). Se registró la longitud furcal y el peso, de todos los peces, y de cada ejemplar se tomó además una muestra de escamas.

A los ejemplares seleccionados se les implantó en 2018 una marca acústica en el interior de su cavidad corporal (un total de 90 marcas Thelma mod. LPT7, adquiridas para el proyecto Migramiño), y en 2019 una de radio con antena externa (35 marcas marca ATS mo. F1420 también adquiridas para este proyecto).

El seguimiento acústico en 2018 fue realizado mediante la colocación en diferentes puntos de la zona de seguimiento en los ríos Tea y Miño (figura 32) de 13 hidrófonos Vemco mod. VR2W fondeados de 2 en 2, de los cuales 8 fueron adquiridos para el proyecto Migramiño. La información del descenso de los esguines y el consiguiente cálculo de la supervivencia, fue obtenida a partir de los 13 hidrófonos colocados en los ríos Tea y Miño entre el 3 de mayo y el 2 de julio de 2019, siendo transmitida a un ordenador por Bluetooth a través del software VUE. También para este proyecto se adquirió un aparato para el seguimiento manual de las marcas acústicas marca Vemco mod. VR100 con hidrófono direccional VH110-10M. Este seguimiento manual fue realizado en una embarcación de rafting en dos ocasiones a lo largo del río Tea y en una ocasión a pie, tras la recogida de los hidrófonos en junio y julio de 2018, con el VR100 adquirido.

En 2019 se realizó el seguimiento de 35 esguines mediante radio-telemetría, por medio de seguimiento manual con receptores portátiles y 2 estaciones detectoras automáticas situadas en la Comandancia Naval de Tui y en el Aquamuseu do Rio Minho de Vila Nova de Cerveira. La implantación quirúrgica fue similar a la realizada con las marcas acústicas. Los peces fueron capturados y marcados los días 8, 10 y 17 de abril (n=14, 9 y 12 respectivamente). Los peces fueron mantenidos en un tanque cubierto 24 horas para comprobar su total recuperación y la adaptación a la marca, tras lo cual fueron liberados en el río Tea aguas abajo de la Estación de A Freixa. El seguimiento de los peces marcados fue realizado diariamente por personal del Distrito Medioambiental XVII Condado-Paradanta, entre el 9 de abril y el 15 de mayo, recorriendo a pie el margen del río Tea, y en días alternos recorriendo con una zodiac el río Miño entre Salvaterra y Vila Nova de Cerveira. Las estaciones automáticas estuvieron colocadas desde el 15 de abril hasta el 20 de junio.

6.2 Resultados de los trabajos realizados

6.2.1 Resultados del estudio de marcado-recaptura asociado a obstáculos

6.2.1.1 Resultados del estudio realizado el año 2017

Río Pego

En el río Pego se capturaron un total de 2322 individuos pertenecientes a 8 especies, además de 2 individuos híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 12). De ellos, se marcaron 849 y se recapturaron 157 (18%). Por tipo de marca 847 individuos fueron marcados con elastómero y dos con elastómero e implante visible. De las 157 recapturas solo uno de los individuos se había desplazado al otro lado del obstáculo, una trucha de 17.5 cm de longitud furcal y 65 g de peso que se marcó en el tramo situado aguas abajo del obstáculo y se recapturó a la semana siguiente en el tramo situado aguas arriba.

Tabla 12. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Pego. E = elastómero; I = implante visible.

Especie	Capturados	Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%
<i>A. anguilla</i>	507	E	233	25	11
<i>A. arcasii</i>	598	E	180	7	4
<i>C. paludica</i>	204	E	98	10	10
<i>G. aculeatus</i>	4	E	3	0	0
<i>G. lozanoi</i>	402	E	136	17	13
<i>P. duriense</i>	111	E	19	1	5
<i>S. salar</i>	8	E	0	-	-
<i>S. trutta</i>	488	E	176	96	55
		E+I	2	1	50
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	2	E	2	0	0
TOTAL	2324		849	157	18

Río Furnia

De los 1031 individuos capturados en el río Furnia, pertenecientes a siete especies, se marcaron 577, todos ellos con elastómero (tabla 13). El número de recapturas fue de 154 (27%). Solo una de las recapturas se registró en un tramo diferente del de marcado; una anguila de 17.2 cm y 51.9 g de peso marcada aguas abajo del obstáculo de estudio que fue recapturada una semana después aguas arriba del mismo.

Tabla 13. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Furnia. E = elastómero; I = implante visible.

Especie	Capturados	Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%
<i>P. marinus</i>	376	E	194	68	35
<i>A. anguilla</i>	415	E	292	54	18
<i>A. arcasii</i>	46	E	26	1	4
<i>C. paludica</i>	3	E	1	0	0
<i>G. lozanoi</i>	6	E	4	0	0
<i>P. duriense</i>	7	E	5	0	0
<i>S. trutta</i>	178	E	55	31	56
TOTAL	1031		577	154	27

Río Caselas

En el río Caselas se capturaron nueve especies, además de un individuo híbrido de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 14). En total se capturaron 1962 individuos, de los que se marcaron 1187 y se recapturaron 461 (39%). No se registraron recapturas en tramos diferentes al original.

Tabla 14. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Caselas. E = elastómero; I = implante visible.

Especie	Capturados	Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%
<i>P. marinus</i>	22	E	18	1	6
<i>A. anguilla</i>	671	E	504	51	10
<i>A. arcasii</i>	313	E	162	66	41
<i>C. paludica</i>	8	E	6	0	0
<i>G. lozanoi</i>	240	E	163	72	44
<i>P. duriense</i>	63	E	30	15	50
<i>S. salar</i>	152	E	72	55	76
<i>S. trutta</i>	488	E	168	124	74
		E + I	63	58	92
		E + I perdido y repuesto		19	30
<i>P. flesus</i>	4	E	0	-	-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	1	E	1	0	0
TOTAL	1962		1187	461	39

Río Deva

En los muestreos realizados en el río Deva se contabilizaron un total de seis especies y 1244 individuos (tabla 15). De ellos se marcaron 570, 365 con elastómero y 205 con elastómero e implante, y se recapturaron 149 (26%). No se detectaron desplazamientos de individuos de un lado al otro del obstáculo.

Tabla 15. Individuos capturados en el río Deva. E = elastómero; I = implante visible;* = individuos del ecotipo migrador de *S. trutta* y cuantificados también en la fila correspondiente a esta especie.

Especie	Capturados	Marcados	Recapturas		
	n	marca	n	n	%
<i>A. anguilla</i>	290	E	214	55	26
<i>A. arcasii</i>	1	E	0	0	-
<i>P. duriense</i>	88	E	65	13	20
<i>S. carolitertii</i>	1		0		
<i>S. salar</i>	526	E	8	2	25
<i>S. trutta</i>	338	E	33	12	36
		E+I	205	54	26
		E + I perdido y repuesto		13	6
<i>Reos*</i>	71	E+I	69	E+I	2
TOTAL	1244		570	149	26

Resultados conjuntos de los cuatro ríos en 2017

En total en los muestreos de marcado-recaptura se capturaron 6561 individuos pertenecientes a 11 especies, incluyendo tres ejemplares híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 16). De los 921 individuos recapturados pertenecientes a ocho especies solo dos se desplazaron aguas arriba del obstáculo de estudio, una trucha en el río Pego y una anguila en el río Furnia.

En el caso del río Pego resulta imposible que este ejemplar superase el obstáculo seleccionado remontando directamente el muro de cemento, por lo que la conclusión más viable es que accedió al tramo situado aguas arriba del obstáculo utilizando el canal del molino abandonado anexo al obstáculo, que se utiliza actualmente como canal de riego. Este antiguo canal del molino parte de la margen derecha de la presa y corre paralelo al cauce unos 30 m hasta volver de nuevo al río, ya en el tramo aguas abajo del obstáculo; normalmente apenas presenta un hilo de agua y no puede ser usado por los peces (en todo caso, únicamente por las anguilas), pero cuando aumenta el caudal del río por las lluvias pasa más agua a este canal y si podría ser utilizado, por lo que creemos que este podría haber sido el método natural por el que la trucha marcada accedió al tramo situado aguas arriba.

El caso de la anguila del río Furnia demuestra que este obstáculo, realizado con bloques de piedra sin labrar, sería permeable para las anguilas, al poder reptar sobre estas rocas y entre los espacios que dejan, para acceder finalmente al tramo situado aguas arriba. Esto se evidencia igualmente por la presencia de larvas de lamprea (ammocetes) aguas arriba del obstáculo, pues indica que con determinados niveles de

caudal los ejemplares reproductores de lamprea pueden superar este obstáculo para reproducirse aguas arriba del mismo.

El número de individuos marcados fue de 3138, 2868 con elastómero y 270 con elastómero e implante visible (tabla 17). De ellos se recapturaron 921 individuos (29 %). La tasa media de retención del implante visible durante el período de muestreo (mes y medio) fue del 78% (tabla 8).

Tabla 16. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva. E = elastómero; I = implante visible;* = individuos del ecotipo migrador de *S. trutta* y por lo tanto cuantificados también en la fila correspondiente a esta especie.

Especie	Capturados		Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%	
<i>P. marinus</i>	398	E	212	69	33	
<i>A. anguilla</i>	1883	E	1243	185	15	
<i>A. arcasii</i>	958	E	368	74	20	
<i>C. paludica</i>	215	E	105	10	10	
<i>G. aculeatus</i>	4	E	3	0	0	
<i>G. lozanoi</i>	648	E	303	89	29	
<i>P. duriense</i>	269	E	119	29	24	
<i>S. carolitertii</i>	1		0	-	-	
<i>S. salar</i>	686	E	80	57	71	
<i>S. trutta</i>	1492	E	432	263	61	
		E+I	270	113	42	
		E + I perdido y repuesto		32	12	
<i>Reos*</i>	71	E+I	69	2	3	
<i>P. flesus</i>	4	E	0	-	-	
<i>P. duriense x A. arcasii</i>	3		3	0	0	
TOTAL	6561		3138	921	29	

Tabla 17. Resumen del número de individuos marcados y recapturados con diferentes tipos de marcado. E = elastómero; I = implante visible.

	N		N	%
Marcados con E	2868	Recapturados con E	776	27
Marcados con E+I	270	Recapturados con E+I	113	42
		Recapturados con E sin I	32	12
		Total recapturas de marcados con E+I	145	54

6.2.1.2 Resultados del estudio realizado el año 2018

Río Pego

En el río Pego se capturaron un total de 1194 individuos pertenecientes a 10 especies (tabla 18). De ellos, se marcaron 321 y se recapturaron 47. En total se recapturaron 47 individuos de 6 especies diferentes, todos ellos marcados el año anterior. Se detectaron dos individuos que bajaron del tramo superior al tramo situado aguas abajo del obstáculo, una *A. anguilla* y una *C. paludica*, pero no se registró el desplazamiento de ningún individuo desde el tramo inferior al superior.

Tabla 18. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Pego. E = elastómero; I = implante visible.

Especie	Capturados	Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%
<i>P. marinus</i>	13	E	5	0	0
<i>A. anguilla</i>	241	E	91	25	10
<i>A. arcasii</i>	233	E	88	5	2
<i>C. paludica</i>	165	E	64	8	5
<i>G. aculeatus</i>	15	E	0	0	0
<i>G. lozanoi</i>	235	E	71	4	2
<i>L. gibbosus</i>	3	E	0	0	0
<i>P. duriense</i>	91	E	9	0	0
<i>S. salar</i>	3	E	2	0	0
<i>S. trutta</i>	195	E	77	8	4
TOTAL	1194		407	50	2

Río Furnia

En el río Furnia se capturaron 509 individuos pertenecientes a ocho especies. El número de recapturas fue de 34 (16%). Solo una de las recapturas se registró en un tramo diferente del de marcado; una anguila de 20.4 cm y 13.8 g de peso marcada aguas abajo del obstáculo de estudio que fue recapturada arriba del mismo.

Tabla 19. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Furnia. E = elastómero.

Especie	Capturados	Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%
<i>P. marinus</i>	183	E	88	2	1
<i>A. anguilla</i>	128	E	74	25	20
<i>A. arcasii</i>	38	E	23	2	5
<i>C. paludica</i>	1	E	1	1	100
<i>G. lozanoi</i>	11	E	8	0	0
<i>P. duriense</i>	29	E	10	0	0
<i>S. salar</i>	6	E	6	0	0
<i>S. trutta</i>	113	E	78	4	4
TOTAL	509		288	34	16

Río Caselas

Antes de la permeabilización

En los muestreos realizados antes de la permeabilización de los obstáculos en el río Caselas se capturaron 10 especies, además de cuatro individuos híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 20). En total se capturaron 1536 individuos, de los 166 eran recapturas. Si bien, solo uno de los individuos recapturados había superado uno de los obstáculos de estudio, una trucha que superó la presa de molino parcialmente derruida (véase figura 6, B2).

Tabla 20. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Caselas. E = elastómero.

Especie	Capturados	Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%
<i>P. marinus</i>	42	E	2	0	0
<i>A. anguilla</i>	473	E	199	62	13
<i>A. arcasii</i>	195	E	13	48	25
<i>C. paludica</i>	45	E	22	4	9
<i>G. lozanoi</i>	242	E	178	13	5
<i>L. gibbosus</i>	5	E	0	0	0
<i>P. duriense</i>	341	E	71	7	2
<i>S. carolitertii</i>	1		1	0	0
<i>S. salar</i>	37	E	28	3	8
<i>S. trutta</i>	151	E	38	28	19
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	4		2	1	25
TOTAL	1536		554	166	11

Después de la permeabilización

El muestreo realizado en 2018 tras la permeabilización de los obstáculos del río Caselas permitió la captura de 31 individuos aguas arriba de los obstáculos, siendo 24 de ellos recapturas. De estas 24 un total de 7 (29.2%) habían superado los obstáculos (tabla 21).

Tabla 21. Individuos recapturados que superaron los obstáculos permeabilizados en el río Caselas.

Especie	Longitud (cm)	Peso (g)
<i>A. anguilla</i>	11.8	2.1
<i>A. anguilla</i>	11.9	2.9
<i>A. anguilla</i>	15.7	5.0
<i>A. anguilla</i>	18.6	9.0
<i>A. arcasii</i>	10.5	16.9
<i>S. trutta</i>	17.3	59.6
<i>S. trutta</i>	19.5	88.1

Una mejora significativa si tenemos en cuenta que se trata de los primeros ejemplares en los que se observó la superación de los obstáculos del río Caselas a pesar de las 1536 capturas y 166 recapturas registradas en muestreos previos en 2018 en esta misma localidad.

Río Deva

En los muestreos realizados en el río Deva se contabilizaron un total de cinco especies y 352 individuos, de los que 29 (8%) eran recapturas (tabla 22). Solo uno de los ejemplares había superado el obstáculo, una anguila de 15.6 cm de longitud y 6 g de peso marcada aguas abajo y recapturada aguas arriba del obstáculo. Cabe destacar que este obstáculo se considera insalvable para la comunidad de peces a excepción de las anguilas, que pueden superar obstáculos incluso utilizando las orillas del río. No obstante, se considera que el porcentaje de individuos que puede superar este obstáculo por esta vía sea muy bajo.

Tabla 22. Individuos capturados en el río Deva. E = elastómero.

Especie	Capturados		Marcados		Recapturas	
	n	marca	n	n	%	
<i>A. anguilla</i>	65	E	34	24	37	
<i>P. duriense</i>	22	E	14	0	0	
<i>S. carolitertii</i>	6	E	0	0	0	
<i>S. salar</i>	214	E	65	0	0	
<i>S. trutta</i>	45	E	16	5	11	
TOTAL	352		129	29	8	

Resultados conjuntos de los cuatro ríos en 2018

En total en los muestreos de marcado-recaptura previos a la restauración de los obstáculos se capturaron 3727 individuos pertenecientes a 11 especies, además de cuatro ejemplares híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii*. De los 305 individuos recapturados solo tres se desplazaron aguas arriba del obstáculo de estudio, una anguila en el río Furnia, otra en el río Deva y una trucha en uno de los obstáculos del río Caselas. Como se ha indicado, las anguilas pueden superar obstáculos incluso por las orillas del río, por lo que el resultado es acorde con su comportamiento y posibilidades de franqueo de obstáculos. En cuanto a la trucha del río Caselas consideramos que ha remontado el obstáculo por la margen derecha, donde se halla una salida de canal de molino abandonado que en condiciones de caudal elevado puede permitir el remonte de peces con buena capacidad natatoria.

6.2.1.3 Resultados del estudio realizado el año 2019

Río Caselas (después de la permeabilización)

En los muestreos realizados en el río Caselas en 2019, después de la permeabilización de los obstáculos, se capturaron un total de 598 individuos pertenecientes a 10 especies, además de 2 individuos híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 23). Cabe destacar la captura de la especie invasora *C. aurata* aguas arriba de los obstáculos y que no se había registrado en ese tramo en campañas anteriores, previas a la restauración de la conectividad fluvial.

Tabla 23. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en el río Caselas.

Especie	Capturados		Recapturas	
	n	n	n	%
<i>P. marinus</i>	79	0	0	0
<i>A. anguilla</i>	202	30	15	15
<i>A. arcasii</i>	51	5	10	10
<i>C. aurata</i>	1	0	0	0
<i>C. paludica</i>	4	0	0	0
<i>G. lozanoi</i>	84	5	6	6
<i>P. duriense</i>	9	0	0	0
<i>P. flesus</i>	2	0	0	0
<i>S. salar</i>	18	0	0	0
<i>S. trutta</i>	148	2	1	1
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	2	0	0	0
TOTAL	600	42	7	7

De las 42 recapturas registradas, un total de 7 (16.7 %) habían superado los obstáculos permeabilizados, cinco anguillas, una trucha y una bermejuela, con tamaños de entre 10 y 30 cm de longitud (tabla 24). Al igual que en los muestreos realizados tras la permeabilización de estos obstáculos en 2018, esto supone una mejora significativa de la conectividad con respecto a lo registrado en los muestreos previos a las actuaciones de mejora.

Tabla 24. Individuos recapturados que superaron los obstáculos permabilizados en el río Caselas.

Especie	Longitud (cm)	Peso (g)
<i>A. anguilla</i>	15.6	6.0
<i>A. anguilla</i>	14.5	4.0
<i>A. anguilla</i>	16.0	6.6
<i>A. anguilla</i>	28.5	41.6
<i>A. anguilla</i>	22.4	21.8
<i>A. arcasii</i>	13.0	20.0
<i>S. trutta</i>	17.9	70.6

6.2.1.4 Análisis del funcionamiento de la escala mediante radiotelemetría con marcas PIT

Como se indicó en el apartado de material y métodos, el seguimiento automático de los ejemplares mediante marcas PIT HDX y las antenas dispuestas en la escala modular del río Caselas comenzó el 19 de junio de 2019, marcándose en total 43 truchas (*S. trutta*), 5 gobios (*G. lozanoi*) y 15 bogas (*P. duriense*), que fueron liberados en el tramo situado aguas abajo del obstáculo donde se colocó la escala modular. El seguimiento concluyó el 2 de febrero de 2020, fecha en la que se desmontaron los equipos al considerar que la migración reproductiva había terminado. Por lo tanto, la duración total del trabajo de seguimiento fue de 169 días.

Durante el periodo de estudio, no se detectó ninguna incidencia reseñable por mal funcionamiento de las antenas o equipos; el suministro de corriente se cortó únicamente durante los cambios de las baterías, que se realizaba rápidamente, y en ninguna de las visitas de control que se hicieron durante el periodo de estudio se detectaron fallos en el funcionamiento de las antenas. Si hubo que realizar limpieza de ramas que pudieron, en algún caso, dificultar el ascenso de los peces. No obstante, las pruebas realizadas periódicamente mostraban que las marcas eran detectadas, por lo que hemos de suponer que los ejemplares que usaron la escala fueron correctamente registrados por el sistema, y que los no registrados no pasaron por el dispositivo.

15 líneas (15 sloc) | 1.04 KB

Raw Blame

```

1 up
2 Reader: RSC downstream Site: AAA
3 ----- Upload #4, 567 records -----
4 DTY      ARR      DUR      TCHTTY      TAG      NCD      EMP
5 E 2019-07-23 09:57:28.071 G End of upload #3
6 S 2019-07-19 10:40:12.100 00:00:00.400 HDX W 900_230000070100 5 0
7 S 2019-07-19 10:48:19.300 00:01:23.900 HDX W 900_230000070100 840 0
8 S 2019-07-19 10:49:43.400 00:01:16.000 HDX W 900_230000070100 761 0
9 S 2019-07-19 11:36:44.200 00:00:00.100 HDX W 900_230000070100 2 0
10 S 2019-07-19 12:09:17.000 00:00:00.000 HDX W 900_230000070100 2 0
11 S 2019-07-19 12:10:16.000 00:00:00.900 HDX W 900_230000070100 10 0
12 S 2019-07-19 12:40:50.100 00:00:00.700 HDX W 900_230000070100 8 0
13 S 2019-07-19 13:11:39.600 00:00:00.900 HDX W 900_230000070100 10 0
14 S 2019-07-19 13:15:33.100 00:00:00.800 HDX W 900_230000070100 9 0
15 S 2019-07-19 13:17:56.300 00:00:01.100 HDX W 900_230000070100 12 0

```

Figura 32. Ejemplo de los resultados de lectura obtenidos.

Durante los 169 días de funcionamiento se contabilizaron un total de 56 registros correctos en las antenas (tabla 25), de los que 46 corresponden a movimientos aguas arriba y 10 a movimientos aguas abajo. La antena situada aguas abajo registró más códigos correspondientes a ejemplares que no remontaron la escala, por lo que posiblemente se estaban moviendo cerca de la entrada sin llegar a iniciar el remonte. Todos los registros pudieron ser correctamente asignados a los ejemplares marcados, no habiéndose obtenido ningún registro contradictorio o desconocido.

