

FACULTAD DE BIOLOGÍA

Grado en Biología

TRABAJO FIN DE GRADO



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.

Felipe Arnosó Martínez

Curso 2019/2020

Santiago de Compostela, febrero de 2020

ÍNDICE

1.- RESUMEN	1
2.- INTRODUCCIÓN	2
3.- BREVE REPASO A LA BIOLOGÍA DE <i>GOBIO LOZANOI</i>	2
4.- OBJETIVOS	3
5.- MATERIAL Y MÉTODOS	4
5.1.- ÁREA DE ESTUDIO	4
5.2.- MÉTODO DE CAPTURA	4
5.3.- MANIPULACIÓN DE EJEMPLARES	5
5.4.- DETERMINACIÓN DE LA EDAD	5
5.5.- DETERMINACIÓN DE GLUCÓGENO	5
5.6.- DETERMINACIÓN DE LÍPIDOS	6
5.7.- DETERMINACIÓN DE PROTEÍNAS	6
5.8.- ANÁLISIS DE DATOS	6
6.- RESULTADOS	7
6.1.- CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT	7
6.1.1.- Caracterización hidromorfológica y fisicoquímica del agua	7
6.1.2.- Caracterización biológica	8
6.2.- DATOS BIOMÉTRICOS DE <i>Gobio lozanoi</i>	9
6.2.1.- Análisis espacial	9
6.2.2.- Estructura de edades	10
6.3.- ANÁLISIS DE BIOMARCADORES	11
7.- DISCUSIÓN	12
8.- CONCLUSIONES	14
9.- BIBLIOGRAFÍA	15

1.- RESUMEN

Gobio lozanoi Doadrio & Madeira, 2004 es un ciprínido que ha sido introducido, entre otras, en la cuenca del Miño y cuya área de distribución natural se localiza en las cuencas ibéricas del Ebro y del Bidasoa y en las francesas del Adour y del Nivelles.

En este trabajo buscamos analizar el papel que juegan 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) en la capacidad de invasión de las especies exóticas en ecosistemas acuáticos epicontinentales lóticos, utilizando como modelo dos poblaciones de *Gobio lozanoi* en dos afluentes del curso bajo del Río Miño.

El río Pego presenta un moderado enriquecimiento orgánico con incremento notable de la producción secundaria frente al estado del río Caselas, con una mejor calidad y una menor producción en términos globales. 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.

La situación del río Pego refleja un estado de mayor invasibilidad o, dicho de otro modo, 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.

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.

2.- INTRODUCCIÓN

A lo largo de la Historia y como consecuencia de las actividades humanas muchas especies se han introducido por todo el mundo fuera de sus áreas de distribución naturales. Algunas de ellas han afectado gravemente a los nuevos 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 la introducción 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.

En este trabajo buscamos analizar el papel que juegan 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, en dos afluentes del curso bajo del Río Miño.

3.- BREVE REPASO A LA BIOLOGÍA DE *GOBIO LOZANOI*

Gobio lozanoi Doadrio & Madeira, 2004, es un ciprínido de pequeño tamaño, (< 150 mm de longitud total), exótico en el área de estudio cuya área de distribución natural se localiza en las

cuencas ibéricas del Ebro y del Bidasoa, y en las francesas del Adour y del Nivelles, aunque existe cierta controversia al respecto. Se ha introducido en numerosas cuencas ibéricas entre las que se encuentran la cuenca del Miño, del Duero, del Tago, del Guadiana, del Guadalquivir, del Júcar, del Mijares, del Segura y del Turia (Doadrio & Madeira, 2004; Almaça, 1996).

Es un pez de hábitos bentónicos de marcado carácter potamodromo (SIBIC, 2017), migra entre diversas zonas de un mismo río sin abandonar el agua dulce en ningún momento, ya sea en busca de un lugar más adecuado para su reproducción, alimentación o refugio. Su dieta está compuesta principalmente de invertebrados bentónicos (Miñano *et al.*, 2003; Osoz *et al.*, 2003).



Figura 1: Ejemplar de *Gobio lozanoi* (©Claudia Baeta - SIBIC, 2017).