De los 63 peces marcados remontaron el obstáculo 34 truchas (*S. trutta*) y 12 bogas (*P. duriense*), no habiéndose detectado el paso de ninguno de los 5 gobios (*G. lozanoi*) marcados. El resultado obtenido con esta última especie era el esperado, dada su baja capacidad natatoria, pero dado que no se dispuso de ningún ejemplar de una especie exótica de tamaño adecuado para ser marcado, se optó por marcar algún ejemplar de esta especie traslocada para comprobar su comportamiento al disponer de un sistema de remonte. No parece el adecuado para esta especie. Una marca de un gobio fue hallada en septiembre (unos tres meses después el marcado) con el detector de metales a unos 10 m aguas abajo de la escala, por lo que podemos inferir que o bien fue expulsada o bien el ejemplar murió y finalmente la marca quedó entre el sustrato.

En cuanto a las truchas, el resultado muestra que un 55.8% de los ejemplares marcados superaron el obstáculo utilizando la escala; es un porcentaje alto que en parte se explica por tratarse de los ejemplares marcados de mayor talla que presumiblemente se moverían aguas arriba en busca de zonas de freza. Estos registros no fueron repetitivos, por lo que consideramos que en el momento de retirar el dispositivo estos ejemplares aún se encontraban aguas arriba de la escala o bien habían conseguido descender sin pasar por la misma, durante algún episodio de aguas altas. Dos marcas fueron detectadas en la poza

situada inmediatamente aguas abajo de la escala; como en el caso comentado del gobio puede que las expulsasen o que los ejemplares muriesen. Se desconoce qué ocurrió con las truchas restantes para las que no se obtuvo ningún registro; hemos de tener en cuenta que por su tamaño (entre 15 y 17 cm) fácilmente se trataría de ejemplares que aún no realizarían la reproducción, por lo que podrían haber sido depredadas o simplemente establecerse en alguna zona aguas abajo del obstáculo o descender hasta salir al río Miño.

Como se ha comentado, se ha observado que la talla del ejemplar parece estar relacionada con el remonte de la escala, siendo mayores las truchas que remontaron la escala que las que no lo hicieron. Si bien el tamaño de la muestra es demasiado pequeño como para que un test estadístico sea concluyente, esta diferencia podría estar indicando una cierta selectividad de la escala, favoreciendo el paso de los peces más grandes, o bien que las de menor tamaño no sintieron necesidad de remontarlo, al no hallarse aún en edad reproductora y disponer de nicho aguas abajo del mismo.

En el caso de las bogas, los ejemplares marcados superaban todos los 24 cm, pues con toda seguridad se trataba de ejemplares que se encontraban realizando la migración reproductora cuando fueron capturados. De los 15 ejemplares marcados 12 (80%) superaron el obstáculo utilizando la escala, y de ellos 10 volvieron a utilizarlo días después para descender. Como en el caso de las truchas, puede que los otros 2 ejemplares lograsen descender sin pasar por la escala o que fuesen depredados aguas arriba; en todo caso, reiteramos que el tamaño de la muestra es demasiado pequeño como para que un test estadístico sea concluyente. No se hallaron marcas de las bogas con el detector de metales.

Puesto que desconocemos si las lecturas realizadas por la antena situada en la parte inferior de la escala corresponden a intentos de remonte o simplemente a ejemplares marcados que pasaron cerca de la misma sin intención de remontar el obstáculo, no hemos incluido información al respecto en este estudio. En el caso de la trucha la mayor parte de los pasos por la escala se produjeron durante el día, mientras que en el caso de las bogas se produjeron al anochecer y durante la noche (entre las 5 de la tarde y las 2 de la mañana).

Por lo tanto, la franqueabilidad del obstáculo utilizando la escala es perfectamente viable tanto en el caso de las truchas como en el de las bogas.

Tabla 25. Ejemplares que remontaron la escala y fechas de remonte.

Especie	Código PIT	Long. Furcal (mm)	Peso (g)	Fecha remonte	Hora
<i>S. trutta</i>	900230000070100	235	160	29/07/2019	9:15
<i>S. trutta</i>	900230000070101	182	73.5	07/08/2019	11:11
<i>S. trutta</i>	900230000070102	204	92.5	12/08/2019	8:38
<i>S. trutta</i>	900230000070103	233	139.5	12/08/2019	10:51
<i>S. trutta</i>	900230000070105	200	106.5	16/08/2019	9:36
<i>S. trutta</i>	900230000070108	184	93.8	19/08/2019	17:47
<i>S. trutta</i>	900230000070110	172	78.2	15/09/2019	19:14
<i>S. trutta</i>	900230000070115	191	86.4	17/09/2019	17:22
<i>S. trutta</i>	900230000070116	170	58.2	21/09/2019	9:13
<i>S. trutta</i>	900230000070117	180	70.4	21/09/2019	9:19
<i>S. trutta</i>	900230000070118	188	91.6	23/09/2019	10:26
<i>S. trutta</i>	900230000070119	193	86	27/09/2019	11:09
<i>S. trutta</i>	900230000070120	165	58.2	03/10/2019	8:12
<i>S. trutta</i>	900230000070121	167	62.4	07/10/2019	10:12
<i>S. trutta</i>	900230000070123	170	58.2	10/10/2019	17:16
<i>S. trutta</i>	900230000070124	180	70.4	15/10/2019	12:22
<i>S. trutta</i>	900230000070125	186	71.8	29/10/2019	18:02
<i>S. trutta</i>	900230000070126	188	91.6	03/11/2019	18:00
<i>S. trutta</i>	900230000070127	191	86.4	08/11/2019	19:21
<i>S. trutta</i>	900230000070128	193	86	11/11/2019	14:23
<i>S. trutta</i>	900230000070129	199	111.8	12/11/2019	15:28
<i>S. trutta</i>	900230000070130	164	59	17/11/2019	15:57
<i>S. trutta</i>	900230000070131	165	56	21/11/2019	17:01
<i>S. trutta</i>	900230000070132	169	66.4	23/11/2019	16:42
<i>S. trutta</i>	900230000070133	179	62	25/11/2019	20:30
<i>S. trutta</i>	900230000070134	186	80	27/11/2019	18:11
<i>S. trutta</i>	900230000070135	187	82	05/12/2019	19:24
<i>S. trutta</i>	900230000070136	192	82.6	07/12/2019	19:45
<i>S. trutta</i>	900230000070137	195	66	09/12/2019	12:25
<i>S. trutta</i>	900230000070138	205	95	09/12/2019	18:40
<i>S. trutta</i>	900230000070139	205	15.5	17/12/2019	14:56
<i>S. trutta</i>	900230000070140	219	119.5	18/12/2019	15:22
<i>S. trutta</i>	900230000070141	234	141.5	22/12/2019	19:41
<i>S. trutta</i>	900230000070142	250	184	23/12/2019	19:03
<i>P. duriense</i>	900230000070148	240	143.5	26/07/2019	19:14
<i>P. duriense</i>	900230000070151	250	172	26/07/2019	19:20
<i>P. duriense</i>	900230000070152	260	90.6	26/07/2019	20:03
<i>P. duriense</i>	900230000070154	243	151	26/07/2019	21:42
<i>P. duriense</i>	900230000070155	245	150	27/07/2019	22:12
<i>P. duriense</i>	900230000070156	245	163.5	27/07/2019	0:35
<i>P. duriense</i>	900230000070157	246	155	27/07/2019	1:21
<i>P. duriense</i>	900230000070158	250	138.5	28/07/2019	20:33
<i>P. duriense</i>	900230000070159	252	170	28/07/2019	22:01
<i>P. duriense</i>	900230000070160	270	173	29/07/2019	22:57
<i>P. duriense</i>	900230000070161	280	264.5	30/07/2019	20:15
<i>P. duriense</i>	900230000070162	289	301	31/07/2019	23:11

6.2.2 Evaluación de las actividades de translocación de anguila

En total en el río Caselas se liberaron 710 anguilas con micromarca magnetizada en verano de 2017. Los datos biométricos se tomaron para una submuestra de 131 ejemplares (tabla 26). En verano de 2019 se marcaron y liberaron 814 anguilas marcadas en el río Tea. Los datos biométricos de estas anguilas se midieron en una submuestra de 70 ejemplares (tabla 27).

Tabla 26. Estadística descriptiva de la longitud total, peso y factor de condición de una submuestra de las anguilas marcadas y translocadas en el río Caselas (año 2017).

	Longitud total cm)	Peso(g)	Factor de condición
Media	16.3	5.1	1.07
Error típico	0.2	0.2	0.01
Mediana	16.1	4.4	1.08
Moda	15.2	3.8	1.16
Desviación estándar	2.5	2.7	0.16
Varianza de la muestra	6.2	7.2	0.03
Curtosis	0.1	2.9	0.48
Coefficiente de asimetría	0.6	1.5	0.15
Rango	11.9	13.8	0.98
Mínimo	11.7	1.6	0.65
Máximo	23.6	15.4	1.63
Suma	2139.3	661.6	140.6
Cuenta	131	131	131
Nivel de confianza (95.0%)	0.4	0.5	0.03

Tabla 27. Estadística descriptiva de la longitud total, peso y factor de condición de una submuestra de las anguilas marcadas y translocadas en el río Tea (año 2019).

	Longitud total cm)	Peso(g)	Factor de condición
Media	18.7	8.7	1.2
Error típico	0.4	0.7	0.02
Mediana	18.0	7.1	1.2
Moda	19.5	6.0	#N/A
Desviación estándar	3.1	5.6	0.2
Varianza de la muestra	9.6	30.9	0.0
Curtosis	3.7	10.4	4.2
Coefficiente de asimetría	1.4	2.9	1.4
Rango	18.0	32.8	1.2
Mínimo	12.0	1.8	0.8
Máximo	30.0	34.6	2.0
Suma	1308.7	606.7	85.0
Cuenta	70	70	70
Nivel de confianza (95.0%)	0.7	1.3	0.05

La relación longitud total-peso de las submuestras se ajustó a una recta potencial, tal y como se observa en la figura 33.

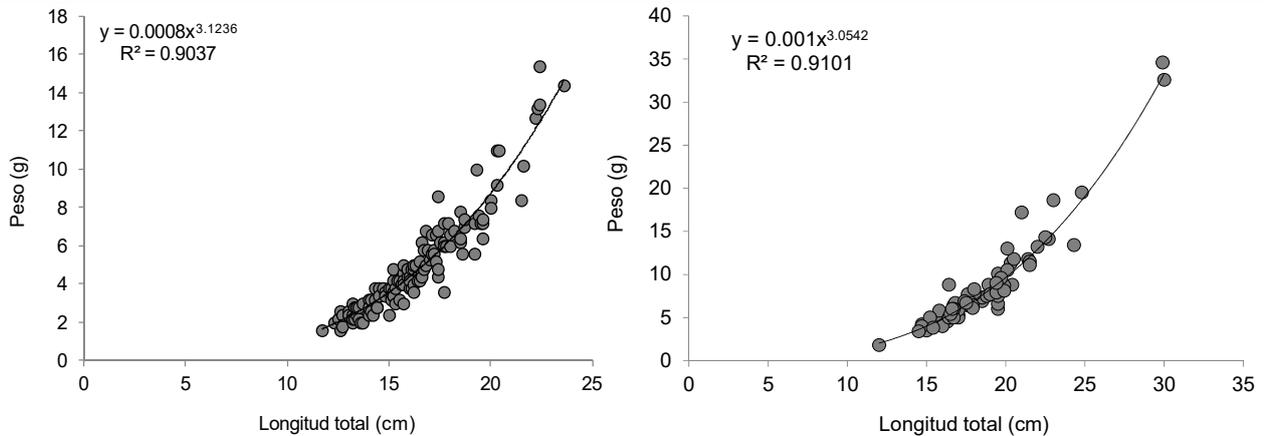


Figura 33. Relación longitud total-peso de anguilas translocadas en los ríos Caselas (izquierda) y Tea (derecha).

El análisis de Petersen sugiere que un elevado porcentaje de las anguilas translocadas pertenecen a la misma cohorte, siendo ejemplares que llegaron al río el mismo año de su captura, acompañados de una menor proporción de individuos de mayor tamaño, que llevaban un año en el río (figura 34).

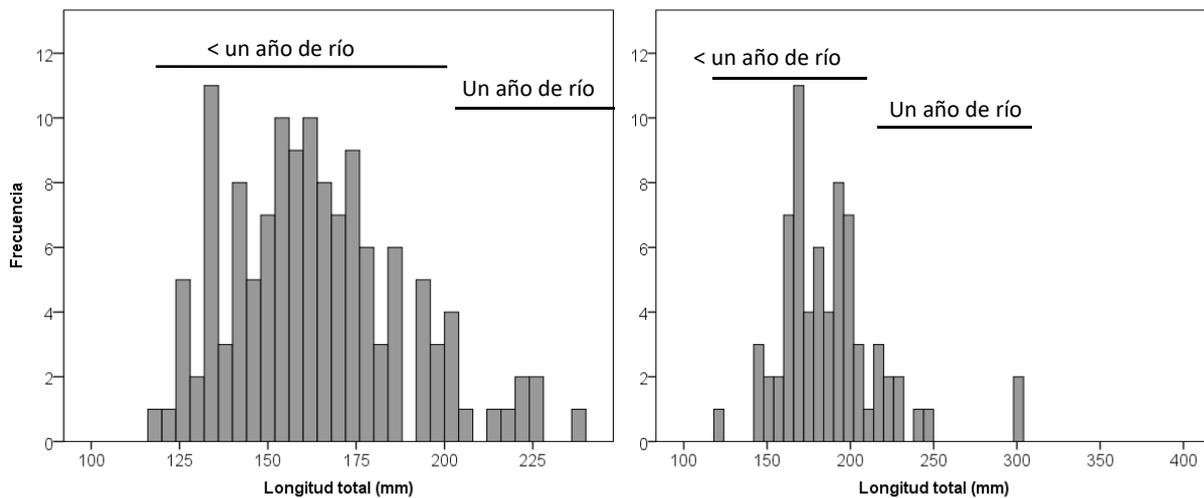


Figura 34. Distribución de frecuencias de longitud total de anguilas translocadas en los ríos Caselas (izquierda) y Tea (derecha).

Durante los muestreos realizados en verano de 2018 y 2019 en las localidades de translocación de anguilas del río Caselas solo se recapturaron 2 anguilas con micromarca (1.9 % de las 106 anguilas capturadas).

6.2.3 Estudio de la Ictiocenosis y el efecto barrera en los afluentes internacionales del río Miño

En este estudio se capturaron un total de 11 especies: *Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758; *Achondostroma arcasii* (Steindachner, 1866); *Cobitis paludica* de Buen, 1930; *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004; *Pseudochondostroma duriense*(Coelho, 1985); *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758; *Salmo salar* Linnaeus, 1758; *Salmo trutta* Linnaeus, 1758; *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 y *Squalius carolitertii* (Doadrio, 1987).

La riqueza específica fue similar (entre 6 y 11 especies) en los dos tramos muestreados de cada río. *L. gibbosus* y *G. aculeatus* solo se capturaron en una estación de muestreo y *S. carolitertii* en dos estaciones (una en el río Caselas y otra en el Deva) con unas densidades muy pequeñas, por lo que se descartaron en los análisis pormenorizados de los resultados (ANOVA), pero se incluyeron en el análisis de similitud con la intención de incluir las abundancias relativas de estas especies en la comunidad de peces.

Los resultados de las pruebas estadísticas (ANOVA) obtenidos a partir de las densidades de las especies no son estadísticamente significativos ($p \text{ value} > 0.05$ en todos los casos). Sin embargo, se observa una clara tendencia de acumulación de individuos de algunas especies en los tramos fluviales que se encuentran aguas abajo del obstáculo (Figura 34).

El valor del índice de diversidad tiende a ser mayor aguas abajo que aguas arriba. Es un resultado coherente con la hipótesis del trabajo, que asume que el efecto de la barrera provoca una acumulación de especies aguas abajo del obstáculo y por tanto diferencias específicas en las poblaciones (Silva *et al.*, 2016c).

Por el contrario, el índice de equidad indica que hay una tendencia a que las especies sean igualmente abundantes aguas arriba de los obstáculos. Por último, el índice de dominancia de Simpson es ligeramente superior aguas abajo, donde la densidad de las especies es mayor por el efecto barrera de los obstáculos.

Los valores de densidad calculados (individuos /m²) para cada especie aguas abajo y aguas arriba de cada obstáculo se presentan en las Tablas 28 a 35.

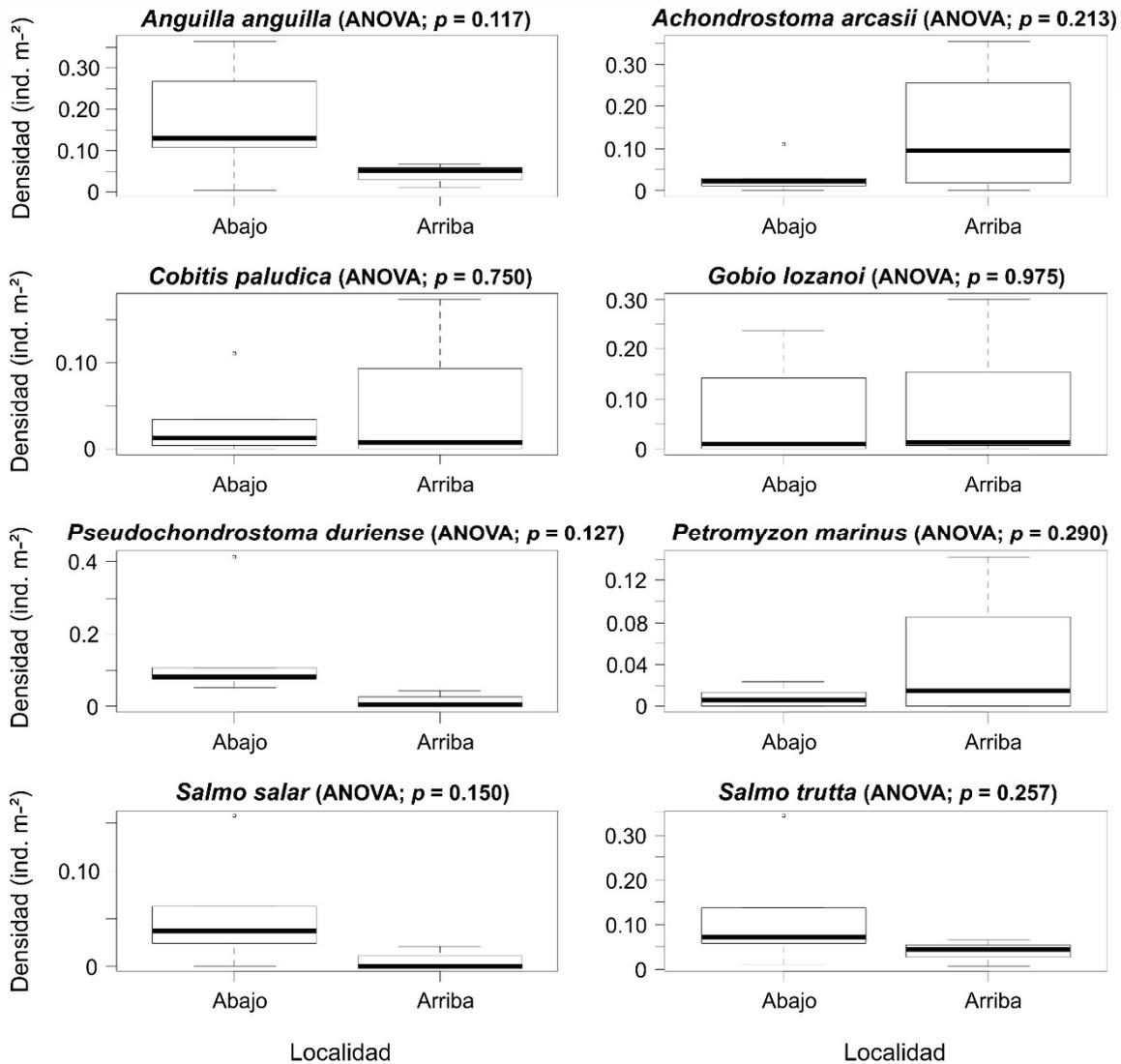


Figura 35. Densidades de las especies agrupadas por localización (aguas arriba y aguas debajo de los obstáculos)

Tabla 28. Densidades (ind./m²) de *A. anguilla*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,365		0,132		0,069
Deva			0,006		0,011
Furnia			0,108		0,055
Pego			0,269		0,051

Tabla 29. Densidades (ind./m²) de *P. duriense*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,0412		0,084		0,042
Deva			0,077		0
Furnia			0,052		0,002
Pego			0,107		0,013

Tabla 30. Densidades (ind./m²) de *S. salar*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,037		0		0
Deva			0,158		0,021
Furnia			0,023		0
Pego			0,062		0

Tabla 31. Densidades (ind./m²) de *S. trutta*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,057		0,020		0,257
Deva			0,010		0,008
Furnia			0,137		0,044
Pego			0,343		0,065

Tabla 32. Densidades (ind./m²) de *P. marinus*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,006		0		0,030
Deva			0		0
Furnia			0,013		0,142
Pego			0,024		0

Tabla 33. Densidades (ind./m²) de *A. arcasii*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,029		0,012		0,158
Deva			0		0
Furnia			0,023		0,032
Pego			0,110		0,356

Tabla 34. Densidades (ind./m²) de *C. paludica*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,034		0,012		0,013
Deva			0		0
Furnia			0,004		0
Pego			0,110		0,173

Tabla 35. Densidades (ind./m²) de *G. lozanoi*. * En el caso del río Caselas se trata del tramo aguas arriba del obstáculo 1 pero aguas abajo del obstáculo 2.

Río	Aguas abajo	Obstáculo 1	Aguas abajo*	Obstáculo 2	Aguas arriba
Caselas	0,237		0		0,012
Deva			0		0
Furnia			0,010		0,011
Pego			0,143		0,300

El análisis de similitud realizado mostró que las especies se agrupan en dos grupos principales (dendrograma superior en la Figura 35). Un grupo formado por la anguila, la boga y la trucha y otro con las especies que presentaron mayores densidades aguas arriba de los obstáculos (bermejuela, colmilleja, gobio y larvas ammocetes de lamprea marina) y salmón Atlántico.

En relación con la similitud entre los distintos ríos, también se observaron dos grandes grupos (dendrograma de la parte izquierda en la Figura 35).

Un grupo formado por las estaciones de muestreo con mayor riqueza específica (Pego aguas arriba y aguas abajo) y con una mayor diferencia en la densidad de las especies migradoras (anguila, boga y trucha) entre las localidades aguas abajo y aguas arriba del primer obstáculo del río Caselas.

El otro grupo lo constituyen las estaciones de muestreo de los ríos Furnia, Deva y Caselas.

En el caso de las localidades aguas arriba del obstáculo de los ríos Furnia y Caselas, se aprecia una mayor abundancia de especies lénticas en comparación con las comunidades de peces aguas abajo de estos mismos ríos.

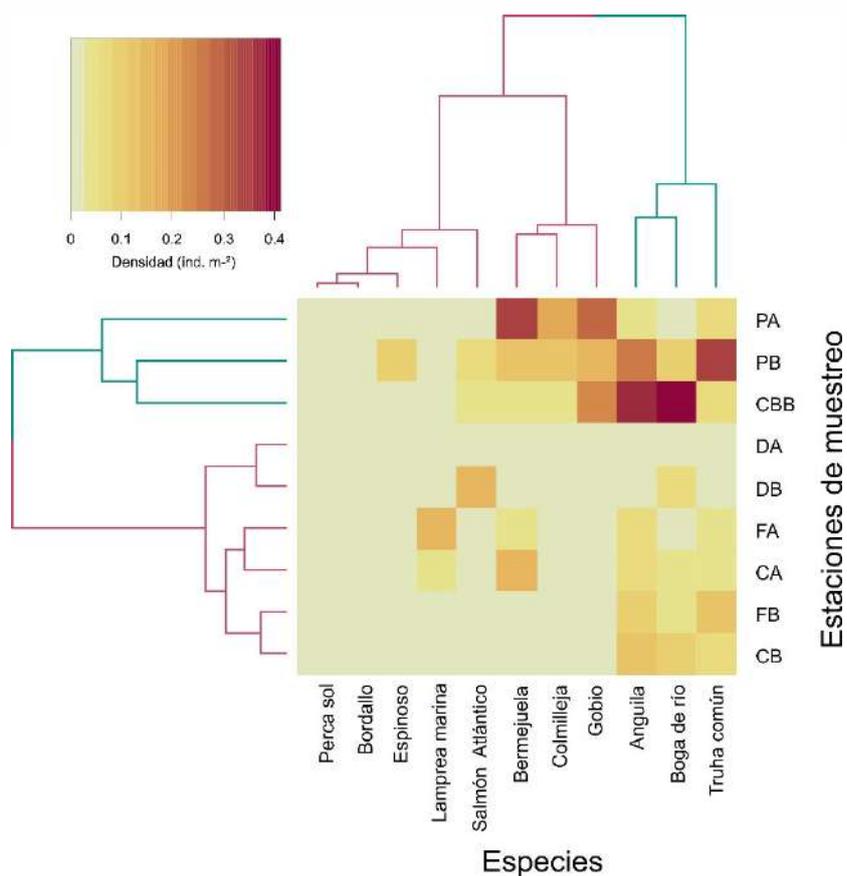


Figura 35: Dendrograma que muestra la similitud entre las distintas especies muestreadas y entre las estaciones de muestreo. En las estaciones de muestreo P = Pego, C = Caselas, D = Deva, F = Furnia, A = estación aguas arriba y B = estación aguas abajo del obstáculo.

En lo referente a la estructura de la comunidad (índice de diversidad de Shannon, índice de equidad de Pielou e índice de dominancia de Simpson), en ningún caso la diferencia aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos fueron estadísticamente significativos ($p\text{-value} > 0.05$) (Figura 36).

El índice de diversidad tiende a ser superior aguas abajo que aguas arriba, mientras que el índice de equidad indica que hay una tendencia a que las especies sean igualmente abundantes aguas arriba de los obstáculos. Por último, el índice de dominancia de Simpson es ligeramente superior aguas abajo.

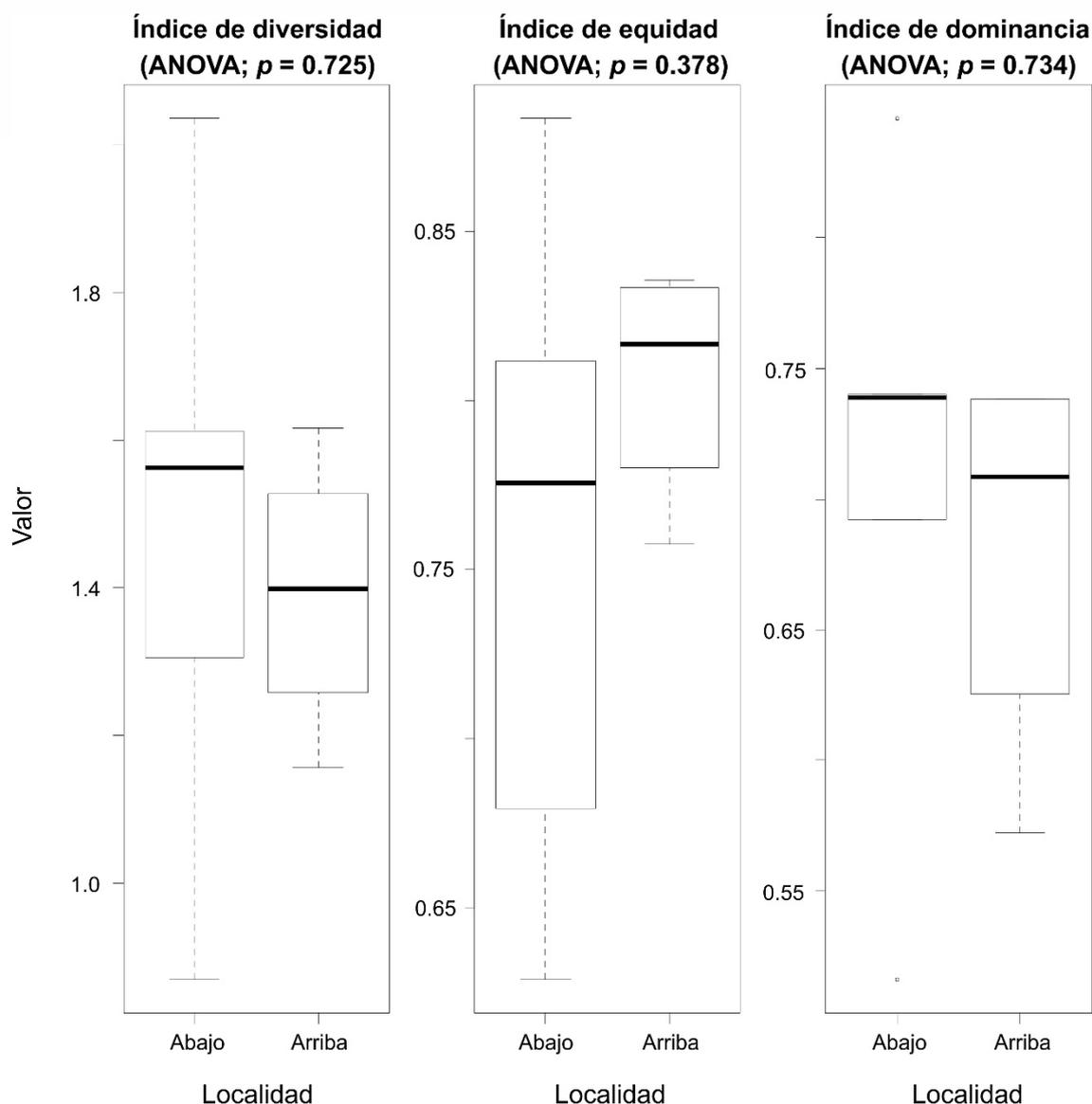


Figura 36: Índices calculados para determinar la estructura de la comunidad.

Discusión

La riqueza específica fue similar en los dos tramos muestreados de cada río (entre 6 y 11 especies), lo que indica que los obstáculos considerados tienen una permeabilidad parcial que hace que el número de especies que llega a los tramos situados aguas arriba sea menor que el que llegaría en condiciones normales, como se ha puesto de manifiesto en otros estudios (Alexandre & Almeida, 2010), pero deja pasar a algunos individuos.

El efecto barrera es más notorio en especies migradoras catádromas que tiene que remontar estos obstáculos para alcanzar la madurez sexual en las zonas de cabecera (Alexandre & Almeida, 2010; Gillette

et al., 2005). En este estudio el efecto barrera en *A. anguilla* se observa claramente en los muestreos en los ríos Caselas y Pego (Tabla 28).

En el caso de los salmónidos (*S. salar* y *S. trutta*), se observó que las densidades fueron superiores aguas abajo del obstáculo en los ríos Furnia y Pego (Tablas 30 y 31). Los ejemplares capturados de salmón Atlántico eran todos juveniles, de lo que se deduce que los ejemplares reproductores no fueron capaces de remontar el obstáculo durante su migración reproductora y se reprodujeron aguas abajo. La trucha, por su parte, es una especie potádroma que sufre el efecto barrera de los obstáculos (Ovidio & Philippart, 2002) como se observa en las densidades aguas abajo (Figura 36) siendo especialmente notoria en los ríos Furnia y Pego (Tabla 31).

Para comprender los resultados obtenidos en el caso de la lamprea (*P. marinus*), cuya densidad es superior en los tramos fluviales aguas arriba (Tabla 32; Figura 35), hay que tener en cuenta las características biológicas de esta especie y los requerimientos del hábitat de los estadios juveniles (larva ammocete). Todos los ejemplares de *P. marinus* muestreados fueron larvas, las cuales permanecen en el río cuatro años (Quintela *et al.*, 2003; Silva, 2014). Durante la etapa larvaria, los ammocetes son filtradores y viven enterrados en los fondos de arena o grava, a poca profundidad (alrededor de 30 cm), en zonas con una velocidad de corriente baja o moderada (Mallatt, 1981; Silva *et al.*, 2016a), características físicas del hábitat que se encuentran los tramos aguas arriba de los obstáculos (Cumming, 2004; Gillette *et al.*, 2005) y que se han hallado en los tramos de río estudiados. Así se entiende que la densidad de larvas de ammocetes sea mayor aguas arriba de los obstáculos en los ríos Caselas y Furnia.

En el caso de *A. arcasii* y *C. paludica* se observó una mayor densidad de individuos aguas arriba de los obstáculos, de forma más acusada en el caso de *A. arcasi* (Tablas 33 y 34; Figura 35). Esto se puede justificar atendiendo a su biología, pues son especies con preferencias por zonas lénticas de los ríos (pozas y zonas remansadas) (Doadrio 2001), características que también se presentan aguas arriba de los obstáculos transversales (Cumming, 2004; Gillette *et al.*, 2005).

Gobio lozanoi es una especie considerada como una “mala nadadora” con hábitos bentónicos y preferencia por zonas remansadas en los cursos fluviales (Doadrio, 2001; Tudorache *et al.*, 2008), lo que explica que se hayan observado densidades mayores aguas arriba de los obstáculos (Figura 35), como en el caso particular del río Pego (Tabla 35), y concuerda con los resultados obtenidos en otros trabajos (Alexandre & Almeida, 2010), pero también aguas abajo del obstáculo de río Caselas debido a sus limitadas capacidades para el remonte de obstáculos.

Los valores del índice de diversidad de Shannon obtenidos (mayores aguas abajo) son coherentes con la hipótesis que asume que el efecto de la barrera provoca una acumulación de especies aguas abajo del obstáculo y, por tanto, diferencias específicas en las poblaciones (Silva *et al.*, 2016c). Además, el índice de

dominancia de Simpson es ligeramente superior aguas abajo, donde la densidad de las especies es mayor por el efecto barrera de los obstáculos.

La agrupación de especies y localidades obtenida en el análisis de similitud se justifica en base a las preferencias lénticas de determinadas especies: *A. arcasii*, *C. palúdica*, *G. lozanoi* y larvas ammocetes de *P. marinus* presentaron mayores densidades aguas arriba de los obstáculos y en los ríos Furnia y Caselas aguas arriba se aprecia una mayor abundancia de especies lénticas en comparación con las comunidades de peces aguas abajo de estos mismos ríos.

Conclusiones del estudio

1. El impacto registrado en las densidades y en la estructura de la comunidad de las poblaciones de peces entre tramos fluviales aguas abajo y aguas arriba de un obstáculo de pequeño tamaño se debe a la permeabilidad parcial de los obstáculos (franqueable por las especies más reófilas y en determinadas épocas con caudales altos)
2. Los obstáculos provocan cambios de hábitat en los ríos, que hacen que el número de individuos, especialmente de los peces migradores, sea mayor aguas abajo que aguas arriba de los obstáculos.
3. Se hace evidente la necesidad de realizar proyectos de restauración de conectividad fluvial que faciliten los desplazamientos longitudinales de los peces e impedir el aislamiento de las poblaciones.

6.2.4 Evaluación de la densidad y dinámica de las poblaciones de boga del Duero en el TIRM

Datos biométricos y caracterización de la población

Para cada individuo se determinó la longitud furcal, el peso y el valor de condición. Los estadísticos de estos valores para el total de individuos analizados ($n = 414$) se presentan en la Tabla 36.

Tabla 36. Media \pm error típico (rango) de la longitud furcal, peso y factor de condición del total de individuos analizados.

N	Longitud furcal (cm)	Peso (g)	Factor de condición
414	20.6 \pm 0.21 (5.0-31.4)	106.4 \pm 2.55 (1.4-315.0)	1.10 \pm 0.005 (0.73-1.76)

La correlación entre la longitud furcal y el peso del total de individuos analizados es directa ($r = 0.977^{**}$, $p < 0.01$) ajustándose a una recta potencial: $y = 45.7 - 9.33 * x + 0.57 * x^2$; ($R^2 = 0.956$) (Figura 36).

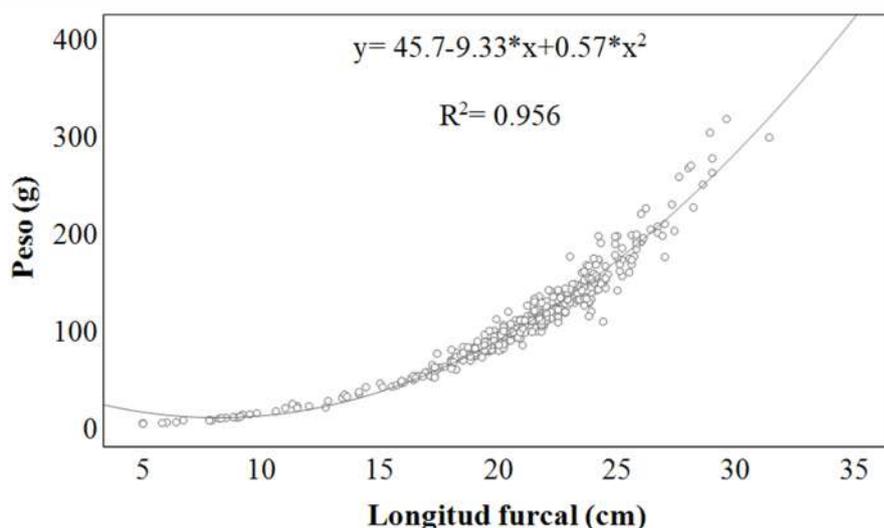


Figura 36. Relación longitud furcal-peso de la boga del Duero en los afluentes del río Miño.

Se compararon los valores de longitud furcal, peso y factor de condición en los cinco ríos analizados (Tabla 37). Los análisis estadísticos determinaron la existencia de diferencias significativas en la longitud furcal entre el río Furnia y los ríos Pego y Deva y para el factor de condición entre el río Pego y los ríos Caselas, Furnia y Hospital. En cuanto al peso, no se encontraron diferencias significativas entre los cinco ríos analizados (Figura 37).

Tabla 37. Media \pm error típico (rango) de la longitud furcal, peso y factor de condición del total de individuos capturados en los cinco ríos estudiados.

Río	N	Longitud furcal (cm)	Peso (g)	Factor de condición
Caselas	123	20.2 \pm 0.48 (5.0-31.4)	104.0 \pm 5.22 (2.2-301.0)	1.10 \pm 0.01 (0.73-1.76)
Furnia	151	21.6 \pm 0.24 (8.5-29.6)	115.1 \pm 3.92 (7.4-315.0)	1.08 \pm 0.007 (0.89-1.37)
Pego	118	20.1 \pm 0.35 (5.0-28.1)	101.6 \pm 4.24 (1.4-267.0)	1.14 \pm 0.008 (0.98-1.43)
Deva	16	17.5 \pm 1.59 (5.8-29.0)	81.4 \pm 15.93 (2.2-259.7)	1.14 \pm 0.02 (0.98-1.31)
Hospital	6	20.5 \pm 2.03 (12.7-27.4)	97.1 \pm 24.44 (18.2-199.8)	0.99 \pm 0.05 (0.83-1.12)

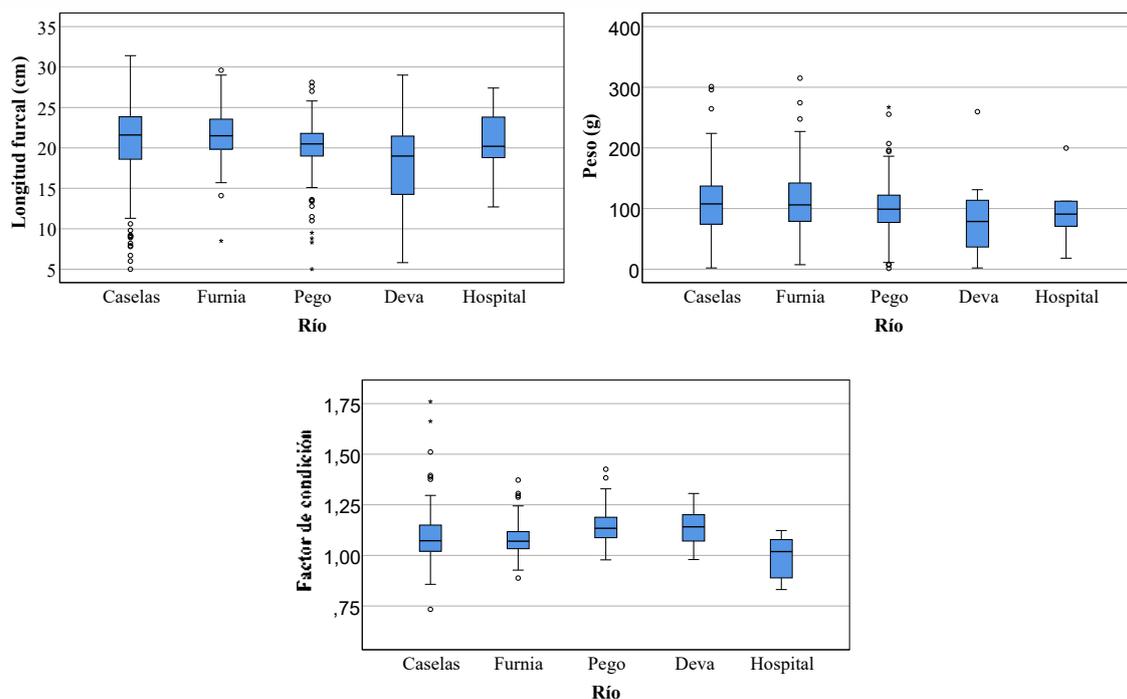


Figura 37. Diagrama de cajas (mediana, cuantiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, el peso y el factor de condición de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

De los 414 individuos caracterizados, 363 resultaron ser reproductores. Los individuos reproductores presentaron valores significativamente más elevados que los no reproductores para los tres parámetros estudiados (Tabla 38). Dentro de la muestra de reproductores, la relación machos/hembras fue de 3.65. Se encontraron diferencias significativas para la longitud furcal, el peso y el factor de condición entre machos y hembras (Tabla 39): las hembras presentan un mayor peso y factor de condición (Figura 38).

Tabla 38. Media \pm error típico (rango) de la longitud furcal, peso y factor de condición de los ejemplares reproductores y no reproductores del total de individuos analizados.

	Reproductores	No reproductores
N	363	51
Longitud furcal (cm)	21.6 \pm 0.14 (14.1-31.4)	13.6 \pm 0.85 (5-27.4)
Peso (g)	115.1 \pm 2.4 (3.2-315)	44.4 \pm 7.05 (1.4-199.8)
Factor de condición	1.09 \pm 0.005 (0.73-1.43)	1.17 \pm 0.02 (0.89-1.76)

Tabla 39. Media \pm error típico (rango) de la longitud furcal, peso y factor de condición del total de individuos reproductores utilizados en este estudio.