4.- OBJETIVOS

1. Analizar 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*.
2. Estudiar 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 y determinar cuál presenta un mayor grado de éxito en el proceso de invasión.
3. Analizar 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...).
4. Discutir 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.

5.- MATERIAL Y MÉTODOS

5.1.- ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se centró en dos afluentes del tramo final del río Miño: el río Pego (9.5 km long.) y el río Caselas (11 km long.), de orden hidráulico de Strahler (1957) 2 y 3 respectivamente a una escala de 1:25000 (figura 2).

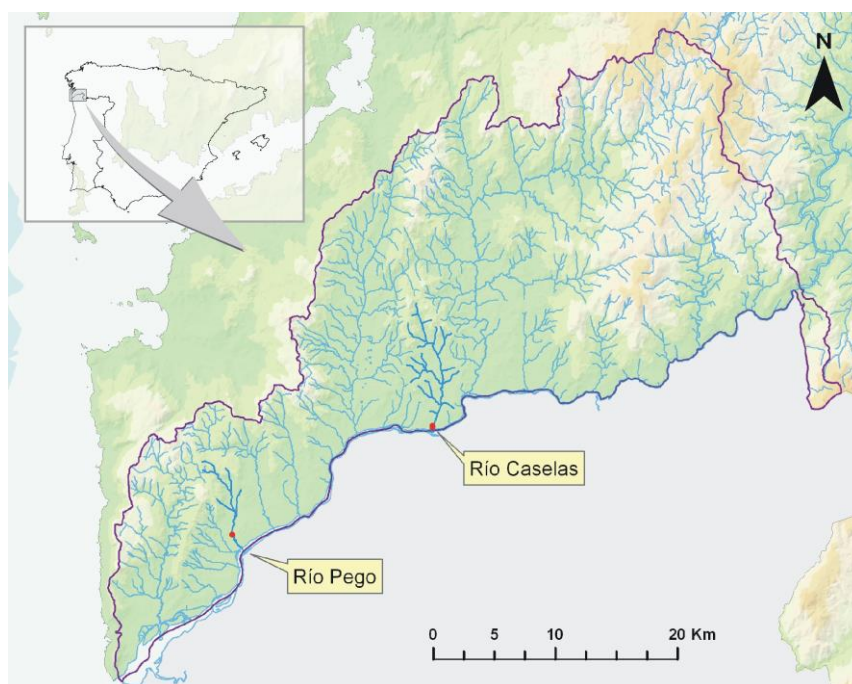


Figura 2: Afluentes del río Miño estudiados en este trabajo.

5.2.- MÉTODO DE CAPTURA

Los muestreos fueron realizados por el equipo de la Estación de Hidrobiología “Encoro do Con” de la USC entre los años 2017-2019. El trabajo incluyó la caracterización hidromorfológica, fisicoquímica y biológica en la que se analizó el macrozoobentos y la ictiofauna. Como método de captura de los peces (y del material analizado aquí) se empleó la pesca eléctrica, una herramienta básica de análisis *in situ* de las comunidades de peces, considerada una metodología estandarizada, ampliamente empleada y no perjudicial para los peces si se realiza de forma correcta. Se siguió el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad” utilizando equipos de mochila Hans Grassl modelo ELT 60II HI y corriente continua.

5.3.- MANIPULACIÓN DE EJEMPLARES

Se capturaron 687 individuos (399 en el río Caselas y 288 en el río Pego) que fueron protegidos a la sombra, en cubetas de gran capacidad, con agua fresca, aireada y renovada constantemente. Para facilitar su manipulación los peces fueron anestesiados con benzocaína (6 ml/20 L de agua) y se registró la longitud furcal (Lf, cm) utilizando un ictiómetro de 50 cm (precisión ± 1 mm) y el peso (W, g) usando balanzas con una precisión de ± 0.01 g. Una vez contabilizados y manipulados los ejemplares se devolvieron vivos al río, pero una submuestra de 60 individuos, (30 de cada río), representativa de la población, se llevó al laboratorio 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), $K = 100 \times (W, \text{g}) / (L_f, \text{cm})^3$.