	♂	♀
N	285	78
Longitud furcal (cm)	21.3 \pm 0.16 (14.1-29.0)	22.8 \pm 0.32 (16.4-31.4)
Peso (g)	107.6 \pm 2.43 (32.0-301.0)	142.4 \pm 5.85 (46.5-315.0)
Factor de condición	1.08 \pm 0.005 (0.73-1.40)	1.16 \pm 0.01 (0.89-1.43)

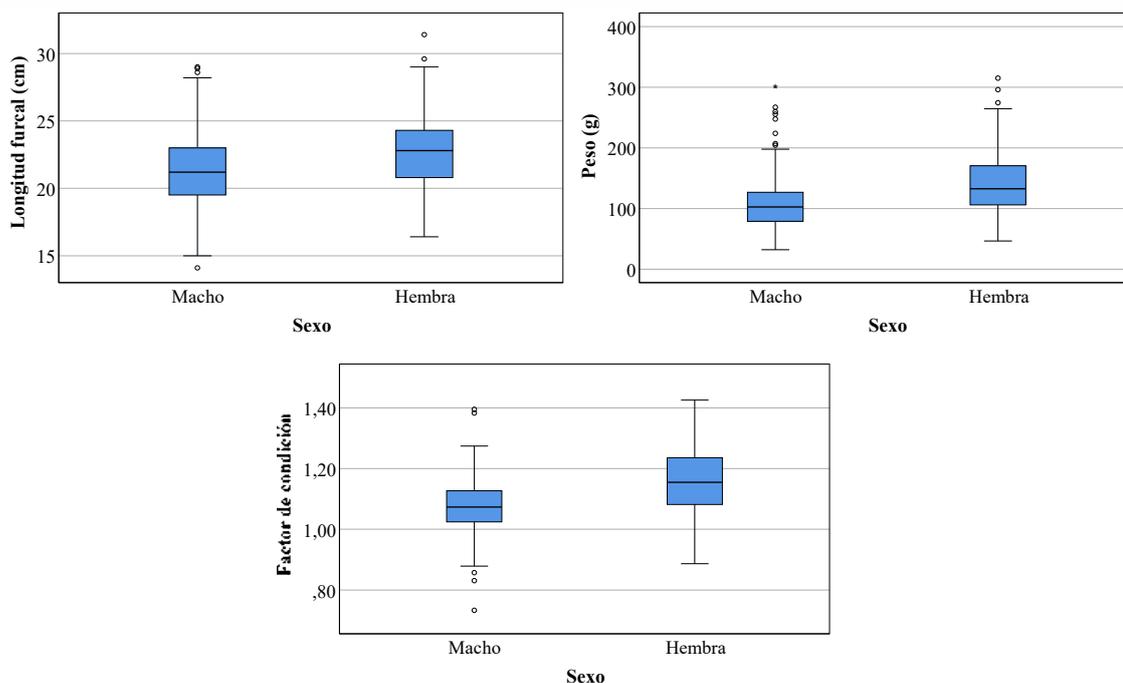


Figura 38. Diagrama de cajas (mediana, cuantiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, peso y factor de condición de los machos y las hembras.

En la tabla 40 se muestra la estadística descriptiva de la longitud furcal, peso y factor de condición de los individuos reproductores para cada uno de los ríos (Caselas, Furnia, Pego y Deva). Se eliminó el río hospital porque entre los individuos capturados en este río solo dos de ellos eran reproductores y ambos eran machos.

Tabla 40. Media \pm error típico (rango) de la longitud furcal, peso y factor de condición de los machos y hembras de cada río. Lf: longitud furcal; F. cond.: Factor de condición (K).

	Caselas		Furnia		Pego		Deva	
	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀
N	85	15	108	40	85	20	5	3
Lf (cm)	21.9 \pm 0.3 (15.0-28.9)	23.3 \pm 0.96 (16.4-31.4)	21.0 \pm 0.24 (14.1-28.6)	23.5 \pm 0.43 (17.3-29.6)	20.9 \pm 0.28 (15.1-28.1)	21.4 \pm 0.39 (18.0-24.9)	21.9 \pm 1.88 (18.5-29.0)	20.6 \pm 0.79 (19.0-21.5)
Peso (g)	114.8 \pm 4.53 (43.0-301.0)	150.2 \pm 17.0 (46.5-296.0)	101.8 \pm 3.59 (32.0-247.6)	152.5 \pm 8.45 (59.5-315.0)	107.2 \pm 4.58 (39.0-267.0)	121.9 \pm 6.31 (77.5-175.0)	122.0 \pm 35.21 (66.5-259.7)	106.3 \pm 14.0 (78.5-123.0)
F. cond.	1.06 \pm 0.01 (0.73-1.40)	1.13 \pm 0.03 (0.89-1.38)	1.06 \pm 0.006 (0.89-1.24)	1.14 \pm 0.01 (0.95-1.37)	1.12 \pm 0.008 (0.98-1.38)	1.23 \pm 0.02 (1.07-1.43)	1.06 \pm 0.03 (0.98-1.14)	1.21 \pm 0.04 (1.14-1.29)

Los machos del río Caselas presentan una mayor longitud furcal (mayor tamaño), seguidos de los del río Deva, Furnia y Pego. Se confirmó la existencia de diferencias significativas en la longitud furcal únicamente entre los machos de los ríos Caselas y Pego. En el río Pego los machos presentaron un factor de condición más elevado que en el resto de los ríos analizados. Existen diferencias significativas para el

factor de condición entre los ríos Pego y Caselas. El peso de los machos del río Deva fue mayor al hallado en el resto de los ríos estudiados, seguido de los ríos Caselas, del Pego y del Furnia. No se encontraron diferencias significativas para el peso en ninguno de los sexos, pero si en la longitud furcal de las hembras donde la significación estadística muestra diferencias entre el río Pego y el Furnia. Las diferencias en el factor de condición de las hembras entre el río Pego y los ríos Furnia y Caselas fueron significativas (Figura 39). Las hembras presentaron siempre valores superiores a los machos en los distintos parámetros analizados. En los ríos Caselas y Pego se encontraron diferencias significativas entre ambos sexos en el peso y en el factor de condición, no siendo así para la longitud furcal. En el río Deva estas fueron significativas para el factor de condición, pero no para la longitud furcal y el peso, mientras que en el río Furnia las diferencias fueron significativas en los tres parámetros estudiados.

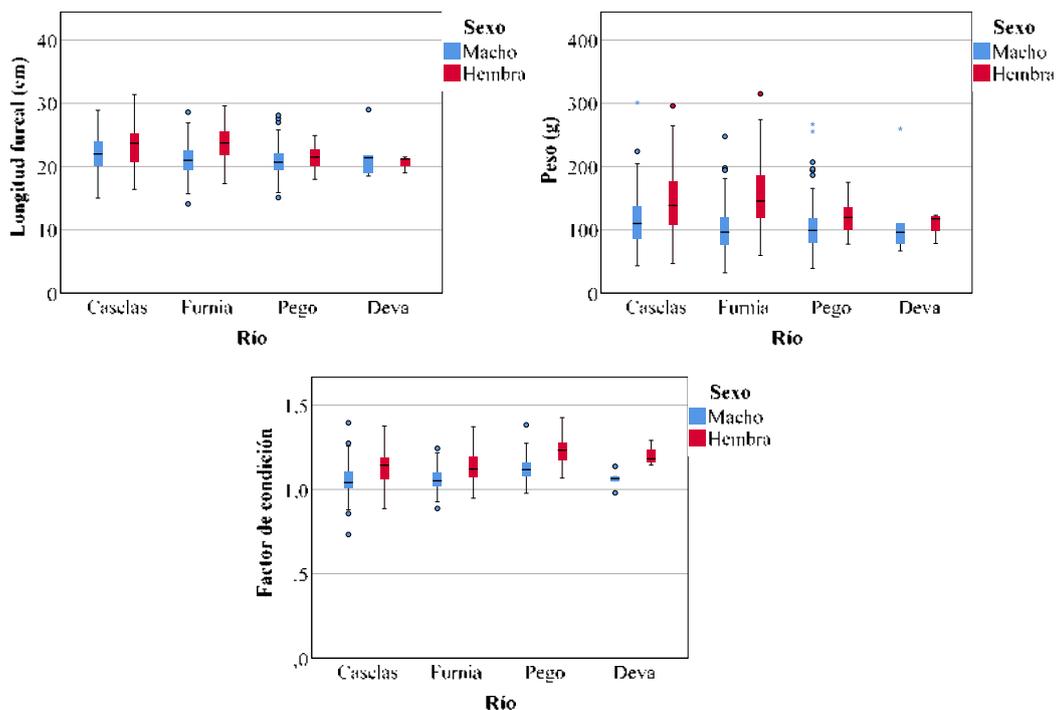


Figura 39. Diagrama de cajas (mediana, cuantiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, peso y factor de condición de los machos y hembras entre ríos.

Densidad de las poblaciones

La densidad de las poblaciones de *P. duriense* en los cinco afluentes del río Miño estudiados (Tabla 41) varió entre 0.002 ind/m² del río Hospital y 0.38 ind/m² del río Pego, obteniéndose un valor medio de 0.14 ind/m² (Figura 40).

Tabla 41. Media de la densidad en cada río para la boga del Duero.

Río	Densidad (ind/m ²)
Caselas	0.17
Furnia	0.11
Pego	0.38
Deva	0.04
Hospital	0,002

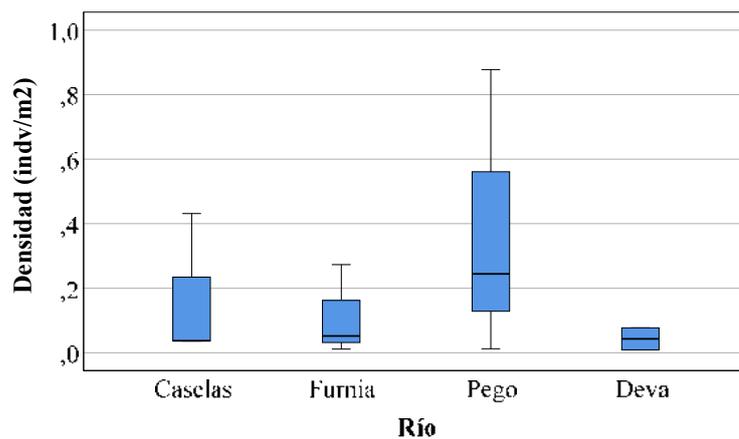


Figura 40. Diagrama de cajas (mediana, cuantiles, máximo y mínimo) de la densidad de cada río.

Fertilidad de las hembras y estructura de edad

Para la submuestra de hembras (n= 25) se determinaron los siguientes parámetros biométricos y de la gónada: IGS (Índice gonodosomático); Nº huevos/g (Fecundidad relativa), Nº huevos/gónada (Fecundidad absoluta) (Tabla 42).

Tabla 42. Media \pm error típico de los parámetros biométricos y de la gónada en las hembras.

Medida	N	Media \pm error típico (rango)
Longitud furcal (cm)	25	23.3 \pm 0.47 (19.6-29.0)
Peso (g)	25	149.9 \pm 8.48 (97.0-274.4)
Factor de condición	25	1.17 \pm 0.02 (0.95-1.43)
IGS	25	11.99 \pm 0.88 (5.5-21.1)
Peso gónadas (g)	25	17.56 \pm 1.57 (9.2-39.6)
Nº huevos/g	25	29.47 \pm 3.26 (3.27-59.14)
Nº huevos/gónada	25	4014 \pm 624.41 (363-13910)
Diámetro huevos (mm)	25	2.06 \pm 0.046 (1.44-2.37)

Además, se compararon los datos obtenidos entre los ríos Furnia y Pego (Tabla 43). La significación estadística confirmó la existencia de diferencias entre los ríos Furnia y Pego para la longitud furcal, el peso y el factor de condición. Solo se encontraron diferencias significativas para la fecundidad absoluta, pero no así para el índice gonodosomático, el peso de las gónadas, la fecundidad relativa y el diámetro medio de los huevos (Figura 41).

Tabla 43. Media \pm error típico de los parámetros biométricos y de la gónada de la submuestra de hembras de los ríos Furnia y Pego.

Medida	Furnia (n = 15)	Pego (n = 10)
Longitud furcal (cm)	24.3 \pm 0.57 (21.3-29.0)	21.7 \pm 0.52 (19.6-24.9)
Peso (g)	165.0 \pm 11.38 (105.6-274.4)	127.3 \pm 9.02 (97.0-175.0)
Factor de condición	1.13 \pm 0.02 (0.95-1.31)	1.23 \pm 0.03 (1.07-1.43)
IGS	11.12 \pm 1.31 (5.5-21.1)	13.30 \pm 0.91 (8.8-17.1)
Peso gónadas (g)	18.0 \pm 2.37 (9.2-39.6)	16.9 \pm 1.80 (10.7-29.7)
Nº huevos/g	34.29 \pm 4.29 (10.39-59.14)	22.24 \pm 4.25 (3.27-43.44)
Nº huevos/gónada	5109 \pm 889.25 (1622-13910)	2373 \pm 505.13 (363-6231)
Diámetro huevos (mm)	2.02 \pm 0.07 (1.44-2.35)	2.14 \pm 0.06 (1.74-2.37)

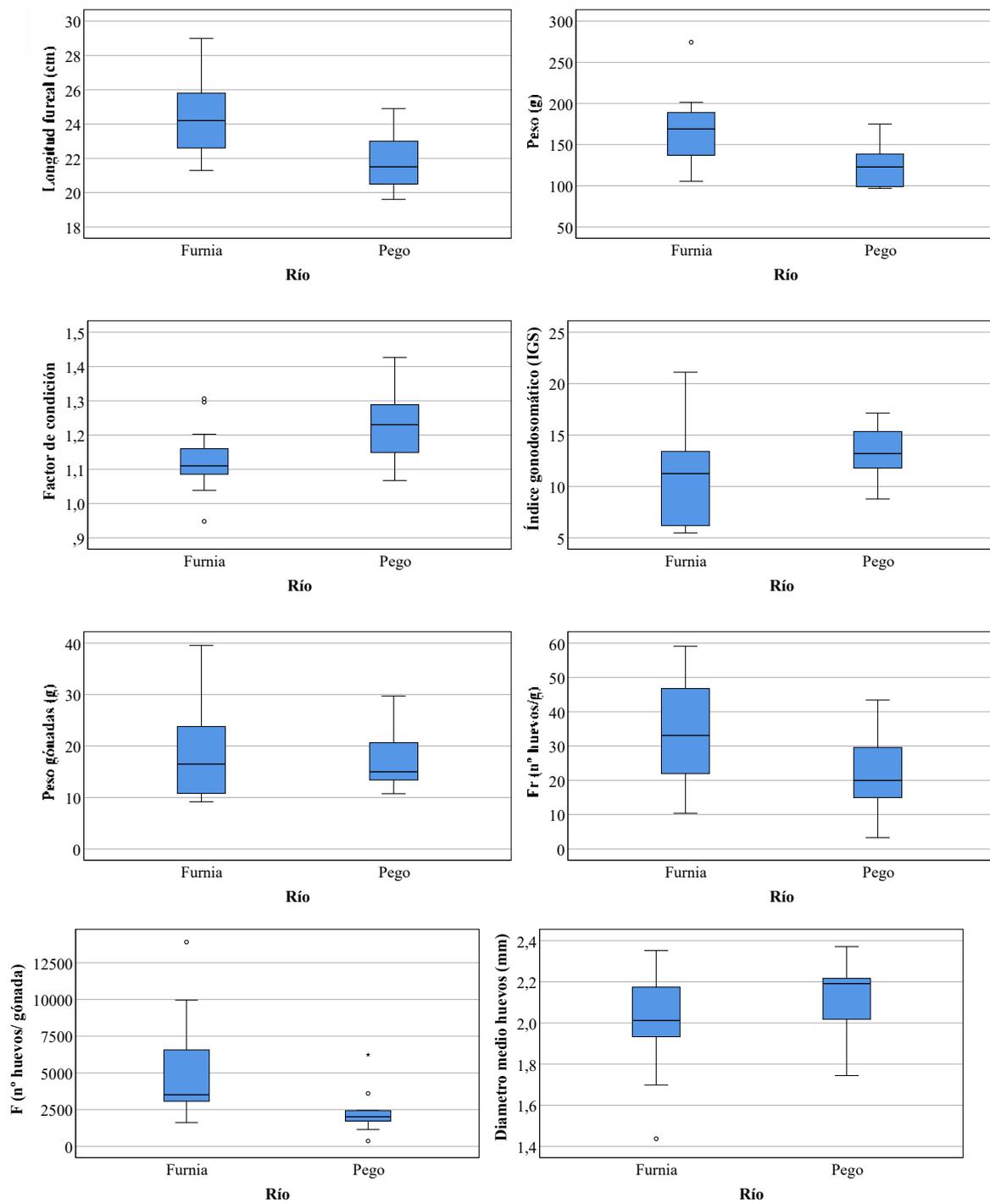


Figura 41. Diagrama de cajas (mediana, cuantiles, máximo y mínimo) de los parámetros de estudio de la submuestra entre los ríos Furnia y Pego.

En la Tabla 44 se muestran las correlaciones significativas (coeficientes de relación de Spearman) existentes entre los diferentes parámetros de estudio en las hembras reproductoras de la submuestra.

Tabla 44. Correlaciones significativas entre los parámetros de estudio de la submuestra. Lf: Longitud furcal (cm); W: Peso (g); F. cond.: Factor de condición (K); F: Fecundidad absoluta; Fr: Fecundidad relativa; Wg: Peso gónadas (g); Øm: Diámetro medio huevos (mm). Los asteriscos simbolizan correlaciones significativas: un asterisco, $p < 0.05$; dos asteriscos, $p < 0.01$.

	<i>r</i>	Significación (α)
Lf (cm)-W (g)**	0,951	0,000
Lf (cm)-F. cond.*	0,405	0,045
Lf (cm)-IGS**	-0,518	0,008
Lf (cm)-Øm (mm)*	-0,405	0,044
W (g)-F*	0,413	0,04
IGS-Wg (g)**	0,708	0
IGS-Fr*	0,472	0,17
IGS-Øm (mm)**	0,542	0,005
Wg (g)-Fr**	0,606	0,001
Wg (g)-F**	0,538	0,005
Fr-F**	0,908	0,000

La longitud furcal presenta una correlación directa y fuerte con el peso ($r = 0.951^{**}$) y débil con el factor de condición ($r = 0.405^{*}$), mientras que con el índice gonodosomático ($r = -0.518^{**}$) y con el diámetro medio de los huevos ($r = -0.405^{*}$) se relaciona de forma inversa y débil. Existe una correlación directa entre el índice gonodosomático fuerte con el peso de las gónadas ($r = 0.708^{**}$), moderada con el diámetro medio de los huevos ($r = 0.542^{**}$) y débil con la fecundidad relativa ($r = 0.472^{*}$). El peso de las gónadas presenta una correlación directa y moderada con la fecundidad relativa ($r = 0.606^{**}$) y la fecundidad absoluta ($r = 0.538^{**}$). Existen correlaciones directas entre la fecundidad absoluta, fuerte con la fecundidad relativa ($r = 0.908^{**}$) y débil con el peso ($r = 0.413^{*}$).

El análisis de las frecuencias de la longitud furcal según el método Petersen y la lectura de escamas, establecen la existencia de 5 clases de edad para la boga del Duero en la zona de estudio: clase 0+ (2-5 cm), clase 1+ (5-11 cm), clase 2+ (11-19.6 cm), clase 3+ (19.6-24.9 cm), clase 4+ (25.5-26.4 cm).

La determinación de la edad mediante escalimetría ($n = 25$) clasificó a todas las hembras del río Pego ($n = 10$) en la clase de edad 3+ con una longitud furcal comprendida entre 19.6 y 24.9 cm con una media (\pm error típico) de 21.7 ± 0.53 cm. En el río Furnia ($n = 15$) se encontraron 9 individuos de la clase de edad 3+ con una longitud furcal que varió entre 21.3 y 24.3 cm y con una media (\pm error típico) de 22.9 ± 0.44 cm, cinco individuos de la clase de edad 4+ con una longitud furcal que osciló entre 25.5 y 26.4 cm con una media de 25.5 ± 0.15 cm. De la clase de edad 5+ solo se encontró un individuo con una longitud furcal y peso de 29 cm y 274.4 g, respectivamente.

Discusión

La longitud furcal, peso y densidad del total de individuos fueron mayores que los registrados en la misma zona de estudio por Morquecho *et al.* (2010) y Cobo *et al.* (2018) mientras que el factor de condición se mantuvo igual. El río Furnia presenta valores más elevados de longitud furcal y peso que el resto de los afluentes. No se encontraron diferencias significativas entre ríos en relación con el peso; pero si con la longitud furcal media, que es menor en el río Deva. El factor de condición presenta una media más baja en el río Hospital.

Los reproductores fueron dominantes, lo que se ajusta al hecho de que los muestreos coincidieron con la migración reproductora río arriba (Doadrio *et al.*, 2011).

El factor de condición para el total de reproductores resultó similar a lo observado por Morquecho *et al.* (2010) y confirma lo observado por Barceló & García (1983) para quienes los individuos de mayor edad, que migran a los tramos altos para reproducirse, suelen presentar un menor factor de condición que los jóvenes presentes en los tramos bajos. La longitud furcal media de los individuos reproductores estudiados por nosotros en los afluentes es igual a la observada por Morquecho *et al.* (2010) para los individuos no reproductores del canal principal del río Miño. Esto apoya nuestra teoría de que los ejemplares reproductores que nosotros observamos proceden del canal principal del río Miño y habrían migrado a los afluentes en época de reproducción.

En un informe del instituto de hidráulica de Cantabria (IH CANTABRIA, 2016) se afirma que la proporción de sexos (machos/hembras) para esta especie se considera normal cuando se encuentra entre 0.5 y 1.5. En nuestro estudio se situó en 3.65, debido posiblemente a que las hembras tienden a permanecer en el río menos tiempo durante la migración reproductora de la especie (Lobon-Cervia & Elvira, 1981).

Como en otras especies de ciprínidos europeos, las hembras de la boga del Duero presentan una mayor longitud que los machos (Lobon-Cervia & Elvira, 1981). Además, nuestro estudio muestra que en los afluentes del Baixo Miño estas presentan también mayor peso y factor de condición.

Los parámetros de fecundidad absoluta y relativa presentan rangos demasiado amplios, probablemente por haber individuos ya desovados entre los analizados. Estos se reconocen por presentar algunos huevos de una apariencia amarillo-blancuzca y un diámetro medio cercano a 1.5 mm como ocurre tras la freza (Lobon-Cervia & Elvira, 1981).

La relación peso/número de huevos mostró un coeficiente de correlación ($r = 0.413^*$) superior al $r = 0.2$ encontrado en los estudios de Lobon-Cervia & Elvira (1981).

Se establecieron cinco clases de edad en los afluentes del río Miño al igual que Morquecho *et al.* (2010) pero nuestros datos presentan un rango de longitud furcal más amplio para la clase de edad 3+, desplazado hacia valores más bajos. El trabajo de Lobon-Cervia & Elvira (1981) sobre esta especie en embalses coincide al considerar a la clase de edad 3+ como individuos maduros, sin embargo, esta clase presenta un tamaño inferior con respecto a nuestros resultados.

Igualmente, Lobon-Cervia & Elvira (*opus cit.*) muestran que las hembras de la boga del Duero son más longevas que los machos, como sucede en otros ciprínidos europeos; alcanzando estas los 10 años de vida frente a los 8 años como máximo registrados en los machos. La clase de edad máxima que hemos registrado en nuestra submuestra fue un ejemplar 5+.

Conclusiones

1. El factor de condición de las poblaciones de la Boga del Duero en los afluentes del Baixo Miño es indicativo de un buen estado de condición.
2. El factor de condición es menor en los individuos maduros que en los juveniles, poniendo de manifiesto una etapa avanzada del período reproductor.
3. En general los datos biométricos de los individuos de los afluentes del río Miño presentaron similitudes que podrían indicar que forman parte de una misma población.
4. Los cambios observados en la *ratio* machos/hembras, en la densidad y en los datos biométricos pueden justificarse por la migración reproductora con origen en el canal principal del río Miño.
5. Las hembras suelen presentar una mayor longitud furcal, mayor peso y factor de condición, y ser más longevas que los machos.
6. Se diferencian cinco clases de edad en los afluentes del río Miño, estableciéndose la 3+ como el inicio de la maduración sexual.

6.2.5 Evaluación de la competencia interespecífica entre especies de peces dulceacuícolas exóticas y nativas en diferentes situaciones de densidad relativa

Caracterización de la ictiofauna

Se confirmó la presencia de 10 especies de peces en los ríos Pego y Caselas, una gran parte de estas especies son compartidas por ambos ríos, pero la gambusia (*Gambusia holbrooki*) se encuentra solo en el Pego, y la perca sol (*Lepomis gibbosus*) solo en el Caselas. En lo concerniente al río Deva, se encontraron un total de seis especies comunes con los ríos Pego y Caselas.

Estructura de edades de las poblaciones de *Salmo trutta*

El porcentaje de individuos pertenecientes a las cohortes 0+ y 1+ es del 85.90% en el caso del río Pego, 77.89% en el río Caselas y 22.30% en el río Deva. De esta forma comprobamos que las primeras clases de edad representan una elevada proporción del total poblacional en los ríos Pego y Caselas, mientras que en el caso del Deva, la mayor parte de la población está formada por ejemplares pertenecientes a las cohortes 2+ y 3+.

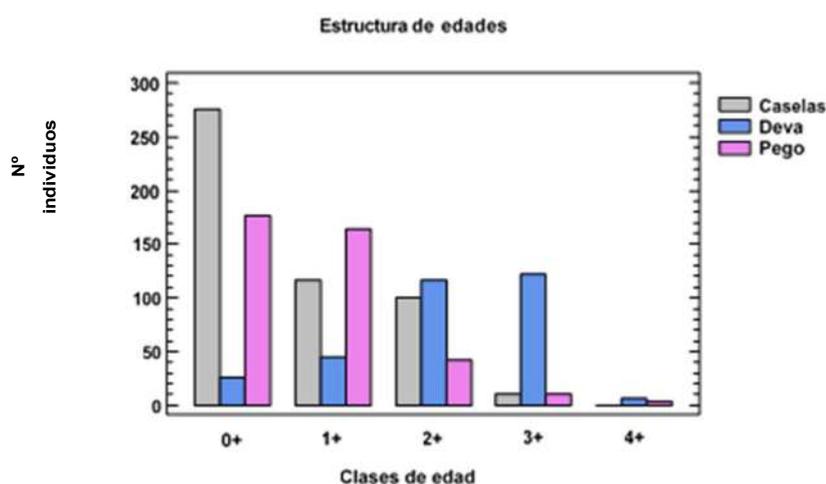


Figura 42. Estructura de edades de las poblaciones de *Salmo trutta* en los tres ríos sujetos a estudio.

En el análisis de las tres poblaciones de *Salmo trutta* resultó significativa la diferencia en la estructura poblacional entre el río Pego y el río Caselas respecto al río Deva. Sin embargo, los ríos Pego y Caselas no presentan diferencias significativas entre ellos atendiendo a este factor.

Tabla 45. Comparación de las estructuras poblacionales de *Salmo trutta* de los ríos Pego, Caselas y Deva. *Indica valores significativos.

Contraste	Sig.	Diferencia	+/-Límites
Caselas - Pego		39.9614	54.9413
Caselas - Deva	*	-393.369	57.1614
Pego - Deva	*	-433.33	60.5553

Densidad poblacional de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*

De los muestreos se dedujo la densidad poblacional que las especies exóticas analizadas en este estudio presenta en los ríos. Mientras que en el río Deva no se encontraron especímenes de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*, si hubo registros de los mismos en el río Pego y el río Caselas.

Tabla 46. Densidad (individuos/m²) de colmilleja y gobio en los ríos estudiados.

Especies	Individuos/m ²		
	Pego	Caselas	Deva
<i>Cobitis paludica</i>	0.14	0.02	0.00
<i>Gobio lozanoi</i>	0.22	0.12	0.00
<i>Cobitis paludica</i> + <i>Gobio lozanoi</i>	0.36	0.14	0.00

Como se puede observar en la Tabla 46, la densidad poblacional de ambas especies introducidas es mayor en el río Pego que en el Caselas. De este modo nos encontramos ante tres ríos que conforman una escala en lo concerniente a la densidad de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*; donde el río Pego presenta la mayor densidad poblacional de estas especies alóctonas, mientras que en el río Caselas la densidad es menor y el río Deva no están presentes.

Correlación entre densidad de exóticas y porcentaje poblacional de jóvenes *Salmo trutta*

Tras el cálculo de la densidad poblacional de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*, así como el porcentaje poblacional que representan las cohortes 0+ y 1+ en las poblaciones de *Salmo trutta* en los ríos sujetos a estudio, se procedió a comprobar la existencia de una correlación entre ambas variables empleando los datos de los tres ríos.

Como resultado se obtuvo un valor del coeficiente de Pearson de 0.8601, lo que indica una fuerte relación lineal entre las variables densidad de exóticas y proporción de juveniles de *Salmo trutta*. No obstante, el nivel de significación obtenido, 0.348, nos indica que la correlación entre ambas variables no es estadísticamente significativa.

Discusión

De acuerdo con el trabajo de Sala *et al.* (2000), la invasión de hábitats por parte de especies alóctonas será uno de los principales factores que condicionen la biodiversidad en las próximas décadas. Particularmente, los ecosistemas acuáticos presentan una especial vulnerabilidad ante estas invasiones. La mayoría de las presiones ejercidas por la introducción de peces sobre las poblaciones nativas en hábitats dulceacuícolas van desde la predación hasta la competición por el alimento o el uso de microhábitats. En el caso de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*, lejos de establecerse este tipo de presiones negativas sobre las poblaciones de *Salmo trutta*, se considera que la introducción de ambas especies alóctonas podría haber beneficiado a las poblaciones de trucha común, puesto que se han convertido en parte de su dieta.

De esta forma, se hipotetizó con el hecho de que un aumento en el contenido de proteínas en la dieta de individuos adultos en estado reproductor de *Salmo trutta* condujese a una mayor calidad de las

puestas, lo que aumentaría la supervivencia de los embriones antes de la eclosión. Además, tras emerger los individuos de los huevos, estos se encontrarían en una mejor condición.

Durante las primeras fases de vida de los ejemplares de *Salmo trutta*, se ha observado una fuerte competencia intraespecífica e interespecífica por el alimento y el territorio donde los ejemplares más fuertes desplazan al resto, que acaban por ocupar zonas río abajo. Así pues, el aumento en la supervivencia de los embriones junto a unas cohortes más fuertes da lugar a un mayor número de individuos pertenecientes a estas cohortes 0+ y 1+ en los ríos donde existe una mayor densidad de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*.

El análisis de los datos poblacionales de las tres especies corrobora que en aquellos ríos con presencia de colmilleja y gobio, las diferencias en la estructura poblacional de la trucha común son significativas (Tabla 45), dominando en el Caselas y Pegó las cohortes 0+ y 1+ en contraposición a lo observado en el Deva, donde en conjunto estas cohortes no corresponden al grueso de la población (Fig. 42). Este hecho apoya la hipótesis expuesta, al igual que la correlación existente entre la proporción de individuos pertenecientes a las clases de edad 0+ y 1+ y la densidad conjunta de *Cobitis paludica* + *Gobio lozanoi*. No obstante, se precisa que el estudio se extienda a un mayor número de poblaciones con el fin de obtener una significación aceptable en lo que respecta a esta aparente correlación.

Pese al aparente beneficio que representa para *Salmo trutta* la presencia de *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi*, se debe aclarar que cualquier tipo de intrusión dentro de la compleja red de interacciones bióticas de un ecosistema puede causar la completa modificación de la misma, incluyendo la desaparición de especies autóctonas de dicho ecosistema debido, bien a una exclusión competitiva ocasionada por una mayor ventaja otorgada a *Salmo trutta* respecto al resto de especies, o bien a un aumento en la depredación de ciertas especies a consecuencia de una mejor condición en los individuos de trucha que pueda conducir, por un lado, a la extinción de dichas presas y, por otro lado, al desequilibrio de la red trófica por el cual se vea perjudicado el conjunto faunístico (Leunda, 2009). Por ejemplo, el trabajo de Cambray (2003) explica ampliamente las causas y los problemas derivados de la introducción de especies alóctonas en los ecosistemas dulceacuícolas. Incluso, varios estudios muestran los desequilibrios producidos en los ecosistemas dulceacuícolas de Nueva Zelanda a costa de la introducción de la misma *Salmo trutta* en regiones que van más allá de su área de distribución natural (McIntosh et al, 1992; Townsend, 1996).

Conclusiones

Existe una diferencia significativa entre las poblaciones de *Salmo trutta* de los ríos Caselas y Pegó donde se encuentran establecidas las especies exóticas *Cobitis paludica* y *Gobio lozanoi* y el río Deva donde están ausentes. Esta diferencia radica en la mayor supervivencia de las cohortes 0+ y 1+ de *Salmo*

trutta en los ríos donde ambas especies introducidas están presentes. Pese a existir una relación lineal fuerte entre el porcentaje poblacional de juveniles de trucha común y la densidad de gobio y colmilleja, se precisa de un estudio más amplio con el fin de obtener una significación mayor que corrobore los resultados obtenidos en este trabajo.

6.2.6 Estudio de la respuesta de las poblaciones de peces nativos y exóticos en un caso de restauración de la conectividad fluvial

En este estudio se capturaron 12 especies en el río Caselas, 8 de ellas autóctonas [la anguila europea, la bermejuela, un híbrido entre bermejuela y boga del Duero (*Achondrostoma arcasii x Pseudochondrostoma duriense*), la boga del Duero, la solla, la lamprea marina, el salmón del Atlántico, la trucha común], y cuatro alóctonas (la colmilleja, el carpín dorado, la perca sol y el gobio).

Los resultados para el test de Wilcoxon obtenidos a partir de las densidades son estadísticamente significativos ($p\text{-value} < 0.05$), es decir, hay diferencias en la densidad antes y después de la intervención (figura 43). Por otro lado, en el análisis de cada estación, estas diferencias resultan ser significativas en las estaciones “Caselas -2” ($p=0.003$) y “Caselas +1” ($p=0.035$), mientras que no lo son en “Caselas -1” ($p=0.068$) (figura 44).

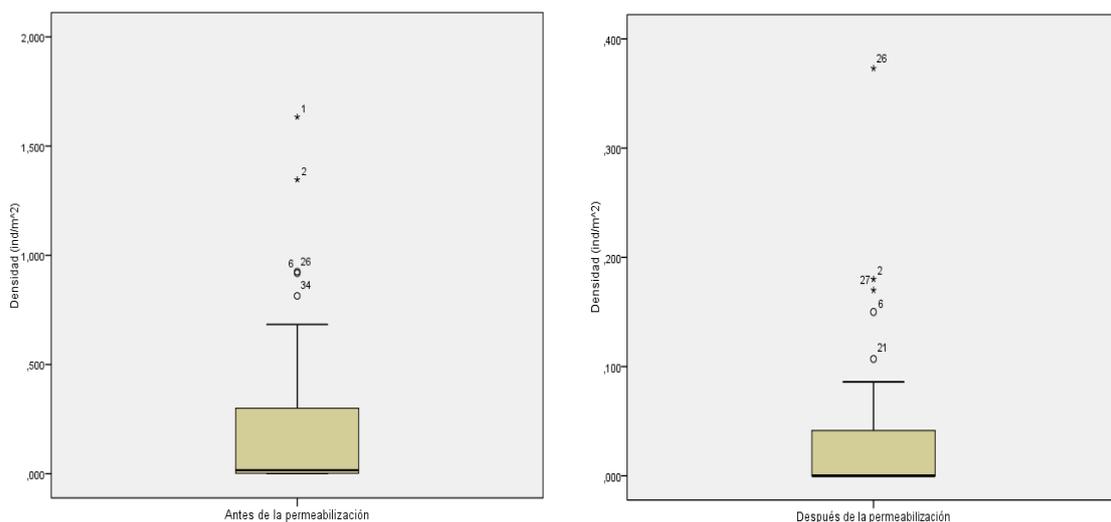


Figura 43. Densidades totales antes (izquierda) y después (derecha) de la permeabilización (ind/m²)

Tabla 47. Densidades antes de la permeabilización (ind/m²).

Especie	Caselas -2	CAS_01	Caselas -1	CAS_02	Caselas +1
<i>A. anguilla</i>	1,633		1,346		0,316
<i>A. arcasii</i>	0,045	O	0,012	O	0,918
<i>A. arcasii x P.duriense</i>	0,005	B	0,000	B	0,004
<i>C. paludica</i>	0,072	S	0,012	S	0,020
<i>P.duriense</i>	0,683	T	0,036	T	0,168
<i>P. flesus</i>	0,006	Á	0,000	Á	0,000
<i>P. marinus</i>	0,006	C	0,012	C	0,105
<i>S. salar</i>	0,283	U	0,072	U	0,004
<i>S. trutta</i>	0,473	L	0,925	L	0,457
<i>C. auratus</i>	0,000	O	0,000	O	0,000
<i>L. gibbosus</i>	0,008		0,000		0,000
<i>G. lozanoi</i>	0,814		0,024		0,000

Tabla 48. Densidades después de la permeabilización (ind/m²).

Especie	Caselas -2	CAS_01	Caselas -1	CAS_02	Caselas +1
<i>A. anguilla</i>	0,044		0,180		0,086
<i>A. arcasii</i>	0,002	O	0,000	O	0,150
<i>A. arcasii x P.duriense</i>	0,000	B	0,000	B	0,004
<i>C. paludica</i>	0,003	S	0,000	S	0,000
<i>P.duriense</i>	0,000	T	0,000	T	0,023
<i>P. flesus</i>	0,002	Á	0,000	Á	0,000
<i>P. marinus</i>	0,000	C	0,072	C	0,107
<i>S. salar</i>	0,022	U	0,000	U	0,000
<i>S. trutta</i>	0,039	L	0,373	L	0,170
<i>C. auratus</i>	0,000	O	0,000	O	0,002
<i>L. gibbosus</i>	0,000		0,000		0,000
<i>G. lozanoi</i>	0,052		0,000		0,000

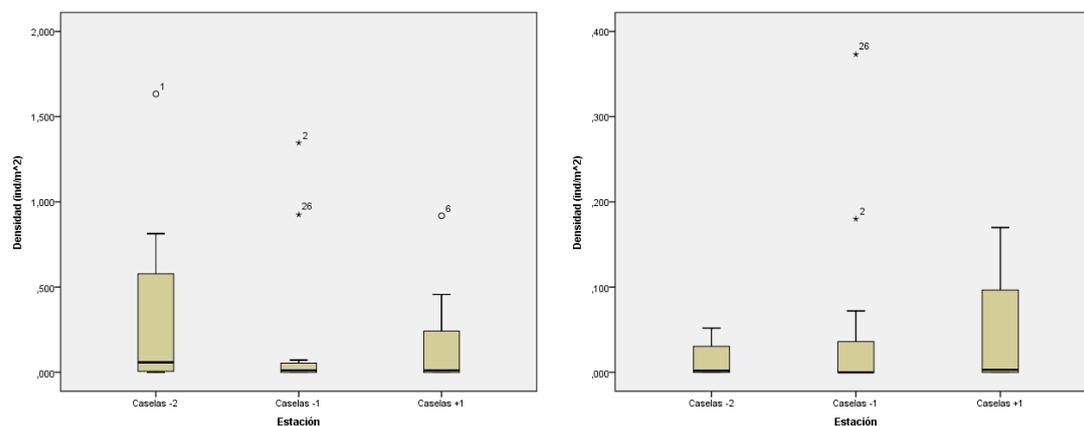


Figura 44. Densidades en cada estación antes (izquierda) y después (derecha) de la permeabilización (ind/m²).

Las especies alóctonas (la colmilleja, la perca sol y el gobio) sufrieron un descenso en su densidad en todas las estaciones después de la intervención, excepto la aparición poco significativa de un ejemplar de carpín dorado aguas arriba de los obstáculos después de la permeabilización, especie que no había sido registrada en esa zona con anterioridad.

Clases de talla

Se estudió la estructura de las poblaciones en aquellas especies que presentaron un número suficiente de ejemplares para realizar los cálculos estadísticos: anguila europea, bermejuela, lamprea marina, boga del Duero, salmón atlántico, trucha común y gobio. Para el resto de las especies los datos eran insuficientes y no fueron clasificadas en clases de talla.

Anguilla anguilla

Se establecieron 4 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 49) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 45). Las diferencias son altamente significativas ($p < 0.001$).

Tabla 49. Clases de talla para la anguila europea, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos hallados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	1.1-13.0	407	5	37.9	7.4
Clase 2	13.1-21.2	505	35	47.0	51.5
Clase 3	21.3-29.3	137	22	12.8	32.4
Clase 4	29.4-37.5	25	6	2.3	8.8

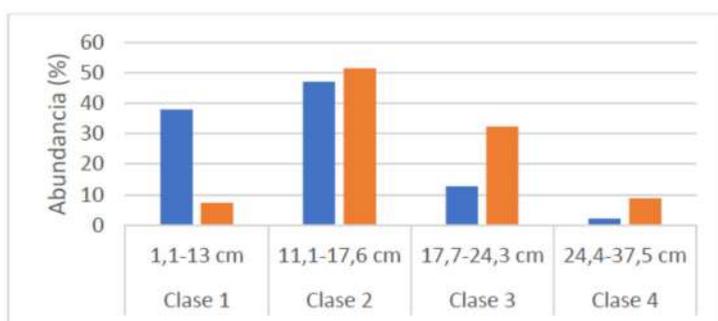


Figura 45. Porcentajes de anguila europea de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Achondrostoma arcasii

Se establecieron 3 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 50) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 46). Las diferencias son significativas ($p < 0.05$).

Tabla 50. Clases de talla para la bermejuela, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos encontrados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	2.7-5.0	83	35	27.3	41.2
Clase 2	5.1-9.0	137	36	45.1	42.4
Clase 3	9.1-21.6	84	14	27.6	16.5

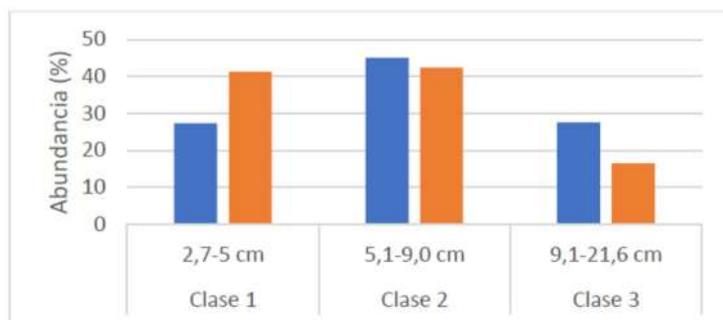


Figura 46. Porcentaje de bermejuelas de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Petromyzon marinus

Se establecieron 2 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 51) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 47) Las diferencias no son significativas ($p= 0.065$).

Tabla 51. Clases de talla para la lamprea marina, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos encontrados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	4.9-15.0	9	34	31.0	51.5
Clase 2	15.1-18.5	20	32	69.0	48.5

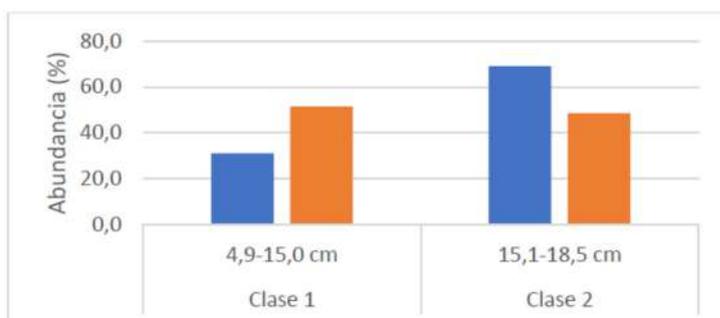


Figura 47. Porcentajes de lamprea marina de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Pseudochondrostoma duriense

Se establecieron 2 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 52) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 48). Las diferencias no son significativas ($p= 0.075$).

Tabla 52. Clases de talla para la boga del Duero, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos encontrados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	3.3-10.0	78	6	24.3	46.2
Clase 2	10.1-31.1	243	7	75.7	53.8

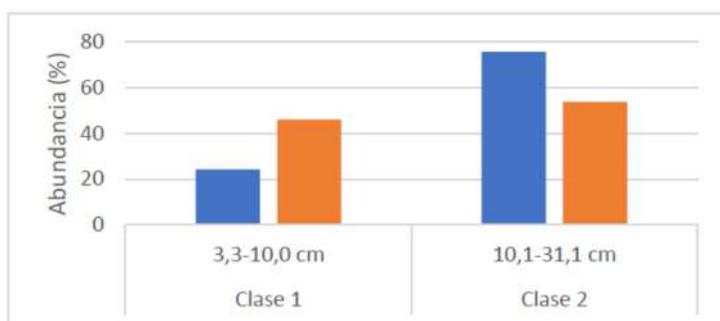


Figura 48. Porcentajes de boga del Duero de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Salmo salar

Se establecieron 2 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 53) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 49). Las diferencias no son significativas ($p=0.274$).