5.4.- DETERMINACIÓN DE LA EDAD

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

5.5.- DETERMINACIÓN DE GLUCÓGENO

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, son modificadas durante condiciones de estrés (Barca, 2016).

Para la extracción y cuantificación del glucógeno del músculo se utilizó el método colorimétrico de la antrona (Van Handel, 1965).

5.6.- DETERMINACIÓN DE LÍPIDOS

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).

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.

5.7.- DETERMINACIÓN DE PROTEÍNAS

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 bicinconínico, conocido como BCA (Barca, 2016).

5.8.- ANÁLISIS DE DATOS

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa IBM SPSS 25[®]. 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 Kruskall Wallis a un nivel de significación (α) menor o igual que 0.05.

6.- RESULTADOS

6.1.- CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT

6.1.1.- 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 rivera y del índice de hábitat fluvial empleados y los resultados de los análisis fisicoquímicos (resumidos aquí en la tabla 1) 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 1. Parámetros fisicoquímicos analizados en los dos ríos estudiados. 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

6.1.2.- Caracterización biológica

Con los datos de macroinvertebrados del bentos suministrados por la Estación de Hidrobiología de la USC, cuyos parámetros ecológicos básicos se recogen en la tabla 2, 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 2. 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 (N° 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

Por lo que respecta a la ictiofauna, se capturaron 12 especies en el río Pego y 13 en el río Caselas. De todas ellas, 3 spp son exóticas y están presentes en ambos ríos. En la tabla 3 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 3. 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</i> x <i>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

6.2.- DATOS BIOMÉTRICOS DE *Gobio lozanoi*

6.2.1.- Análisis espacial

En la siguiente tabla 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 4. 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)

Tras la realización de los análisis estadísticos se encontraron 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 3).