Tabla 53. Clases de talla para el salmón atlántico, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos encontrados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	4.7-7.0	45	7	35.2	50.0
Clase 2	7.1-16.6	83	7	64.8	50.0

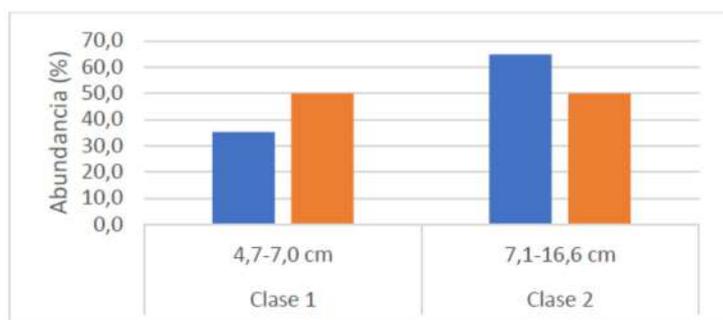


Figura 49. Porcentajes de salmón Atlántico de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Salmo trutta

Se establecieron 3 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 54) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 50). Las diferencias son altamente significativas ($p < 0.001$).

Tabla 54. Clases de talla para la trucha común, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos encontrados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	3.7-8.0	181	73	40.9	48.3
Clase 2	8.1-17.1	138	61	31.2	40.4
Clase 3	17.2-26.1	124	17	28.0	11.3

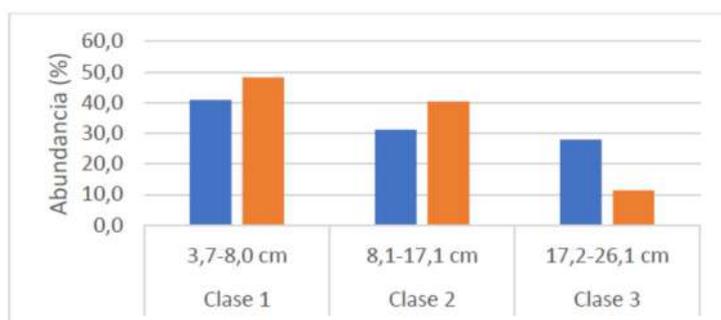


Figura 50. Porcentaje de truchas de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Gobio lozanoi

Se establecieron 3 intervalos en función del tamaño de los individuos capturados (Tabla 55) y se representó su abundancia antes y después de la permeabilización (Figura 51). Las diferencias son altamente significativas ($p < 0.001$).

Tabla 55. Clases de talla para el gobio, incluyendo el número (n) y porcentaje (%) de los individuos encontrados antes y después de la permeabilización en cada clase.

	Longitud (cm)	n antes	n después	% antes	% después
Clase 1	4.8-8.5	274	5	67.2	15.2
Clase 2	8.6-10.9	108	19	26.5	57.6
Clase 3	11.0-13.2	26	9	6.4	27.3

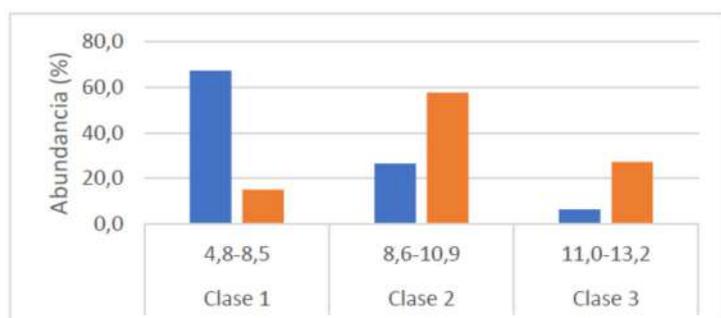


Figura 51. Porcentaje de gobios de cada clase antes (azul) y después (naranja) de la permeabilización.

Discusión

Thompson y Rahel (1998) habían apuntado la idea de que los obstáculos fluviales pueden impedir la dispersión de las especies invasoras confinándolas en el curso bajo del río, donde se acumulan por el efecto barrera (Alexandre & Almeida, 2010). Sin embargo, otros autores como Havel *et al.* (2009) consideran que una gran variedad de especies que se dispersan pasivamente han invadido los ambientes embalsados aguas arriba de las presas, se han propagado por vías fluviales interconectadas y han sido transportadas a hábitats cercanos desconectados. Una vez que una población se establece en un río, esos ambientes creados por el obstáculo pueden servir de reservorio o de trampolín para nuevas invasiones. Esos procesos (conocidos como difusión estratificada) aumentan considerablemente las tasas de invasión (Shigesada & Kawasaki, 1997). En nuestro trabajo, las especies alóctonas *Lepomis gibbosus*, *Gobio lozanoi* y *Cobitis paludica* sufrieron un descenso en su densidad en todas las estaciones después de la intervención; este descenso está relacionado con la recuperación de las características naturales del hábitat, más reófilo y con un cambio notable del sustrato hacia gravas y cantos en vez del sedimento fino que ocupaba la mayor parte del lecho. Estos resultados muestran una ruptura del proceso de difusión estratificada al desaparecer los ambientes "trampolín" de la dispersión. Por otro lado, la ausencia de barreras que dificulten el tránsito aguas arriba supone una reducción del efecto concentrador aguas abajo de los obstáculos que se había observado en estudios previos (Vieira-Lanero *et al.*, 2010).

En general, los efectos de la fragmentación sobre los diferentes estados del ciclo vital o sobre el desarrollo consisten frecuentemente en una mayor limitación de los movimientos de los individuos más jóvenes o de menor tamaño (Benejam *et al.*, 2014; Torralva *et al.*, 1997). En el análisis específico efectuado, excepto en el caso del gobio (*Gobio lozanoi*), se confirma la tendencia al incremento de la densidad de individuos de menor tamaño al favorecerse su movilidad por la intervención. *Achondrostoma arcasii*, *Pseudochondrostoma duriense* y *Salmo trutta* mostraron aumentos significativos de la densidad de juveniles aguas arriba tras la intervención.

Conclusiones

La permeabilización permitió la recuperación de las características naturales del hábitat, más reófilo y con un cambio notable en el sustrato, lo que originó un descenso de la densidad de las especies alóctonas (*Lepomis gibbosus*, *Gobio lozanoi* y *Cobitis paludica*) más limnófilas. Produjo una ruptura del proceso de difusión estratificada de las especies alóctonas. La densidad de individuos de las especies presentes en las tres estaciones antes y después de la permeabilización descendió significativamente aguas abajo de los obstáculos al reducirse el efecto concentrador de los mismos. Todas las especies

alóctonas sufrieron un descenso en sus densidades después de la intervención como consecuencia de la recuperación de las condiciones naturales del hábitat.

Además, en general la intervención favoreció la movilidad de los individuos de menor tamaño de las especies autóctonas a lo largo del río, aumentando su abundancia aguas arriba en cinco especies (dos de ellas con diferencias significativas), con la única excepción de la anguila europea, en la que aumentó la abundancia de los individuos de clases de talla mayores.

6.2.7 Papel de los niveles de reserva energética del gobio (*Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004) en su capacidad de invasión en tramos fluviales de bajo orden hidráulico.

Caracterización hidromorfológica y fisicoquímica del agua

Para la caracterización hidromorfológica y fisicoquímica del agua de los ríos Pego y Caselas se tuvieron en cuenta los trabajos de Vieira-Lanero *et al.* (2010) y Barca *et al.* (2010). Según Vieira-Lanero *et al.* (2010) el río Pego y el río Caselas muestran unas condiciones hidromorfológicas semejantes en función de los índices de calidad del bosque de ribera y del índice de hábitat fluvial empleados y los resultados de los análisis fisicoquímicos (resumidos aquí en la tabla 56) señalan un estado de enriquecimiento orgánico en el Pego, que no llega a generar déficits de oxígeno significativos, pero compromete el proceso de autodepuración del río que se refleja en el estado de oxidación de los compuestos nitrogenados con mayores valores de amonio y nitritos en comparación con el río Caselas.

Tabla 56. Parámetros fisicoquímicos analizados en los ríos Pego y Caselas. TDS: total de sólidos disueltos.* Datos extrapolados por debajo del límite de detección (LDD). LDD Nitritos: 0.035 mg/l; LDD Ortofosfatos: 0.5 mg/l (Barca *et al.*, 2010).

	Pego	Caselas
pH	5.94	6.33
Temperatura (°C)	17.6	14.1
Conductividad (µS/cm)	80.7	103.7
TDS (mg/l)	51.7	66.3
Saturación de Oxígeno %	87	88.5
Oxígeno disuelto (mg/l)	8.3	9.0
Turbidez (UNT)	0.50	1.19
Amonio (mg/l)	0.141	0.035
Nitritos (mg/l)	0.009*	0.003*
Nitratos (mg/l)	7.33	11.54
Sulfatos (mg/l)	5.45	8.73
Ortofosfatos (mg/l)	0.02*	0.01*
Cloruros (mg/l)	13.83	19.50
Ca ⁺⁺ (mg/l)	2.20	3.21
Mg ⁺⁺ (mg/l)	0.97	2.19
Dureza (mg/l)	9.5	17
Sól. en susp (mg/l)	10.9	20.4

Caracterización biológica

Con los datos de macroinvertebrados del bentos, cuyos parámetros ecológicos básicos se recogen en la tabla 57, hemos diagnosticado el estado ecológico según los valores del cálculo del índice biótico IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), interpretados según los umbrales propuestos por González & Cobo (2006) para su interpretación en clases de calidad. De este modo, en el río Pego se obtuvo un valor del índice de 81, que se corresponde con un estado ecológico deficiente, con aguas de calidad dudosa, mientras que en el río Caselas el valor del índice fue de 120, mostrando un estado moderado, con agua de calidad aceptable, no alteradas de manera sensible.

Tabla 57. Valores de los parámetros descriptores de las comunidades de macroinvertebrados en ambos ríos. Se indica la riqueza taxonómica (Familias), la abundancia absoluta, la densidad (ind/m²) y los valores alcanzados por los índices de Shannon-Wiener, Simpson, Fisher, Pielou e IBMWP.

	Pego	Caselas
Riqueza taxonómica (S)	26	23
Abundancias absolutas	919	443
Densidad (Nº individuos/m ²)	2756	1328
Shannon-Wiener (H')	2.66	1.22
Índice de Simpson (D')	0.28	0.17
Índice de Fisher (α)	4.79	2.38
Índice de Pielou (J')	0.58	0.27
Índice Biótico (IBMWP)	81	120

En lo que respecta a la ictiofauna, se capturaron 12 especies en el río Pego y 13 en el río Caselas. De entre ellas, tres especies son exóticas y están presentes en ambos ríos (*Gobio lozanoi*, *Gambusia affinis* y *Lepomis gibbosus*).

En la tabla 58 se muestran la densidad (individuos/m²) de las especies de peces presentes en cada uno de los ríos estudiados. En general, las densidades específicas son mayores en el río Pego que en el río Caselas y la densidad total de peces en ambos ríos es de 1.11 individuos/m² frente a 0.64 individuos/m² respectivamente.

En cuanto a las especies exóticas, en el río Pego representan el 20.8% con relación a la densidad total mientras que en el Caselas el porcentaje es del 19.2 %. Pero si tenemos en cuenta la densidad relativa especies exóticas/especies nativas la relación es de 0.26 en el río Pego y de 0.24 en el río Caselas.

Tabla 58. Densidad (individuos/m²) de las especies de peces presentes en los ríos estudiados ND: no detectado. Se señalan con un * las especies exóticas.

Especie	Individuos/m ²	
	Pego	Caselas
<i>Gobio lozanoi</i> *	0.22	0.12
<i>Anguilla anguilla</i>	0.16	0.19
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	0.06	0.06
<i>Salmo salar</i>	0.06	0.04
<i>Salmo trutta</i>	0.20	0.11
<i>Petromyzon marinus</i>	0.02	0.02
<i>Achondrostoma arcasii</i>	0.23	0.07
<i>Cobitis paludica</i>	0.14	0.02
<i>Platichthys flesus</i>	0.01	0.002
<i>P.duriense x A.arcasii</i>	0.001	0.005
<i>Gambusia holbrooki</i> *	0.001	0.001
<i>Lepomis gibbosus</i> *	0.01	0.002
<i>Atherina presbyter</i>	ND	0.0004
Densidad total (Indiv/m ²)	1.11	0.64

Datos biométricos de *Gobio lozanoi*

En la tabla 59 se recogen algunos estadísticos de los valores de la longitud furcal, peso y factor de condición de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

Tabla 59. Media \pm error típico (rango) de la longitud furcal, peso y factor de condición del total de individuos analizados en los dos ríos estudiados.

Río	N	Longitud furcal (cm)	Peso (g)	Factor de condición (K)
Pego	288	7.3 \pm 0.11 (3.4-11.5)	6.5 \pm 0.28 (0.4-21.4)	1.36 \pm 0.01 (0.88-1.98)
Caselas	399	8.5 \pm 0.08 (4.8-13.2)	9.3 \pm 0.24 (2.0-27.4)	1.39 \pm 0.008 (0.96-1.95)

Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas en la longitud furcal, el peso y el factor de condición entre los ríos Pego y Caselas, siendo estos más elevados en el río Caselas (figura 52).

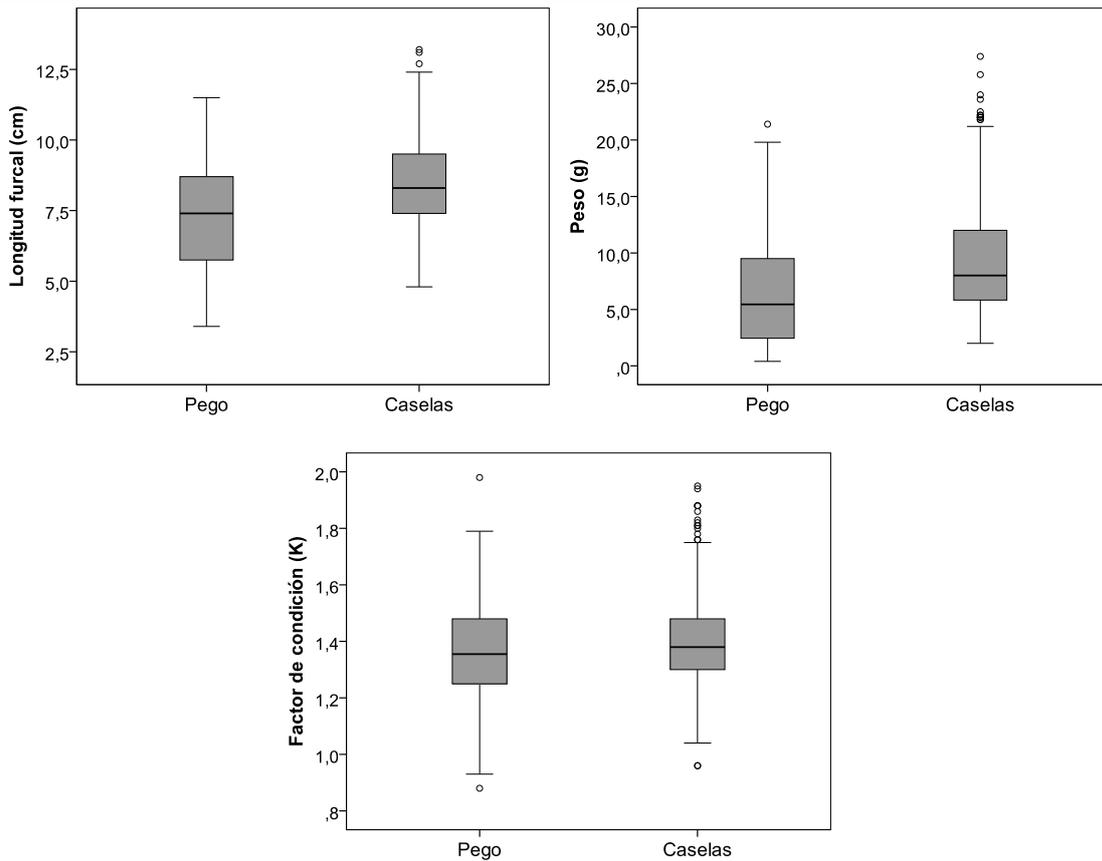


Figura 52. Diagrama de cajas (mediana, cuartiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, el peso y el factor de condición de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

El estudio escalimétrico de *Gobio lozanoi* en los ríos Pego y Caselas establece 5 clases de edad para esta especie (figura 53). No se representa la clase de edad 0+ debido a las limitaciones en la capturabilidad de los individuos de menor tamaño de la población que hace que la muestra para esta clase no sea representativa.

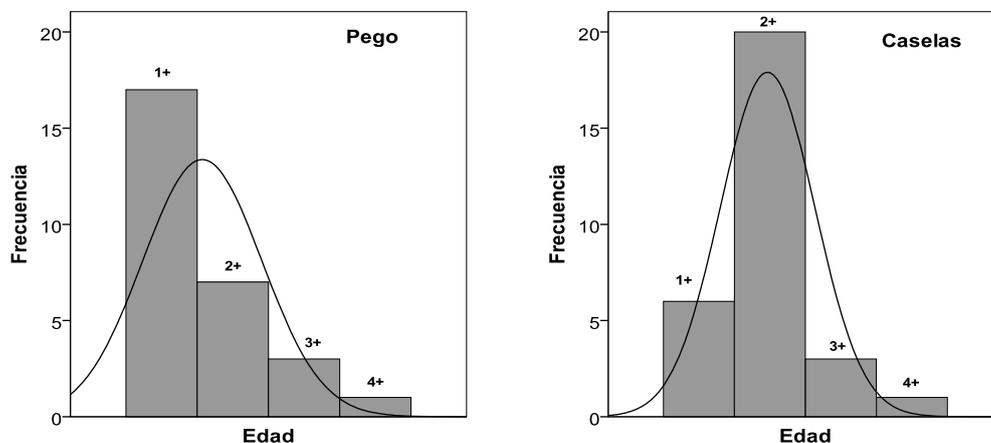


Figura 53. Análisis de la frecuencia de las clases de edad en los ríos estudiados.

La distribución por edades de la población del río Pego se corresponde con una situación bien estructurada, mientras que en el Caselas se observa una baja supervivencia de la clase 1+ y una clara dominancia de los individuos adultos de la clase 2+.

En la tabla 60 se recogen algunos estadísticos de los valores de la concentración de glucógeno, lípidos y proteínas de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

Tabla 60. Media \pm error típico (rango) de la concentración de glucógeno (mg/g), proteínas (mg/g) y lípidos (%) de los individuos analizados en los dos ríos estudiados.

Río	N	Glucógeno (mg/g)	Lípidos %	Proteínas (mg/g)
Pego	30	0.07 \pm 0.01 (0.03-0.17)	5.4 \pm 1.1 (1.3-28.9)	43.95 \pm 1.61 (28.88-75.82)
Caselas	30	0.08 \pm 0.005 (0.05-0.17)	2.1 \pm 0.1 (1.1-2.9)	58.92 \pm 1.92 (40.28-78.62)

Los resultados no mostraron diferencias en la cantidad de glucógeno analizado en las dos poblaciones. Sin embargo, si se han detectado diferencias estadísticamente significativas en el contenido en lípidos, que es mayor en los ejemplares del río Pego, y en el contenido en proteínas, que es superior en la población del río Caselas (figura 54).

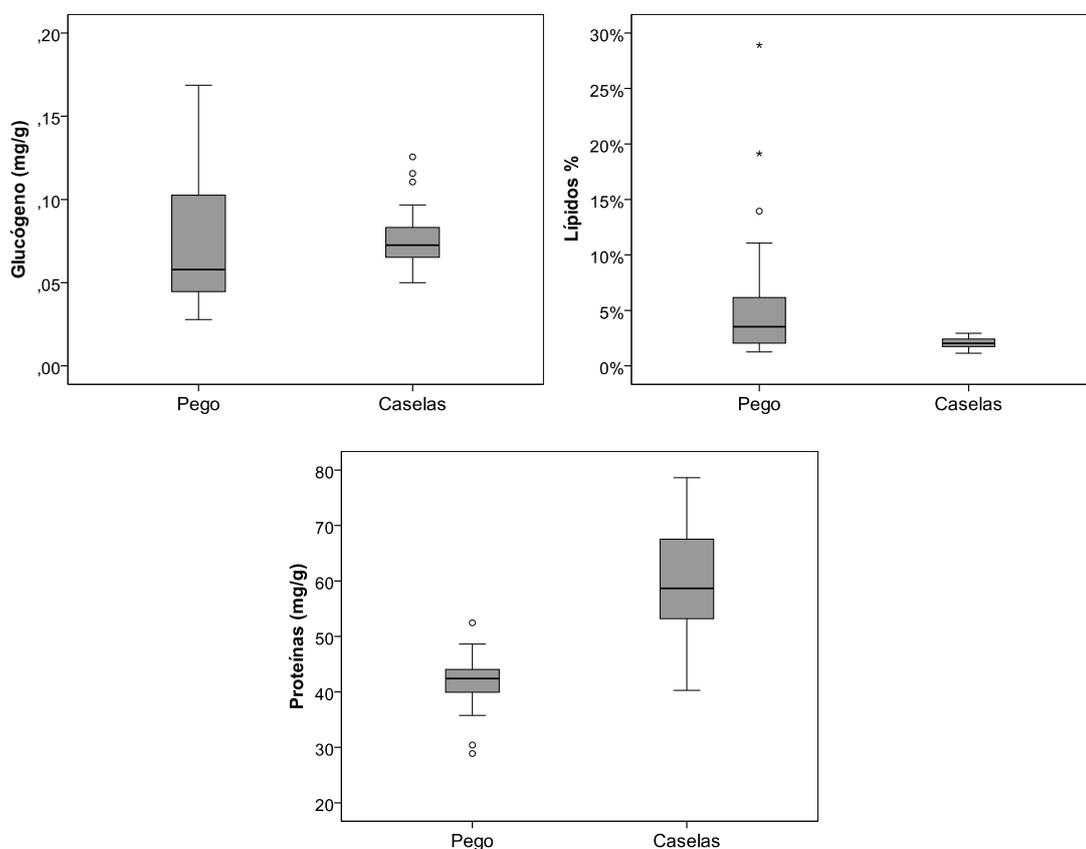


Figura 54. Diagrama de cajas (mediana, cuartiles, máximo y mínimo) de la concentración de glucógeno, lípidos y proteínas de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

Discusión

En su ya clásico trabajo sobre la ecología de las invasiones biológicas, Elton (1958) plantea la hipótesis de que las comunidades ricas en especies son más resistentes a las invasiones que las más pobres y, desde entonces, esta idea ha sido mantenida por un buen número de investigadores (véanse algunos ejemplos en Kühn & Klotz, 2006). Surge entonces la cuestión de si los ecosistemas, o más concretamente las comunidades biológicas, están saturadas o no en relación con la disponibilidad y utilización de los recursos, lo cual está directamente relacionado con el concepto de “nicho ecológico”. En el concepto de Hutchinson (1957), y en contraposición a la idea de nicho de Grinnell (1928), los factores autoecológicos no son los únicos que determinan las dimensiones del nicho, sino que el papel de las demás especies presentes en la comunidad es determinante y condicionan la aptitud ecológica de la especie (fitness), de manera que podemos diferenciar entre el nicho potencial y el nicho efectivo. El primero cubre el conjunto de condiciones en las que una especie puede vivir y la totalidad de los recursos que puede explotar, mientras que el segundo se refiere a las condiciones y recursos en las que una especie puede vivir en presencia de otras especies.

Por otro lado, la paradoja de Hutchinson (1961) y su resolución permite abandonar el problema conceptual de la exclusión competitiva al considerar que los ecosistemas raramente están en equilibrio, lo que rompe las relaciones de competencia antes de la exclusión (Connell, 1978; Townsend *et al.*, 1997) y se reajustan las relaciones dentro de las comunidades y las dimensiones de los nichos. En realidad no existen nichos vacantes, pero si la posibilidad de entrada de nuevas especies en la comunidad y el reajuste de los nichos efectivos en función de la disponibilidad de los recursos, es decir, las comunidades no están saturadas y presentan siempre una mayor o menor invasibilidad. Así, la resistencia a la invasión aumenta con el número de especies porque se realiza un uso más completo de los recursos, de manera que se puede esperar una relación negativa entre la riqueza específica y la invasibilidad (Brown & Lomolino, 1998).

En las dos comunidades estudiadas las condiciones hidromorfológicas son semejantes; sin embargo, tanto el estado de oxidación de los compuestos nitrogenados (amonio, nitritos y nitratos) como las densidades y las dominancias de las comunidades de macroinvertebrados y especialmente los valores del índice biótico del estado ecológico de los dos ríos, indican un estado de enriquecimiento de nutrientes en el río Pego, que sin llegar a generar déficits de oxígeno significativos, incrementa la producción secundaria, lo que permite un aumento general de las biomásas y, como consecuencia, una mayor oferta alimentaria y abundancia de recursos.

Por otro lado, si bien el número de especies de peces es semejante, no lo son las proporciones relativas entre las especies nativas y las exóticas, de manera que en el río Pego existe una mayor

proporción de estas últimas. Quizás esto sea reflejo, como se ha observado en otros estudios (véase Kühn & Klotz, 2006), de la existencia de una correlación negativa entre la abundancia de peces nativos y la de peces exóticos en aquellos ecosistemas con una menor resistencia a invasión.

Aunque los parámetros biométricos indican un mejor estado de condición general en los individuos de la población del río Caselas, la estructura por clases de edad refleja una mayor mortalidad en las fases juveniles que puede estar relacionada con una competencia interespecífica más intensa en una situación de mayor escasez de recursos, en comparación con la abundante producción del río Pego, como señalan los datos de abundancia del macrozoobentos.

En los peces los hidratos de carbono son almacenados como glucógeno en tejidos y órganos, como el músculo y el hígado. La mayoría del ATP requerido para el ejercicio brusco (ataque a presas, escape de los depredadores y natación contracorriente) deriva de la degradación de los depósitos de glucógeno del músculo blanco y su consecuente glucólisis (Smutná *et al.*, 2002).

El almacenamiento y metabolismo de los lípidos juega un papel crítico en la salud de los peces pues determinan las estrategias de aprovechamiento energético, las respuestas al estrés ambiental y el éxito reproductor. Por ello, los lípidos totales son un índice usado comúnmente en la determinación del crecimiento a largo plazo y en la medida de la supervivencia de los peces (Beckman *et al.*, 2000; Post & Parkinson, 2001). La cantidad de proteínas totales proporciona una medida del crecimiento a largo plazo (semanas a meses) y suelen ser más elevadas en condiciones de estabilidad y bajo estrés ambiental. Los datos obtenidos sobre las reservas energéticas en el material estudiado, diferencian significativamente la población de gobio del río Pego, con valores más altos de lípidos, de la del río Caselas, con mayor cantidad de proteínas. Estas diferencias obedecen a la distinta composición del macrobentos y, por tanto, de la base trófica disponible en ambos casos, pues en el primero de los ríos los grupos dominantes están representados por taxones ricos en lípidos (Cobo *et al.*, 1999, 2000) y en estas condiciones son frecuentes los cambios en la dieta y en la estrategia alimentaria de los peces, estimulándose comportamientos como la hiperfagia (Cobo *et al.*, 2012). La variación de la dieta con el aumento de talla del gobio es un hecho citado por Kennedy & Fitzmaurice (1972) quienes observan que se incrementa el consumo de otros grupos como Tricópteros o Crustáceos, más ricos en proteínas que los Quironómidos o los Oligoquetos. En estas condiciones, el exceso de alimento puede redimensionar el nicho trófico de toda la comunidad a través del reajuste de las estrategias de alimentación de los peces (Porter & Janz, 2003), disminuyéndose así la resistencia a la invasión, o al menos, favoreciendo la aptitud ecológica de las especies exóticas, lo cual facilita la invasión del ecosistema.

Conclusiones

Las diferencias en el estado ecológico de los dos ríos estudiados y los datos de los parámetros biológicos analizados, indican que en el río Pego nos encontramos ante una situación de enriquecimiento orgánico con incremento notable de la producción secundaria (llega a duplicarse) frente al estado del río Caselas, con una mejor calidad y una menor producción en términos globales. Por ello se trata de un ejemplo de incremento de la invasibilidad de un ecosistema a través del aumento de la oferta de recursos sin merma de las condiciones de habitabilidad, que es consecuencia de la actividad humana que rompe las relaciones de competencia entre las especies residentes y las alóctonas y establece nuevas interacciones y dimensiones de los nichos ecológicos.

El nivel de los lípidos se revela como un buen indicador de las poblaciones de especies exóticas invasoras con recursos tróficos abundantes y en condiciones de ver incrementada su capacidad invasiva.

6.2.8 Estudio de la supervivencia y comportamiento de los esguines de salmón (silvestres vs repoblados) durante su migración al mar en el río Miño (2018-2019) mediante el uso de hidrófonos y seguimiento acústico.

Se observaron diferencias entre ejemplares silvestres y repoblados mediante el seguimiento acústico realizado en 2018 en la supervivencia entre esguines silvestres y repoblados (tabla 61), detectándose una mayor supervivencia entre los silvestres, sobre todo en el río Miño; sin embargo, estas diferencias no fueron significativas (GLM, $\chi^2 = 0.60755$, $p = 0.436$).

En cuanto al seguimiento por radio realizado en 2019 sobre 35 esguines marcados en la Estación de A Freixa, también silvestres y repoblados, a falta del análisis pormenorizado de las estaciones fijas de Tuy y Vilanova da Cerveira, sabemos que hasta las estaciones de cerca de la desembocadura (Vilanova) los peces marcados sufrieron una mortalidad similar a la experimentada en 2018, ya que se calculó una mortalidad del 42% (15 peces no detectados). Tampoco en este año se detectaron diferencias significativas entre peces silvestres y repoblados (GLM, $\chi^2 = 0.18526$, $p = 0.667$).

Tabla 61. Seguimiento acústico de esguines de salmón en el río Miño 2018, supervivencia en peces silvestres y repoblados.

	Silvestres		Repoblación	
	nº	%	nº	%
Soltados	22	100	48	100
Tea1	18	81.82	44	91.67
Tea2	17	77.27	41	85.42
Miño1	16	72.73	37	77.08
Miño2	16	72.73	32	66.67
Miño3	16	72.73	20	41.67
Miño4	10	45.45	15	31.25
Miño5	8	36.36	13	27.08

En cuanto a las causas de mortalidad, la mayor parte de los esguines fueron depredados por mamíferos o aves y en menor medida por otros peces, como los casos detectados en el Miño supuestamente provocados por reos.

Conclusiones

La elevada mortalidad encontrada durante la fase de migración río-mar en esguines de salmón Atlántico encontrada en estos trabajos de marcaje tanto acústico como de radio, realizados durante 2018 y 2019 en el río Miño, confirman la sospecha, hasta ahora no comprobada, que esta fase de transición resulta muy importante en su ciclo vital, ya que se puede estimar que la mortalidad en este proceso se acerca al 50% de los efectivos. Por lo tanto estos resultados debe hacer replantearse ciertas estrategias de gestión del salmón Atlántico, ya que hasta ahora se asumía que gran parte de la mortalidad sucedía en el mar.

Como era de esperar, se encontró una mayor supervivencia entre los esguines silvestres que entre los repoblados, aunque las diferencias halladas no fueron significativas. Esto induce a pensar que la solución consistente en realizar repoblaciones solo debe ser practicada cuando las condiciones del medio no permiten la reproducción natural o el desarrollo de suficientes juveniles en la zona fluvial de cría. Sin embargo, en casos donde, como ocurre en el Miño, existen áreas no productivas para el salmón y en algunos casos los salmones encuentran dificultades para realizar la reproducción artificial, la opción de la repoblación puede ser realizada con ciertas garantías.

7 Consideraciones finales

Calidad del agua. La calidad del agua en los afluentes estudiados es, en general, buena, de modo que permite la vida de los peces en todos los casos; sin embargo, en los ríos Pego y Caselas se han detectado parámetros que indican la presencia de perturbaciones, posiblemente de origen antrópico, que deberían ser monitorizadas en el tiempo para impedir que lleguen a limitar el desarrollo de la fauna acuática.

Macroinvertebrados bentónicos. El estudio realizado sobre este grupo de macroinvertebrados (principal grupo del que se alimentan la mayoría de peces) muestra que la clasificación de los azudes en función de la dificultad que presentan para el remonte de los peces es muy diferente a la que se podría realizar en función de los macroinvertebrados. Los datos obtenidos en los obstáculos de los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva indican que los pequeños obstáculos pueden tener un gran efecto sobre determinados grupos de macroinvertebrados, pues para ellos son más importantes las condiciones que se generen en el flujo del agua y su efecto sobre el sustrato, siendo los diferentes sustratos los que seleccionan a las especies que pueden estar presentes. En algunos casos, el cambio hidráulico aguas abajo del obstáculo produce un cambio en el sustrato que impide que sea colonizado por taxones que carezcan de estrategias morfológicas o etológicas concretas. Las repercusiones observadas sobre la composición del macrozoobentos son importantes, puesto que limitan la distribución longitudinal de los taxones con baja movilidad, lo que puede afectar igualmente a la dieta disponible para las distintas especies de peces.

Escala modular. El estudio de marcado y seguimiento de peces en la escala modular instalada en el río Caselas mediante las antenas de radiotelemedría y las marcas tipo PIT HDX muestra que el funcionamiento de la misma es efectivo, principalmente para la fauna de Salmónidos, pero también para determinadas especies de Ciprínidos.

Marcado de peces. Los trabajos de marcado de peces indican que, al menos a corto plazo el elastómero tuvo mayor tasa de retención que el implante visible alfanumérico, siendo del 100% la retención de elastómero en los ejemplares de trucha recapturados con implante visible.

Ictiofauna y efecto de la eliminación de obstáculos. En cuanto a la fauna de peces, los resultados obtenidos en las campañas de muestreo de 2017 y 2018, antes de la permeabilización de obstáculos, fueron similares en los diferentes ríos y muestran de forma clara el reducido movimiento de individuos a través de los obstáculos estudiados. De hecho, entre ambas campañas se capturaron un total de 10288

individuos. De ellos 1226 correspondían a recapturas, de las que solo 5 individuos habían superado el obstáculo de estudio (un 0.4% del total), dos truchas y tres anguilas.

En general se observó una reducción clara de la población de algunas especies aguas arriba de los obstáculos, como en los casos del salmón (*Salmo salar*), la boga (*Pseudochondrostoma duriense*), el reo (*Salmo trutta*) y la anguila (*Anguilla anguilla*). En otros casos, como en la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*) y las larvas ammocetes de lamprea marina (*Petromyzon marinus*), se hallaron poblaciones mayores aguas arriba de los obstáculos porque las modificaciones hidromorfológicas que éstos suponen para el medio (zonas lénticas, acumulación de arena, ...) favorecen a estas especies.

La reducción de la población aguas arriba de los obstáculos es más clara en las especies diádromas, que necesitan realizar migraciones entre el mar y el río. Las especies residentes pueden mantener poblaciones estables y reproductoras aguas abajo y arriba de obstáculos infranqueables y así presentar abundancias similares o incluso mayores aguas arriba del obstáculo, al estar más afectadas por las características del hábitat que por la restricción en la migración. No obstante, estas especies también realizan desplazamientos relacionados con la reproducción, la alimentación, la búsqueda de refugio, etc. por lo que la presencia de obstáculos también provoca un impacto significativo: aislamiento de poblaciones, mayor mortalidad, mayor riesgo de desaparición de la población por impactos externos, mayor competencia, pérdida de diversidad genética, etc.

Por otra parte, los resultados obtenidos en el río Caselas en 2018 tras la permeabilización de los obstáculos mostraron una mejora significativa de la conectividad fluvial. De hecho, el primer muestreo realizado para evaluar la efectividad de la permeabilización ya registró siete individuos que habían superado el obstáculo de un total de 24 individuos recapturados. Más que durante las dos campañas de muestreo previas realizadas con diversas visitas a los cuatro ríos de estudio y las 1226 recapturas realizadas en esos dos años de trabajo. Estos resultados fueron corroborados con los obtenidos en la campaña de muestreo realizada en 2019, en la que se constató de nuevo una clara mejora de la conectividad proporcionada por la escala innovadora desarrollada en el marco de este proyecto, así como de las demás actuaciones de permeabilización realizadas en este río.

La permeabilización favoreció la movilidad de los individuos de menor tamaño de las especies autóctonas a lo largo del río, aumentando su abundancia en cinco especies: bermejuela (*A. arcasii*), lamprea marina (*P. marinus*), boga del Duero (*Pseudochondrostoma duriense*), salmón (*Salmo salar*) y trucha común (*Salmo trutta*), con la única excepción de la anguila europea (*Anguilla anguilla*), en la que aumentó la abundancia de los individuos de clases de talla mayores.

El número de especies invasoras capturadas en las localidades seleccionadas para el inventario de la comunidad de peces evidencia la elevada presencia de especies alóctonas en el río Miño. Si bien, su presencia en los tributarios fue reducida y cercana a la desembocadura de los mismos, lo que sugiere que la dispersión de estas especies se ve limitada por las características del hábitat fluvial. No obstante, hay que destacar la captura de la especie invasora *C. aurata* aguas arriba de los obstáculos permeabilizados en el río Caselas, y que no se había registrado en esos tramos en campañas anteriores. Esto evidencia el potencial que la permeabilización y eliminación de obstáculos puede tener para facilitar la dispersión de especies invasoras y por ello debe ser tenido en cuenta antes de realizar este tipo de actuaciones. No obstante, esta captura fue realizada en 2019 y en los muestreos realizados en 2020 no fue detectada la presencia de la especie.

En el río Caselas se observó un descenso en la densidad de perca sol, gobio y colmilleja (*Lepomis gibbosus*, *Gobio lozanoi* y *Cobitis paludica*) aguas arriba y abajo de los obstáculos después de la intervención, como consecuencia de la recuperación de las condiciones naturales del hábitat, más reófilo y con un cambio notable del sustrato hacia gravas y cantos en vez del sedimento fino que ocupaba la mayor parte del lecho. Los resultados señalarían a una ruptura del proceso de difusión estratificada al desaparecer los ambientes "trampolín" de la dispersión.

La baja tasa de recaptura de anguilas translocadas puede estar relacionada con el largo período de tiempo entre la liberación de las anguilas marcadas y los muestreos de recaptura, la dispersión de los individuos y su mortalidad. Sin embargo, los datos obtenidos en este estudio no permiten determinar la influencia de estos factores tiene en los resultados descritos. Otro factor a tener en cuenta es la elevada abundancia de anguila en el río Caselas debido a translocaciones previas y que hace que las anguilas marcadas correspondan a un porcentaje bajo de la población y por lo tanto queden "diluidas" entre los individuos no marcados. El estudio iniciado en el río Tea permitirá avanzar en el conocimiento del papel que tienen estos factores en los resultados obtenidos, pues los ejemplares marcados serán capturados en la trampa de descenso existente en A Freixa y revisados en busca de la micromarca colocada para su seguimiento.

Los trabajos de campo realizados en el río Hospital o da Briña han constatado la importancia de este río para la reproducción de la lamprea, detectándose una importante zona de freza de esta especie en el tramo bajo de este río. Se ha propuesto su protección a la Xunta de Galicia y como consecuencia de ello ya se ha declarado a la lamprea como especie vedada de pesca en este río.

El estudio realizado sobre la respuesta de las poblaciones de peces nativos y exóticos tras la restauración de la conectividad fluvial en el río Caselas mostró que la permeabilización permitió la

recuperación de las características naturales del hábitat, más reófilo y con un cambio notable en el sustrato, lo que originó un descenso de la densidad de las especies alóctonas (*Lepomis gibbosus*, *Gobio lozanoi* y *Cobitis paludica*) más limnófilas. Además la restauración de la conectividad produjo una ruptura del proceso de difusión estratificada de las especies alóctonas. Así, la densidad de individuos de las especies presentes en las tres estaciones antes y después de la permeabilización descendió significativamente aguas abajo de los obstáculos al reducirse el efecto concentrador de los mismos. Todas las especies alóctonas sufrieron un descenso en sus densidades después de la intervención como consecuencia de la recuperación de las condiciones naturales del hábitat. Además, en general la intervención favoreció la movilidad de los individuos de menor tamaño de las especies autóctonas a lo largo del río, aumentando su abundancia aguas arriba en cinco especies (dos de ellas con diferencias significativas), con la única excepción de la anguila europea, en la que aumentó la abundancia de los individuos de clases de talla mayores.

El análisis del efecto de la oferta de recursos en la invasibilidad de las especies alóctonas mostró que el nivel de lípidos en los peces es un buen indicador de las poblaciones de especies exóticas invasoras con recursos tróficos abundantes y en condiciones de ver incrementada su capacidad invasiva. En las poblaciones de gobio de los ríos Pegó y Caselas se estudiaron los niveles de reserva energética (glucógeno, lípidos y proteínas) de cada ejemplar, considerados biomarcadores no específicos, debido a que responden ante diferentes tipos de condiciones de desarrollo. El mayor nivel de los lípidos diferencia significativamente a los gobios del Pegó, donde existe una situación de enriquecimiento orgánico con un notable incremento de la producción secundaria que llega a duplicarse, de los provenientes de la población del Caselas, que con una mejor calidad y una menor producción en términos globales presentaron un mayor nivel de proteínas. La situación del río Pegó refleja un estado de mayor invasibilidad; es decir, una menor resistencia a la invasión por el aumento de la oferta de recursos sin merma de las condiciones de habitabilidad. Este estado de alteración de origen antrópico rompe las relaciones de competencia entre las especies residentes y las alóctonas y establece nuevas interacciones y dimensiones de los nichos ecológicos.

Por otro lado, uno de los estudios evaluó el efecto de dos especies exóticas sobre la trucha común y el desequilibrio del ecosistema, mostrando que existe una diferencia significativa entre las poblaciones de trucha común de los ríos Caselas y Pegó (donde la colmilleja y el gobio se encuentran establecidos) y la del río Deva (donde no están presentes), de modo que la supervivencia de las cohortes 0+ y 1+ de trucha en los dos primeros es significativamente mayor que en el Deva. Los individuos reproductores de trucha, una especie eurífaga e ictiófaga, encuentran en el gobio y la colmilleja una fuente de alimento con alto valor proteico; esto se traduce en puestas donde la calidad del vitelo es mayor y una mayor proporción

de individuos que terminan correctamente el desarrollo embrionario, individuos que *a posteriori* presentan una mayor competitividad derivada de una mejor condición en la fase juvenil. Pese al aparente beneficio que la presencia de estas dos especies representa para la trucha, se debe aclarar que cualquier tipo de intrusión dentro de la compleja red de interacciones bióticas de un ecosistema puede causar la completa modificación de la misma, incluyendo la desaparición de especies autóctonas de dicho ecosistema debido, bien a una exclusión competitiva ocasionada por una mayor ventaja otorgada a la trucha respecto al resto de especies, o bien por un aumento en la depredación de ciertas especies a consecuencia de una mejor condición en los individuos de trucha que pueda conducir, por un lado, a la extinción de dichas presas y, por otro lado, al desequilibrio de la red trófica por el cual se vea perjudicado el conjunto faunístico

Finalmente, otro de los estudios realizados a partir de los datos obtenidos en los ríos Caselas, Furnia, Pego, Deva y Hospital, indica que la población de boga del Duero (*Pseudochondrostoma duriense*) es común para todo el tramo internacional del río Miño y que se halla en un buen nivel de condición. Esta especie es endémica del noroeste peninsular catalogada como “Vulnerable” por la IUCN y a nivel científico se dispone de información escasa y fragmentaria sobre su biología reproductora; a este respecto, el estudio realizado mostró que las hembras presentan mayor longitud, peso y factor de condición, y son más longevas que los machos; en ellas se diferenciaron cinco clases de edad y se determinó que su maduración sexual se inicia en la clase de edad 3+.