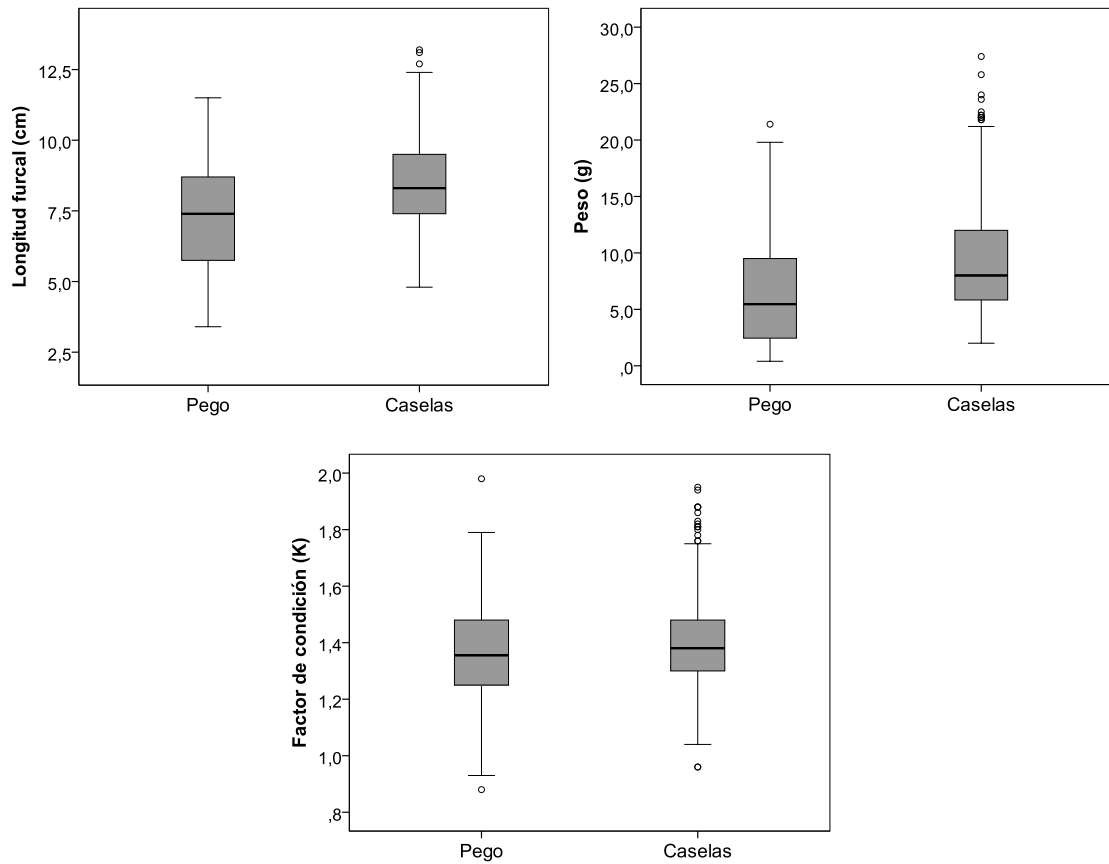


Figura 3. Diagrama de cajas (mediana, cuartiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, el peso y el factor de condición de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

6.2.2.- Estructura de edades

El estudio escalimétrico de *Gobio lozanoi* en los ríos Pego y Caselas establece 5 clases de edad para esta especie (figura 4). 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.

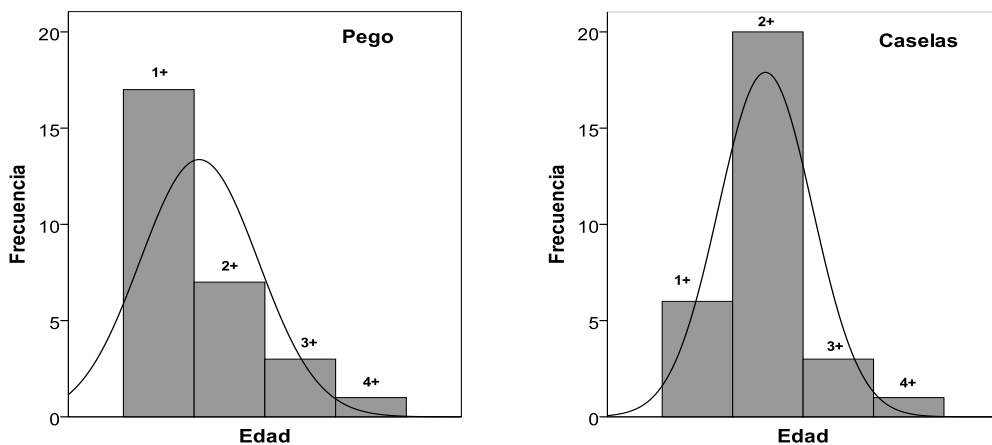


Figura 4. Análisis de la frecuencia de las clases de edad en los ríos estudiados.

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+.

6.3.- ANÁLISIS DE BIOMARCADORES

En la tabla 5 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 5. 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 5).

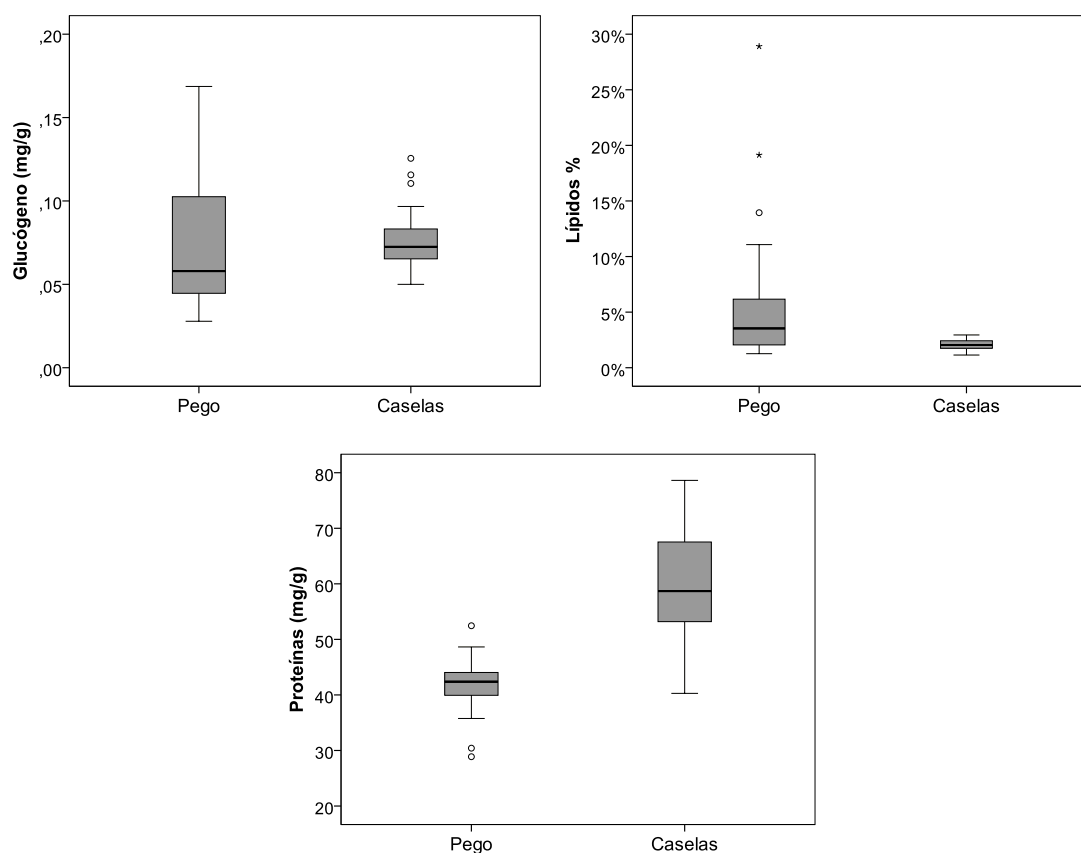


Figura 5: Diagrama de cajas (mediana, cuartiles, máximo y mínimo) de la concentración de glucógeno, lípidos y proteínas de los individuos de cada uno de los ríos analizados.

7.- 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 están raramente 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 más completo uso 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 aquí estudiadas, las condiciones hidromorfológicas son semejantes, sin embargo tanto el estado de oxidación de los compuestos nitrogenados (amonio, nitritos y

nitros) 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 son semejantes, 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 las 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 comúnmente usado 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 apuntado 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 invasibilidad del ecosistema.

8.- 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.

9.- BIBLIOGRAFÍA

- 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.
- Almaça, C. (1996). Peixes dos ríos de Portugal. INAPA, Lisboa. 129 pp.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Brown, J.H. & Lomolino, M. V. (1998). *Biogeography*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 691pp.
- 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: 3471–3487.

- 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 domestication-like characteristics in feral populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Hydrobiologia*, 705: 119-134.
- 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.
- 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 N° 11/2007. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Elton, C. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen.
- 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.
- González, M. & Cobo, F. (2006). *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. A Coruña: Hércules de ediciones. 175 pp.
- Grinnell, J. (1928). Presence and absence of animals. *University of California Chronicle*, 30:429-450
- 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.

- 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.
- Miñano, P.A., García-Mellado, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. (2003). Edad, crecimiento y reproducción de *Gobio gobio* L. (Pisces, Cyprinidae) en un tramo regulado del río Segura (SE España). *Animal Biodiversity and Conservation*, 26.1: 67–76.
- Oscoz, J., Campos, F. & Escala, M.C. (2003). Alimentación del gobio (*Gobio gobio* (L. 1758) en el río Larraun (Navarra, N. España). *Limnetica* 22 (3-4): 77-84.
- 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.
- Ríos, F. & Vargas, O. (2003). Ecología de las especies invasoras. Pérez Arbelaezia, 14. 119-148.
- SIBIC. Sociedad Ibérica de Ictiología. (2017). Carta Piscícola Española. Publicación electrónica (versión 02/2017). <http://www.cartapiscicola.es/#/species/ggob>
- Smutná, M., Vorlová, L. & Svobodová, Z. (2002). Pathobiochemistry of ammoniain 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.
- Townsend, C., Scarsbrook, M. & Dolédec, S. (1997). The Intermediate Disturbance Hypothesis, Refugia, and Biodiversity in Streams. *Limnology and Oceanography*. *Limnology and Oceanography*. 42.
- Van Handel, E. (1965). Estimation of glycogen in small amounts of tissue. *Analytical Biochemistry*, 11: 256-265.

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.