8 Bibliografía

- Anderson, C. B. & Rosemond, A. D. (2007). Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia*, 154(1), 141-153.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51–56.
- Alexandre, C.M. & Almeida, P.R. (2010). The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River Research and Applications* 26: 977-994.
- Amat-Trigo, F., Oliva-Paterna, F. J., Verdiell-Cubedo, D., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M. (2013). Edad y crecimiento de *Gobio lozanoi* Doadrio y Madeira, 2004 (Cypriniformes: Cyprinidae) en gradientes longitudinales de la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica). *Anales de Biología*, 35: 109-121.
- Antunes, C., Cobo, F. & Araújo, M.J. (2015). Iberian inland fisheries. En: *Freshwater Fisheries Ecology*, Craig JF (ed). John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester; 268–282.
- Araújo, M.J. (2011). Ecologia e composição nutricional da lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*, L.) no rio Minho Internacional. Universidade de Porto.
- Araújo, M.J., Silva, S., Stratoudakis, Y., Gonçalves, M., Lopez, R., Carneiro, M., Martins, R., Cobo, F. & Antunes, C. (2016). Sea lamprey fisheries in the Iberian Peninsula. En *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 115–148.
- Arufe, M. I., Arellano, J., Moreno, M. J., & Sarasquete, C. (2004). Toxicity of a commercial herbicide containing terbutryn and triasulfuron to seabream (*Sparus aurata* L.) larvae: a comparison with the Microtox test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(2), 209-216.
- Barca, S. (2016). Biomarcadores metabólicos y de reserva energética en lamprea marina (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758). Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.
- Barca, S., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. & Cobo, F. (2010). Nuevos datos sobre las características fisicoquímicas del río Miño y sus afluentes de la margen española. In *V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho*, 131–137.
- Barceló, E. & García de Jalón, D. (1986). Edad y crecimiento de la boga de río (*Chondrostoma polylepis*, Steindachner, 1865) en la cuenca del Duero. *Limnetica*, 2 (1): 235-240.
- Baxter, R. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8(1), 255-283. doi: 10.1146/annurev.es.08.110177.001351

- Beckman, B., Larsen, D., Sharpe, C., Lee-Pawlak, B., Schreck, C. & Dickhoff, W. (2000). Physiological status of naturally reared juvenile spring Chinook salmon in the Yakima river: Seasonal dynamics and changes associated with smolting. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 727–753.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1999). *Ecología*. 3ª Ed. Barcelona: Editorial Omega.
- Bligh, E.G. & Dyer, W.J. (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37: 911-917.
- Blum, D. J., & Speece, R. E. (1990). Determining chemical toxicity to aquatic species. *Environmental Science & Technology*, 24(3), 284-293.
- Boon, P. (1988). The impact of river regulation on invertebrate communities in the U.K. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(3), 389-409. doi: 10.1002/rrr.3450020314
- Branco, P., Amaral, S.D., Ferreira, M.T. & Santos, J.M. (2017). Do small barriers affect the movement of freshwater fish by increasing residency?. *Science of the Total Environment* 581-582: 486-494.
- Brown, J.H. & Lomolino, M. V. (1998). *Biogeography*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 691pp.
- Bruton, MN. 1995. Have fishes had their chips? The dilemma of threatened species. *Environmental Biology of Fishes* 43: 1-27.
- 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. doi:10.1007/s00267-002-2737-0
- Cambrey JA. 2000. 'Threatened Fishes of The World' series, an Update. *Environmental Biology of Fishes* 59: 353-357.
- Cambrey, J. A. (2003). Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hidrobiologia*, 500: 217-230
- Chen, H. F., & Hee, S. Q. (1995). Ketone EC50 values in the Microtox test. *Ecotoxicology and environmental safety*, 30(2), 120-123.
- Chester, H. & Norris, R. (2006). Dams and Flow in the Cotter River, Australia: Effects on Instream Trophic Structure and Benthic Metabolism. *Hydrobiologia*, 572(1), 275-286.
- Close D, Fitzpatrick MS, Li HW. 2002. The ecological and cultural importance of a species at risk of extinction, Pacific lamprey. *Fisheries* 27: 19–25.
- Cobo, F., Mera, A. & González, M. A. (1999). Análisis químico y valor energético de algunas familias de insectos heterometábolos dulceacuícolas. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 23: 213-221.
- Cobo, F., Mera, A. & González, M. A. (2000). Análisis químico y contenido energético de algunas familias de insectos holometábolos dulceacuícolas. *Nova Acta Científica Compostelana*, 10: 1-12.
- Cobo, F., Sánchez, J., Vieira, R. & Servia, M. (2012). Organic pollution induces domesticationlike characteristics in feral populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Hydrobiologia*, 705: 119-134.

- Cobo, F., Vieira-Lanero, R., Rego, E. & Servia, M. J. (2010). Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 19(12): 3471-3487.
- Cobo, F., González, M. A., Servia, M. J. & Vieira-Lanero, R. (2004). Fluctuations in the distribution of biomass and abundance of benthic macroinvertebrates as a tool for detecting levels of hydraulic stress. En D. García de Jalón e P. Vizcaíno, (Eds.), *Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics. Aquatic habitats: Analysis & Restoration* (pp. 1092-1095). Madrid: International Association of Hydraulic Engineering and Research (IAHR) e Universidad Politécnica de Madrid.
- Cobo, F., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C. & Lago, L. (2010). Contribución al plan de gestión de la anguila europea (*Anguilla anguilla*): Primeros datos biológicos en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En Antunes, C. (Ed.), *V Simposio Ibérico sobre a bacia hidrográfica do río Minho* (pp. 70-77). Vila Nova de Cerveira (Portugal). Aquamuseu do rio Minho.
- Cobo, F., Silva, S., Vieira-Lanero, R., Barca, S., Lago, L., Gómez-Sande, P., Sanchez-Hernández, J., Cobo, M.C. & Silva, E. (2018). *Inventario de peces fluviales en los cursos fluviales de intervención (Galicia)*. Informe Técnico. Universidad de Santiago de Compostela. 36 pp. http://migraminho.org/downloads/ms_5486.pdf.
- Codina, J. C., Perez-Garcia, A., Romero, P., & De Vicente, A. (1993). A comparison of microbial bioassays for the detection of metal toxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 25(2), 250-254.
- Connell, J. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Doadrio, I., Madeira, M. J. (2004). A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actinopterygii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia*, 6 (1): 107-116.
- Cranston, P. S. (1990). Biomonitoring and invertebrate taxonomy. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14(2-3), 265-273.
- Cummins, K. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, 24(11), 631-641. doi: 10.2307/1296676
- Cumming, G.S. (2004). The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA. *Ecological Applications* 14: 1495-1506.
- De Castro, M. & Melo, A. S. (2008). An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 610(1), 321-329.
- Dekker, W. (2003). Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* 10: 365–376.
- Devesa-Rey, R., Moldes, A. B., Diaz-Fierros, F., & Barral, M. T. (2008). Toxicity of Anllóns River sediment extracts using microtox and the zuconi phytotoxicity test. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 80(3), 225-230.

- Doadrio, I. (2001). Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza/Musero Nacional de Ciencias Naturales-CSIC. Madrid.
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., & González, J.L. (2011). *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. DG Medio Natural y Política Forestal. MARM. 616 pp. Madrid.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Leveque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163–182.
- EEA (European Environment Agency). (2007). *Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe*. EEA Technical report Nº 11/2007. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Elton, C. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen.
- Elvira, B. & Almodóvar, A. (2005). Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59: 323-331.
- Erős, T., Comte, L., Filipe, A.F., Ruhi, A., Tedesco, P.A., Brose, U. et al. (2020). Effects of nonnative species on the stability of riverine fish communities. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ecog.04985>
- Fencl, J.S., Mather, M.E., Costigan, K.H. & Daniels, M.D. (2015). How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *Plos One* 10: 1-22.
- Folch, J., Lees, M. & Stanley, G.H. (1957). Simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *Journal of Biological Chemistry*, 226: 497.
- Gillette, D.P., Tiemann, J.S., Edds, D.R. & Wildhaber, M.L. (2005). Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. *Copeia* 3: 539-549.
- González, M. & Cobo, F. (2006). *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. A Coruña: Hércules de ediciones. 175 pp.
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A.E., MacDonald, G.K., Zarff, C. & Liermann, C.R. (2015). An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters* 10: 015001.
- Grinnell, J. (1928). Presence and absence of animals. *University of California Chronicle*, 30:429-450
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* 21(1): 175–188.
- Hutchinson, G. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427
- Hutchinson, G. (1961). The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, XCV, 882:137- 145.

- IH CANTABRIA. Instituto de Hidráulica Ambiental. (2016). *Espacios litorales. Evaluación del estado de conservación de las especies*. Gobierno de Cantabria. Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca y Biodiversidad. 162 pp.
- Ives, A.R. & Carpenter, S.R. (2007). Stability and diversity of Ecosystems. *Science* 317 (5834): 58-62.
- Johnson, B. T. (2005). Microtox acute toxicity test. En J. F. Blaise, C., Ferars (Ed.), *Small-scale Freshwater Toxicity*. volume 1: Toxicity test methods (pp. 69 - 107). Netherlands.
- Kaiser, K. L., & Palabrica, V. S. (1991). *Photobacterium phosphoreum* toxicity data index. *Water Quality Research Journal*, 26(3), 361-431.
- Kaiser, K. L., Ribo, J. M., & Kwasniewska, K. (1988). A Microtox test survey of Lake St. Clair water. *Water Quality Research Journal*, 23(3), 356-359.
- Kennedy, M. & Fitzmaurice, P. (1972). The Biology of the Bass, *Dicentrarchus labrax*, in Irish Waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 52(3), 557-597.
- Kühn I, Klotz S. (2006). Urbanization and homogenization - comparing the floras of urban and rural áreas in Germany. *Biological Conservation*, 127:292-300.
- Lammert, M. & Allan, J. (1999). Environmental auditing: Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23(2), 257-270. doi:10.1007/s002679900184.
- Lassalle, G., Béguer, M., Beaulaton, L. & Rochard, E. (2008). Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological Conservation* 141: 1105–1118.
- Leunda, P. M. (2010). Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquatic Invasions*, 5(3): 239-262.
- Liermann, C.R., Nilsson, C., Robertson, J. et al. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience* 62: 539–548.
- Light, T. & Marchetti, M.P. (2007). Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conservation Biology* 21(2): 434– 446.
- Limburg, K.E. & Waldman, J.R. (2009). Dramatic declines in north atlantic diadromous fishes. *BioScience* 59: 955–965.
- Lobon-Cervia, J., & Elvira, B. (1981). Edad, crecimiento y reproducción de la boga de río (*Chondrostoma polylepis polylepis* Stein, 1865) en el embalse de Pinilla (río Lozoya). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 6: 200-213.
- Magurran, A. E. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Barcelona. Vedral.
- McIntosh, A., Townsend, C. & Crowl, T. (1992). Competition for space between introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) and a native galaxiid (*Galaxias vulgaris* Stokell) in a New Zealand stream. *Journal of Fish Biology*, 41(1): 63-81.

- Microbics Corporation. (1992). Microtox® Manual. A Toxicity Testing Handbook.
- Morel, J. L., Bitton, G., & Koopman, B. (1988). Use of Microtox™ for assessing copper complexation with organic compounds. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 17(4), 493-496.
- Morquecho, C., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M.T., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Lago, L. & Cobo, F. (2010). *Datos poboacionais e biométricos da boga do Douro (Pseudochondrostoma duriense) e do escalo (Squalius carolitertii) nos afluentes da marxe española do Baixo Miño*. En: Antunes, C. (Ed.). *V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho*. Vilanova de Cerveira (Portugal). 174-179. ISBN: 978-989-96062-1-0.
- Mota, M. (2014). Biology and Ecology of the Allis shad, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), in the Minho River. Universidade de Porto.
- Mota, M., Sousa, R., Bio, A., Araújo, J., Braga, C. & Antunes, C. (2014). Seasonal changes in fish assemblages in the River Minho tidal freshwater wetlands, NW of the Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 50: 185–198.
- Mota, M., Rochard, E. & Antunes, C. (2016). Status of the diadromous fish of the Iberian Peninsula: Past, Present and Trends. *Limnetica* 35: 1–18.
- Munn, M. & Brusven, M. (1991). Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6(1), 1-11. doi: 10.1002/rrr.3450060102
- Nacci, D., Jackim, E., & R. Walsh. (1986). Comparative evaluation of three rapid marine toxicity tests: sea urchin early embryo growth test, sea urchin sperm cell toxicity test and microtox. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5: 521-525
- Nachón, D., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. & Cobo, F. (2010). Composición de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En *V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho*, 150-156.
- Navarro-Llácer, C., Baeza, D. & Heras, J. (2010). Assessment of regulated rivers with índices base don macroinvertebrates, fish and riparian fores in the southeast of Spain. *Ecological indicators* 10: 935-942.
- Niemirycz, E., Nichthausser, J., Staniszewska, M., Nałęcz-Jawecki, G. & Bolałek, J. (2007). The Microtox® biological test: Application in toxicity evaluation of surface waters and sediments in Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36(4), 151-163.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and Flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405-408.
- Onorati, F. & Mecozzi, M. (2004). Effects of two diluents in the Microtox® toxicity bioassay with marine sediments. *Chemosphere*, 54(5), 679-687.

- Ovidio, M. & Philippart, J.C. (2002). The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* 483: 55-69.
- Pérez-Bilbao, A., Benetti, J. C. & Garrido, J. (2013). Estudio de la calidad del agua del río Furnia (NO. España) mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos. *NACC: Nova acta científica compostelana. (Biología)*, 20, 1-9.
- Poff, N. & Zimmerman, J. (2010). Ecological Responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55(1), 194-205. Doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x.
- Porter, C. & Janz, D.M. (2003). Treated municipal sewage discharge affects multiple levels of biological organization in fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54:199-206.
- Post, J. & Parkinson, E. (2001). Energy allocation strategy in age-0 fish: allometry and survival. *Ecology*, 82:1040-1051.
- Quintela, B.R., Andrade, N.O. & Almeida, P.R. (2003). Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L. in a highly modified river basin. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 286-293.
- Quintela, B.R., Póvoa, I. & Almeida, P.R. (2009). Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 46–54.
- Qureshi, A. A. (Ed) 1990. *Microtox Assay Procedure. Part 3, section 2*. En: *Microbiological Methods Manual*. AEVC-M2. Alberta Environmental Centre. Vegreville, A B. 483 pp.
- Qureshi A. A.; Bulich, A.A. & Isenberg, D. L. (1998) *Chapter 13: Microtox® Toxicity Test Systems – Where They Stand Today*. En: Wells, P. G., Lee, K., & Blaise, C. (Ed). *Microscale testing in aquatic toxicology: advances, techniques, and practice*. CRC Press. 185-195 pp.
- Riisberg, M., Bratlie, E., & Stenersen, J. (1996). Comparison of the response of bacterial luminescence and mitochondrial respiration to the effluent of an oil refinery. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 15(4): 501-502.
- Río-Barja FJ, Rodríguez-Lestegás F. 1992. Os Ríos Galegos. Morfoloxía e Réxime. Consello da Cultura Galega, Ponencia de Patrimonio Natural: Santiago de Compostela.
- Ríos, F. & Vargas, O. (2003). Ecología de las especies invasoras. *Pérez Arbelaezia*, 14. 119- 148.
- Rivas, S., Servia, M. J., Vieira-Lanero, R., & Cobo, F. (2010b). Vectores, antigüedad y procedencia de las especies alóctonas de agua dulce naturalizadas en Galicia. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 19: 49-67.
- Rivas, S., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. & Cobo, F. (2010a). Evolución temporal, vectores y distribución de las especies exóticas dulceacuícolas de la parte española del Baixo Miño. En *V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho*, 20-31.

- Rodeles, A.A., Galicia, D. & Miranda, R. (2020). Barriers to longitudinal river connectivity: review of impacts, study methods and management for Iberian fish conservation. *Limnetica* 39(2): 601-619.
- Saila, S. B., Poyer, D. & Aube, D. (2005). *Small dams and habitat quality in low order streams*. Hope Valley: Wood-Pawcatuck Watershed Association.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459): 1770-1774.
- Salizzato, M., Pavoni, B., Ghirardini, A. V., & Ghetti, P. F. (1998). Sediment toxicity measured using *Vibrio fischeri* as related to the concentrations of organic (PCBs, PAHs) and inorganic (metals, sulphur) pollutants. *Chemosphere*, 36(14): 2949-2968.
- Sánchez-Hernández, J., Servia, M. J., Vieira, R., Barca-Bravo, S. & Cobo F. (2012). References data on the growth and population parameters of brown trout in siliceous rivers of Galicia (NW Spain). *Limnetica*, 31(2): 273-288.
- Sharma, C.M., Sharma, S., Borgstrom, R. & Bryceson, I. (2005). Impacts of a small dam on macroinvertebrates: A case study in the Tinau River, Nepal. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8(3), 267-275. doi:10.1080/14634980500218332
- Shigesada, N. & Kawasaki, K. (1997). *Biological Invasions: Theory and Practice*. New York: Oxford University Press.
- Silva, S. (2014). Biología y ecología de la lamprea marina (*Petromyzon mariun* Linnaeus, 1758) en Galicia. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.
- Silva, S., Araújo, M.J., Bao, M., Mucientes, G. & Cobo, F. (2014). The haematofagus feeding stage of anadromous populations of sea lamprey *Petromyzon marinus*: low host selectivity and wide range of hábitats. *Hydrobiologia* 734: 187-199.
- Silva, S., Barca, S. & Cobo, F. (2016a). Advances in the study of sea lamprey *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758, in the NW of the Iberian Peninsula. In *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 346–385.
- Silva, S., Vieira-Lanero, R., Barca, S. & Cobo, F. (2016b). Densities and biomass of larval sea lamprey populations (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in north-western Spain and data comparisons with other European regions. *Marine and Freshwater Research* 68: 116–122.
- Silva, J.C., Gubiani, E.A., Piana, P.A. & Delariva, R.L. (2016c). Effect of a small natural barrier on the spatial distribution of the fish assemblage in the Verde River, Upper Paraná River Basin, Brazil. *Brazil Journal Biology*.
- Simon, J. & Dörner, H. (2011). Growth, mortality and tag retention of small *Anguilla anguilla* marked with visible implant elastomer tags and coded wire tags under laboratory conditions. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 94–99.

- Smutná, M., Vorlová, L. & Svobodová, Z. (2002). Pathobiochemistry of ammonia in the internal environment of fish. *Acta Veterinaria Brno*, 71: 169-181.
- Strahler, A.N. (1957). "Quantitative analysis of watershed geomorphology", *Transactions of the American Geophysical Union*, 38 (6): 913–920.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. (2010) *Invertebrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS Editions.
- Thiem, J.D., Dawson, J.W., Hatin, D., Danylchuk, A.J., Dumont, P., Gleiss, A.C., Wilson, R.P. & Cooke, S.J. (2016). Swimming activity and energetic costs of adult lake sturgeon during fishway passage. *The Journal of Experimental Biology* 219: 2534–2544.
- Thompson, P.D. & Rahel, F.J. (1998). Evaluation of Artificial Barriers in Small Rocky Mountain Streams for preventing the upstream movement of brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 206-210.
- Torralva, M. M., Oliva, F. J., Ubero-Pascal, N. A., Malo, J. & Puig, M. A. (1996). Efectos de la regulación sobre macroinvertebrados en el río Segura (S.E. España). *Limnética*, 11(2), 49-56.
- Torralva M, Puig MA, Fernández-Delgado C. 1997. Effect of river regulation on the life-history patterns of *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain). *Journal of Fish Biology* 51: 300-311.
- Townsend, C. (1996). Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. *Biological Conservation*, 78(1-2): 13-22.
- Townsend, C., Scarsbrook, M. & Dolédec, S. (1997). The Intermediate Disturbance Hypothesis, Refugia, and Biodiversity in Streams. *Limnology and Oceanography*. *Limnology and Oceanography*. 42.
- Toussaint, M. W., Shedd, T. R., van der Schalie, W. H., & Leather, G. R. (1995). A comparison of standard acute toxicity tests with rapid-screening toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 14(5): 907-915.
- Van Handel, E. (1965). Estimation of glycogen in small amounts of tissue. *Analytical Biochemistry*, 11: 256-265.
- 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.
- Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L. & Cobo, F. (2010). Índices de calidad de la vegetación de ribera y del hábitat fluvial en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. In V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho, 79–88.
- Vieira-Lanero R., Servia M.J., Barca S., Couto M.R., Rivas S., Sánchez-Hernández J., Nachón D.J., Silva S., Gómez-Sande P., Morquecho C., Lago L., Cobo F. 2010. Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En "Actas V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho". (Ed. C. Antunes). P.138-145.

- Warnes, G.R., Bolker, B., Bonebakker, L., Gentleman, R., Liaw, W.H.A., Lumley, T., Maechler, M., Magnusson, A., Moeller, S., Schwartz, M. & Venables, B. (2016). Package 'gplots' [online]. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/gplots/index.html>.
- Warren, M., Dunbar, M. J. & Smith, C. (2015). River flow as a determinant of salmonid distribution and abundance: a review. *Environmental Biology of Fishes*, 98(6), 1695–1717.
- White, J., Krajenbrink, H., Hill, M., Hannah, D., House, A. & Wood, P. (2019). Habitat-specific invertebrate responses to hydrological variability, anthropogenic flow alterations, and hydraulic conditions. *Freshwater Biology*, 64(3), 555-576.



Interreg
España - Portugal

Fondo Europeo de Desarrollo Regional



UNIÓN EUROPEA


MIGRAMiño
MINHO

www.migraminho.com



AGÊNCIA
PORTUGUESA
DO AMBIENTE



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA Y PESCA,
ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL MIÑO-SL-GA



XUNTA
DE GALICIA



CERVEIRA
VILA DAS ARTES



ciimar
Centro Interdisciplinar
de Investigación
Marinha e Ambiental



ICNF
Instituto da Conservação
da Natureza e das Florestas



USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA