

Variación en la condición de *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) (Cypriniformes: Cyprinidae) a lo largo de gradientes longitudinales de la cuenca del río Segura

Diego Castejón-Bueno, Mar Torralva, David Verdiell-Cubedo, Inmaculada Martínez-Morales, Ana Ruiz-Navarro & Francisco J. Oliva-Paterna

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30100, Murcia.

Resumen

Correspondencia

F.J. Oliva-Paterna

E-mail: fjoliva@um.es

Recibido: 5 noviembre 2010

Aceptado: 23 marzo 2011

Publicado on-line: 2 junio 2011

El presente estudio analiza las relaciones entre la condición poblacional de *Luciobarbus sclateri* y los gradientes ambientales a lo largo de ejes longitudinales de la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica). El índice residual Kr (obtenido a partir de los valores residuales de las relaciones longitud-peso) fue usado para analizar las diferencias de la condición entre estaciones de muestreo y sus relaciones con las variables medioambientales a escala de macrohábitat, mesohábitat y relacionadas con la comunidad de peces. La condición difiere a escala de localidad y a escala de eje longitudinal (río Segura frente río Mundo). La condición está relacionada con el gradiente longitudinal (calidad de las riberas y estado ecológico), la competencia intra e interespecífica, la abundancia relativa de ictiofauna exótica y la calidad del refugio íctico.

Palabras clave: Relación longitud-peso, Calidad riberas, Refugio íctico, Competencia, Especies exóticas, Cyprinidae

Abstract

Variability in the condition of Luciobarbus sclateri (Günther, 1868) (Cypriniformes: Cyprinidae) along longitudinal river gradients within the Segura basin.

This study analyses the site level relationships between fish condition and environmental variables in *Luciobarbus sclateri* along the longitudinal river gradients of the Segura basin (SE Iberian Peninsula). The residual index Kr (obtained from the residual values of the mass-length relationship) was used to test for differences in fish condition between sampling sites and their relationships with environmental variables at macrohabitat level, mesohabitat level and fish community. Fish condition differed at site level and longitudinal axis level (Segura river versus Mundo river). Condition is related to longitudinal gradient (river bank quality and ecological status), the intra- and interspecific interactions, the exotic fish relative abundance and fish refuge quality.

Key words: Mass-length relationship, River bank quality, Fish refuge, Competition effects, Exotic species, Cyprinidae

Introducción

Diversos parámetros bióticos y abióticos varían a lo largo del eje longitudinal en los ríos, influyendo sobre la estructura y composición de las comunidades piscícolas (Torgersen et al. 2006). Sin embargo, muy pocos estudios analizan cómo dicha variación ambiental, en los gradientes longitudinales, afecta a los descriptores biológicos de poblaciones de una misma especie (Abdoli et al. 2007, Descroix et al. 2009, Tedesco et al. 2009).

Los ríos mediterráneos, caracterizados por una alta heterogeneidad ambiental y una marcada dinámica estacional e interanual en sus caudales (Vidal-Abarca et al. 1992), ofrecen un marco útil para estudiar la variabilidad poblacional de los peces epicontinentales en función de diversos parámetros ambientales (Torralva et al. 1997, Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b, 2003c). De ese modo, la presencia de poblaciones de una especie en amplias secciones del gradiente longitudinal de los ríos, ofrece la posibilidad de investigar la variabilidad de sus descriptores biológicos y su posible relación con la variación ambiental (Abdoli et al. 2007, Tedesco et al. 2009). La amplia distribución del barbo gitano, *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868), a lo largo de las zonas alta y media de la cuenca del río Segura (Torralva et al. 2005, Oliva-Paterna et al. 2007, Martínez-Morales et al. 2010) nos ofrece dicha posibilidad.

El análisis del estado de condición o fitness poblacional es uno de los indicadores más utilizados en estudios enfocados en el análisis y gestión de peces epicontinentales (Brown & Austin 1996). El estado de condición puede verse afectado por las condiciones medioambientales a nivel individual o poblacional (Oliva-Paterna et al. 2002, Bagamian et al. 2004, Verdiell-Cubedo et al. 2006), permitiendo evaluar el impacto de las actuaciones humanas sobre las poblaciones piscícolas (Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003c), actuando como descriptor biológico útil en la gestión de poblaciones de peces (Sutton et al. 2000, Nash et al. 2006).

En este contexto, nuestro objetivo es estudiar la variación del estado de condición de las poblaciones de *L. sclateri* a lo largo de los ejes longitudinales de mayor importancia en la cuenca hidrográfica del río Segura: los ríos Segura y Mundo. A su vez, se han analizado las relaciones existentes entre los gradientes ambientales de las localidades de estudio y el estado de condición de las pobla-

ciones de *L. sclateri* presentes en las mismas.

Material y métodos

Área de estudio y especie objetivo

La cuenca del río Segura se localiza en el sureste de la Península Ibérica, cubriendo una superficie aproximada de 18.870 km² (CHS 2007). De clima mediterráneo, está caracterizada por su aridez, un régimen hidrológico sometido a importantes fluctuaciones anuales e interanuales, y una geología y litología complejas (Vidal-Abarca et al. 1992). Es una cuenca con un nivel de regulación hídrica elevado, siendo receptora del trasvase Tajo-Segura (Vidal-Abarca et al. 1990).

Luciobarbus sclateri (= *Barbus sclateri*) (Günther, 1868) es un ciprínido endémico del sureste ibérico (Doadrio et al. 2002). Sus poblaciones se distribuyen ampliamente en los gradientes longitudinales de la zona alta y media de la cuenca del río Segura, siendo la especie piscícola nativa más abundante en dicha cuenca (Torralva et al. 2005, Martínez-Morales et al. 2010). Se prospectaron un total de 24 localidades: 9 en el eje longitudinal del río Mundo (≈50km); 13 en el eje longitudinal del río Segura (≈160km); y 2 en tributarios de cabecera como localidades externas a ambos ejes (ríos Taibilla y Tus) (Fig. 1). En la tabla 1 se presenta el código y denominación de las localidades junto con las variables ambientales consideradas para su descripción a escala de macrohábitat.

Con el objetivo de evitar los periodos reproductivos y pre-reproductivos de *L. sclateri*, la campaña de muestreo fue llevada a cabo en el periodo comprendido entre octubre y noviembre de 2009. De este modo evitamos las variaciones del estado de condición relacionadas con el desarrollo gonadal y la reproducción (Encina & Granado-Lorencio 1997, Torralva et al. 1997). La selección de este periodo de muestreo, junto con la metodología en su conjunto, ya ha sido empleada con éxito en estudios previos realizados con indicadores de condición de la especie (Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b y 2003c).

Metodología de muestreo y análisis de datos

La técnica utilizada para la obtención de las muestras fue la pesca eléctrica (4200 W, 200-350 V, 2-3 A), siguiendo el procedimiento descrito en la nor-

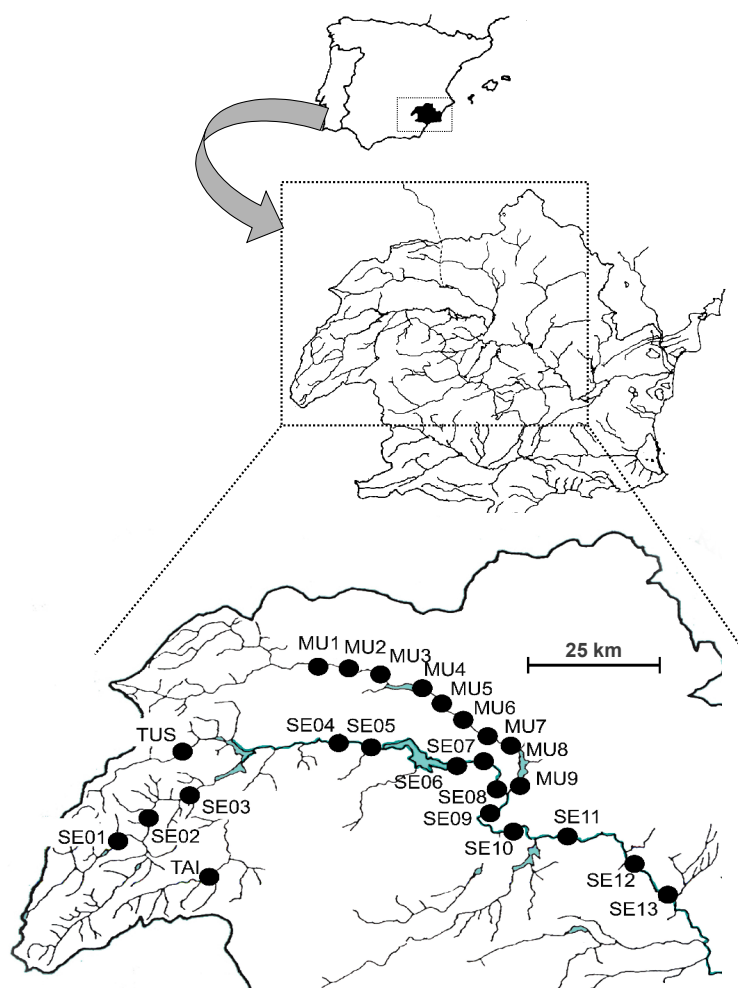


Figura 1. Cuenca del río Segura y localización de las localidades muestreadas. TAI= Río Taibilla. TUS= Río Tus. MU= Río Mundo. SE= Río Segura.

Figure 1. Segura river basin and location of the sampling sites. TAI= Taibilla river. TUS= Tus river. MU= Mundo river. SE = Segura river.

mativa CEN “*Water Analysis-Fishing with electricity*” (CEN 2003). En cada localidad de muestreo se prospectó una longitud aproximada de 10-20 veces la anchura del río, con una longitud mínima de 100 metros, con el objetivo de abarcar todos los hábitats presentes en el tramo de río.

Se capturaron un total de 1.474 ejemplares, de los que entre 20 y 40 ejemplares por localidad, sumando un total de 849 ejemplares, fueron anestesiados y preservados en formol al 10% para su análisis en el laboratorio, donde se midió la longitud total (± 1 mm) y el peso total ($\pm 0,1$ g). Se calculó el Índice de condición residual (Kr) (Jakob et al. 1996), basado en las distancias residuales tipificadas respecto a la recta de regresión obtenida entre el peso total y la longitud total (valores transformados logarítmicamente) de los individuos que conforman el total de la muestra. Este índice tiene la ventaja de eliminar los efectos del

tamaño corporal sobre el cálculo del estado de condición (Jakob et al. 1996). Este índice ha sido empleado sobre otras especies de peces a escala peninsular (Oliva-Paterna et al. 2002, Andreu-Soler et al. 2003, Verdiell-Cubedo et al. 2006). Los ejemplares con una talla inferior a 75 mm [clase de edad <2+ en Torralva et al. (1997)] fueron excluidos de los análisis con el fin de evitar la variabilidad en el comportamiento de la condición cuando se incluyen individuos juveniles e inmaduros (Herrera & Fernández-Delgado 1992, Encina & Granado-Lorencio 1997, Torralva et al. 1997, Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b).

Las localidades de muestreo fueron caracterizadas con variables ambientales a tres escalas: macrohábitat, mesohábitat y comunidad piscícola.

En la tabla 1 se presentan las variables caracterizadas a escala de macrohábitat, es decir, como descriptoras del hábitat a una escala amplia y/o re-

Código	Denominación	Altitud	Estado ecológico	Caudal	Forestal (%)	Agrícola (%)
TAI	Las Claras	640	2	1	20	40
TUS	Río Tus	809	1	1	80	20
MU1	Híjar-Liétor	560	2	2	60	40
MU2	Azud Liétor	540	2	1	90	10
MU3	Cola Talave	520	2	1	90	10
MU4	Bajo presa Talave	480	3	1	100	0
MU5	Puente de Isso	460	3	1	40	60
MU6	Puente Blas García	430	3	1	10	90
MU7	Casas de los Pinos	396	3	1	10	90
MU8	Cola Camarillas	354	3	1	20	80
MU9	Bajo presa Camarillas	350	4	2	70	30
SE01	Bajo presa Anchuricas	860	3	1	90	10
SE02	Camping	685	1	1	100	0
SE03	Cola Fuensanta	491	1	1	100	0
SE04	El Gallego	452	1	3	85	15
SE05	Puente de Híjar	432	1	3	85	15
SE06	Bajo presa del Cenajo	363	2	3	60	40
SE07	Salmerón – Del Rey	325	2	3	60	40
SE08	Las Minas	306	2	2	15	85
SE09	Azud Cañaverosa	290	2	2	5	95
SE10	Azud Esparragal	260	3	3	0	100
SE11	Río Muerto	200	2	1	20	60
SE12	Azud Abarán	148	2	3	0	70
SE13	Azud Ulea	112	4	2	0	80

Tabla 1. Listado y descripción de las localidades muestreadas a escala de macrohábitat. Altitud msnm; estado ecológico; caudal; porcentaje de uso del suelo forestal; porcentaje de uso del suelo agrícola. Estado ecológico: 1=muy bueno; 2=bueno; 3=moderado; 4=deficiente. Caudal: 1= inferior a 1 m³/s; 2=entre 1 y 2 m³/s; 3=superior a 2 m³/s.

Table 1. List of sampling sites and their characterization at macrohabitat level. Altitude MSL; ecological state; flow; forestal area percentage; agricultural area percentage. Ecological state: 1=very good; 2=good; 3=moderate; 4=deficient. Flow: Flow: 1=less than 1 m³/s; 2=between 1 and 2 m³/s; 3=more than 2 m³/s.

presentantes del gradiente longitudinal: altitud sobre el nivel del mar (metros); el estado ecológico de la localidad según el *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura* (CHS 2007) (categorías: 1=muy bueno; 2=bueno; 3=moderado; 4=deficiente); el caudal promedio obtenido en cada localidad durante los muestreos (1=inferior a 1 m³/s; 2=entre 1 y 2 m³/s; 3=superior a 2 m³/s); y los porcentajes de uso del suelo forestal y agrícola, estimados visualmente en el entorno (franja de 300m en ambos márgenes) de cada localidad de muestreo.

En la aproximación a escala de mesohábitat valoramos la calidad ambiental y del refugio íctico disponible en la localidad muestreada (Tabla 2). Para la valoración de la calidad del hábitat se emplearon tres índices ecológicos: el índice de hábitat fluvial (IHF) (Pardo et al. 2002); el índice de evaluación visual del hábitat del río (IEVHR) (Sostoa et al. 2003); y el índice de calidad de las riberas fluviales (RQI, *Riparian Quality Index*) (González del Tánago et al. 2006). También se midió la conductividad ($\pm 0,01\mu\text{S}/\text{cm}$) en cada localidad mediante un lector multiparámetro *Multi 350i*©, variable ambiental con una influencia sig-

nificativa sobre la condición de nuestra especie constatada en trabajos previos (Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003c).

La valoración del refugio íctico disponible se llevó a cabo mediante 3 variables también consideradas a escala de mesohábitat (Tabla 2): diversidad de hábitats, frecuencia de rápidos y abundancia de vegetación acuática. La diversidad de hábitats se ha estimado en función de la variedad de mesohábitats del tramo fluvial: pozas someras, pozas profundas, tablas y rápidos (0-4=tramo con un mesohábitat dominante; 5-6=tramo con dos mesohábitats bien representados; 7-8=tramo con tres mesohábitats bien representados; 9-10=tramo con cuatro mesohábitats bien representados). La frecuencia de rápidos es la relación existente entre la distancia entre rápidos y la anchura del río en la localidad de muestreo (0-4=tramo con flujo del agua detenido a laminar; 5-6=tramo con rápidos ocasionales; 7-8=tramo con rápidos frecuentes; 9-10=frecuencia elevada de rápidos). La abundancia de vegetación acuática fue cuantificada en función de la cobertura de macrófitos (0-2=tramo con ausencia de vegetación; 3-4=presencia de macrófitos; 5-6=manchas de macrófitos; 7-8=diversidad y

Localidad	IHF	IEVHR	RQI	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Diversidad hábitats	Frecuencia rápidos	Abundancia de vegetación acuática
TAI	61,0	67,0	43,0	566,33	5,50	10	5,5
TUS	84,0	90,5	65,0	432,33	7,50	8	6,0
MU1	72,0	75,8	55,0	602,33	4,80	10	4,0
MU2	81,0	94,8	85,0	619,33	8,50	8	5,5
MU3	80,0	95,0	85,0	622,10	8,50	8	5,5
MU4	69,0	59,5	43,0	639,00	5,00	8	7,5
MU5	75,0	64,0	53,0	674,33	6,00	7	3,5
MU6	70,0	70,0	64,0	687,67	5,50	10	5,5
MU7	71,5	68,0	46,0	724,33	5,50	10	6,5
MU8	70,0	64,0	34,0	1303,33	6,00	8	7,0
MU9	67,0	56,0	39,0	1108,67	5,50	10	5,5
SE01	78,0	95,0	94,0	364,00	6,00	9	7,5
SE02	61,0	75,0	98,0	386,67	4,50	7	3,0
SE03	63,0	68,5	87,0	390,33	4,00	10	3,0
SE04	68,0	83,5	80,0	401,00	5,50	9	4,5
SE05	78,0	92,0	98,0	401,33	7,50	9	5,5
SE06	67,0	71,0	77,0	446,67	5,50	9	5,0
SE07	73,0	68,0	66,0	491,67	6,00	8	6,0
SE08	58,0	56,5	69,0	579,33	5,00	7	5,0
SE09	61,5	54,5	32,0	755,67	5,50	8	3,5
SE10	57,0	55,0	44,0	803,00	4,50	6	5,5
SE11	66,0	78,0	70,0	860,67	8,00	8	5,0
SE12	58,0	51,5	45,0	1139,33	4,50	8	3,0
SE13	64,0	57,5	36,0	1157,33	4,50	6	1,0

Tabla 2. Descripción de las localidades muestreadas a escala de mesohábitat. Índice de hábitat fluvial (IHF); índice de evaluación visual del hábitat del río (IEVHR); índice de calidad de ribera (RQI); conductividad; diversidad de hábitats; frecuencia de rápidos; abundancia de vegetación acuática. Las variables son descritas en el texto.

Table 2. Description of sampling sites at mesohabitat level. River habitat index (IHF); river habitat visual evaluation index (IEVHR); riparian quality index (RQI); conductivity; habitat's diversity; riffles frequency; aquatic vegetation abundance. The variables are described in the text.

cobertura moderada del 25 al 50%; 9-10=diversidad y cobertura elevada superior al 50%). En la tabla 2 se presentan los valores promedio obtenidos en cada localidad. Las variables relacionadas con la comunidad piscícola se estimaron con el número de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE: nº de ejemplares/1h pesca). Estas variables quedan descritas en la tabla 3.

Para comparar el estado de condición entre localidades y entre ejes longitudinales fueron realizados análisis de la varianza (ANOVA), con el objetivo de testear diferencias en el estado de condición a escala de localidad y a escala de eje longitudinal, respectivamente.

Los gradientes de los parámetros ambientales (en las escalas de macrohábitat, mesohábitat y comunidad piscícola) fueron analizados mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) sobre matrices de variables ambientales x localidades con el método Varimax de rotación (Quinn &

Keough 2002), transformando las variables [$\text{Ln}(x+1)$ o $\text{Arcsen}\sqrt{x}$] cuando ha sido preciso.

Las relaciones entre Kr y los gradientes ambientales se han realizado mediante análisis de regresión (lineal y cuadrática); empleando las coordenadas de los componentes obtenidos en cada ACP (macrohábitat, mesohábitat y comunidad piscícola) como variables independientes (Clavero et al. 2009, entre otros) y al valor medio de la condición de cada localidad como variable dependiente.

Los análisis estadísticos se han llevado a cabo mediante el paquete estadístico SPSS® v. 15.0.

Resultados

Estado de condición de las poblaciones de *Luciobarbus sclateri*

El estado de condición de las poblaciones estudiadas varía significativamente tanto a escala de lo-

Loc.	CPUE BARBO	CPUE CIPR	CPUE ICTIO	CPUE INVERT	CPUE TOTAL
TAI	150,00	69,00	0,00	0,00	219,00
TUS	117,33	80,00	0,00	0,00	208,00
MU1	14,67	21,33	0,00	0,00	48,00
MU2	27,43	15,43	1,71	18,86	63,43
MU3	19,50	31,50	3,00	10,50	75,00
MU4	27,00	0,00	103,50	25,50	156,00
MU5	60,00	7,50	1,50	139,50	208,50
MU6	90,00	94,00	4,00	117,00	310,00
MU7	64,62	75,69	3,69	175,38	320,31
MU8	4,00	16,00	5,33	16,00	41,33
MU9	79,50	42,00	0,00	10,50	132,00
SE01	16,80	0,00	0,00	0,00	24,00
SE02	123,60	79,20	0,00	0,00	212,40
SE03	111,27	50,18	0,00	0,00	161,45
SE04	103,50	1,50	0,00	226,50	334,50
SE05	19,64	20,73	38,18	40,36	118,91
SE06	64,36	25,09	0,00	0,00	94,91
SE07	29,45	96,00	0,00	0,00	125,45
SE08	78,67	160,00	0,00	30,67	269,33
SE09	62,18	36,00	0,00	58,91	157,09
SE10	72,00	39,00	0,00	58,00	169,00
SE11	88,00	16,50	3,00	84,50	192,00
SE12	45,50	48,75	5,00	86,00	185,25
SE13	54,00	26,00	2,00	60,00	142,00

Tabla 3. Abundancia relativa de peces en las localidades muestreadas. Abundancia de *Luciobarbus sclateri* (CPUE BARBO); abundancia de ciprinidos nativos a la Península Ibérica (CPUE CIPR); abundancia de especies ictiófagas exóticas a la Península Ibérica (CPUE ICTIO); abundancia de especies invertívoras exóticas a la Península Ibérica (CPUE INVERT); abundancia total (CPUE Total). Las variables son descritas en el texto.

Table 3. Fish relative abundance at each sampling site. Abundance of *Luciobarbus sclateri* (CPUE BARBO); abundance of cyprinids native from Iberian Peninsula (CPUE CIPR); abundance of ichthyophagous fish species exotic to Iberian Peninsula (CPUE ICTIO); abundance of invertivorous fish species exotic to Iberian Peninsula (CPUE INVERT); total density (CPUE Total). The variables are described in the text.

calidad (Tabla 4) (ANOVA Kr: $F_{(23,623)}=29,24$; $p<0,001$), como a escala de eje longitudinal (o subcuencia) (río Segura frente río Mundo) (ANOVA Kr: $F_{(1,567)}=63,69$; $p<0,001$), mostrándose el estado de condición promedio significativamente mayor en el río Mundo ($Kr=0,41\pm 0,12$) que en el río Segura ($Kr=-0,21\pm 0,08$). Entre localidades los valores de condición más elevados se obtuvieron en las localidades del Azud de Liétor (MU2: $Kr=1,39\pm 0,34$) y del tramo situado bajo la presa de Talave (MU4: $Kr=0,86\pm 0,29$), ambas pertenecientes al río Mundo; mientras que los valores de

Loc.	n	Longitud total (cm)	Peso total (g)	Kr
TAI	39	11,9 ± 0,7	30,1 ± 5,7	0,85 ± 0,11
TUS	39	12,0 ± 0,4	23,3 ± 2,2	0,12 ± 0,20
MU1	23	10,7 ± 0,3	16,8 ± 2,1	0,38 ± 0,19
MU2	23	13,5 ± 0,7	39,4 ± 6,6	1,39 ± 0,17
MU3	27	15,3 ± 0,4	46,2 ± 3,8	0,62 ± 0,10
MU4	11	18,8 ± 0,7	85,5 ± 9,4	0,86 ± 0,13
MU5	22	19,0 ± 0,5	8,61 ± 6,1	0,00 ± 0,09
MU6	23	13,4 ± 0,9	37,7 ± 7,1	0,48 ± 0,13
MU7	24	13,7 ± 0,6	33,1 ± 5,0	-0,50 ± 0,12
MU8	13	14,9 ± 1,5	50,4 ± 11,8	0,28 ± 0,17
MU9	11	17,0 ± 0,8	61,6 ± 8,4	0,36 ± 0,20
SE01	32	14,8 ± 0,6	40,0 ± 3,9	-0,55 ± 0,13
SE02	36	15,7 ± 0,6	52,9 ± 5,5	0,08 ± 0,16
SE03	33	15,0 ± 0,4	42,5 ± 3,3	0,15 ± 0,13
SE04	36	15,8 ± 0,3	44,1 ± 2,9	-0,72 ± 0,08
SE05	17	16,4 ± 0,5	44,4 ± 4,0	-1,78 ± 0,10
SE06	28	15,0 ± 0,6	46,9 ± 5,7	0,54 ± 0,13
SE07	18	13,8 ± 0,7	34,5 ± 5,0	0,09 ± 0,15
SE08	33	11,5 ± 0,4	20,9 ± 2,1	0,16 ± 0,12
SE09	31	13,9 ± 0,7	38,5 ± 5,2	0,30 ± 0,08
SE10	40	16,0 ± 0,4	51,3 ± 3,7	0,23 ± 0,10
SE11	45	14,1 ± 0,7	37,5 ± 4,6	-1,22 ± 0,08
SE12	28	13,8 ± 0,6	36,1 ± 4,8	0,02 ± 0,09
SE13	15	16,4 ± 1,1	58,2 ± 9,1	-0,20 ± 0,07

Tabla 4. Número de ejemplares capturados en cada localidad de muestreo (n); longitud total promedio (± ES); peso total promedio (± ES); valor promedio de Kr (± ES).

Table 4. Number of individuals captured at each sampling site (n); mean total length (± E.S.); mean total weight (± SE); mean value of Kr (± SE).

condición más reducidos se presentan en las localidades del Puente de Híjar (SE05: $Kr=-1,78\pm 0,21$) y río Muerto (SE11: $Kr=-1,22\pm 0,15$), en este caso pertenecientes al río Segura (Fig. 2).

Relaciones entre los gradientes ambientales y el estado de condición

En la figura 3 se muestran las correlaciones de las variables ambientales con los componentes 1 y 2 (CP1 y CP2) de los ACP realizados en las 3 escalas de aproximación: macrohábitat, mesohábitat y comunidad de peces.

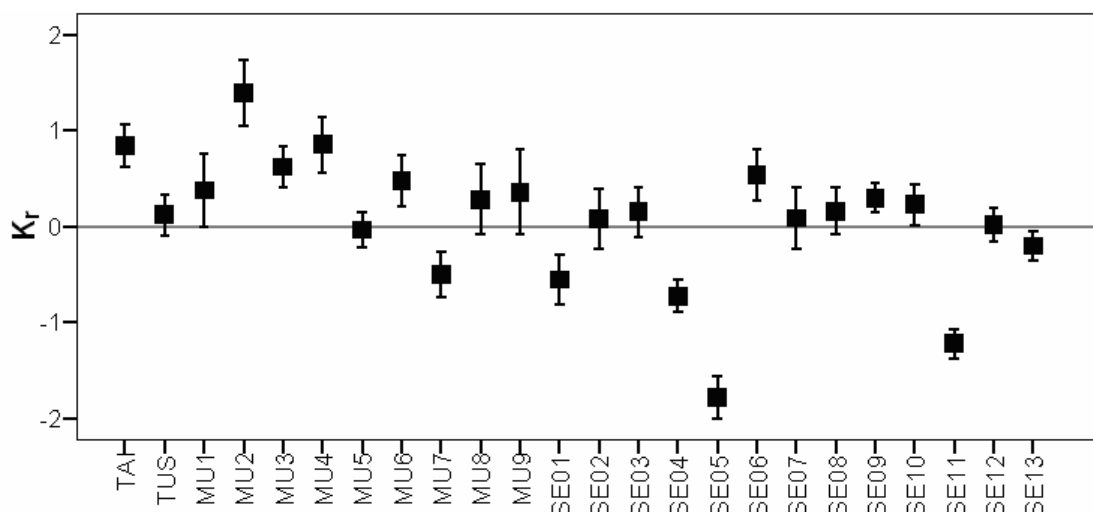


Figura 2. Valor promedio de la condición ($Kr \pm 95\%$ IC) de *Luciobarbus sclateri* en cada localidad de muestreo.

Figure 2. Mean condition ($Kr \pm 95\%$ CL) for *Luciobarbus sclateri* at each sampling site.

A escala de macrohábitat, CP1 y CP2 explican el 80,4% de la variabilidad observada. CP1 (56,5%) muestra un gradiente correlacionado con el eje longitudinal del río y el incremento del impacto antrópico, es decir, representa la reducción en altitud, el cambio desde una cobertura forestal predominante a una agrícola y el decremento del estado ecológico. A su vez, el CP2 (23,9%) muestra el gradiente de caudal presente en las localidades de estudio (Fig. 3).

En relación a las variables valoradas a escala de mesohábitat, CP1 y CP2 explican el 68,6% de la variabilidad observada. El CP1 (49,7%) se identifica con el incremento de la calidad del refugio íctico, ya que se asocia positivamente con el incremento de la cobertura de vegetación acuática, una mayor diversidad de hábitats y puntuaciones elevadas del índice IHF. El CP2 (18,9%) muestra un gradiente desde localidades con alta calidad de la ribera fluvial (RQI elevado) y baja conductividad, hasta localidades con baja calidad de la ribera fluvial y elevada conductividad (Fig. 3).

En lo que respecta a las variables descriptoras de la comunidad de peces, CP1 y CP2 explican el 77,3% de la variabilidad observada. El CP1 (44,7%) representa el aumento de la abundancia de la especie objetivo, de otros cíprinidos nativos a la Península Ibérica y, en consecuencia, de la abundancia total de peces en cada localidad. Por su parte, el CP2 (32,6%) refleja claramente el incremento en la abundancia relativa de especies exóticas a la Península Ibérica (Fig. 3).

En los análisis de regresión realizados no se

han obtenido modelos significativos incluyendo la totalidad de las localidades de muestreo. Sin embargo, con las localidades separadas en función de los ejes longitudinales (río Segura, río Mundo), hemos encontrado modelos significativos en las tres aproximaciones realizadas (macrohábitat, mesohábitat y comunidad de peces). Así, a escala de macrohábitat (Fig. 4) se ha obtenido para las localidades estudiadas en el eje longitudinal del río Mundo un modelo de regresión lineal significativo entre el Kr y el CP1 (gradiente correlacionado con el eje longitudinal del río y el impacto antrópico sobre el cauce fluvial) (Modelo lineal: $R^2=0,664$; $F=11,883$; $p<0,01$).

A escala de mesohábitat (Fig. 5), se ha obtenido un modelo de regresión cuadrático significativo entre Kr y el CP1 (incremento de la calidad del refugio íctico) para las localidades del eje longitudinal del río Segura (Modelo cuadrático: $R^2=0,497$; $F=5,436$; $p<0,05$).

Finalmente, en relación con la comunidad de peces (Fig. 6) encontramos modelos de regresión significativos tanto en el eje longitudinal del río Mundo como en el del río Segura. En el eje longitudinal del río Mundo se presenta una relación cuadrática significativa entre Kr y el CP1 (aumento de la abundancia de la especie objetivo, de otros cíprinidos nativos a la Península Ibérica y de la abundancia total) (Modelo cuadrático: $R^2=0,687$; $F=5,494$; $p=0,05$). Sin embargo, para el eje longitudinal del río Segura; el modelo de regresión se ajusta entre Kr y el CP2 (incremento de la abundancia de especies exóticas a la Península

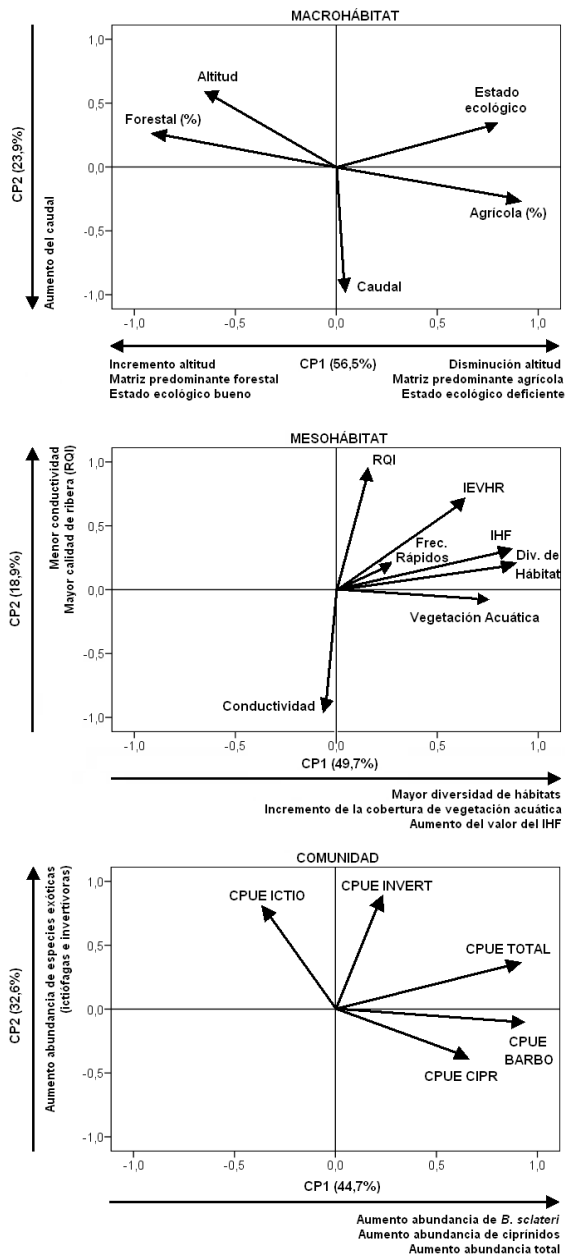


Figura 3. Correlaciones de las variables ambientales con los componentes 1 y 2 (CP1 y CP2) de los ACP realizados a escala de macrohábitat, mesohábitat y de comunidad de peces. Las variables se describen y categorizan en el texto.

Figure 3. Correlations of the environmental variables with the component 1 and 2 (CP1 and CP2) of the PCA at macrohabitat level, mesohabitat level and fish community. The description and categorization of the variables is presented in the text.

Ibérica) (Modelo cuadrático: $R^2=0,718$; $F=13,998$; $p<0,001$).

Discusión

Nuestros resultados muestran que el estado de condición de *L. sclateri* varía significativamente

tanto entre localidades como entre subcuencas o ejes longitudinales. Esta heterogeneidad espacial del estado condición ya había sido observada en estudios previos realizados sobre esta especie en la cuenca del río Segura (Torralva et al. 1997, Oli-va-Paterna et al. 2003a, 2003b y 2003c), así como en poblaciones de *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1865) de la cuenca del río Tajo (Oliveira et al. 2002), de *Barbus meridionalis* Risso, 1826 en el noreste peninsular (Vila-Gispert et al. 2000, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001) y de *Barbus plebejus* Bonaparte, 1839 en la cuenca del río Çoruh (Turquía) (Yıldırım et al. 2006).

Como regla general, las poblaciones de *L. sclateri* de la subcuenca del río Mundo presentan valores de condición más elevados que las presentes en la subcuenca del río Segura.

En relación a la subcuenca del río Mundo, los resultados muestran que el estado de condición está relacionado con la calidad de las riberas y el estado ecológico del tramo fluvial. Las localidades situadas a menor altitud, con riberas más degradadas (relacionadas con usos del suelo predominantemente agrícolas) y peor estado ecológico, presentan las poblaciones con estado de condición más reducido. Estudios previos realizados en la Península Ibérica, observan que la degradación de las riberas y del hábitat fluvial también influye de forma negativa sobre la condición de poblaciones de *B. meridionalis* Risso, 1827 (Vila-Gispert et al. 2000, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001).

Asimismo, también encontramos que la condición muestra un óptimo y posteriormente disminuye con el incremento de la abundancia intraespecífica y de otras especies de ciprínidos nativos a la Península Ibérica. Dado que los individuos de una población compiten por los mismos recursos, la competencia intraespecífica podría estar afectando al estado de condición a nivel poblacional, situación observada en otras especies de peces (Schindler et al. 1997). Asimismo, la condición también disminuye con la abundancia de *Gobio lozanoi*, *Pseudochondrostoma polylepis* y *Squalius pyrenaicus*, cuya densidad aumenta de forma paralela a la densidad *L. sclateri*. Estos son, salvo *S. pyrenaicus*, ciprínidos mayormente gregarios que comparten requisitos ecológicos semejantes a los de *L. sclateri*, pudiendo ocasionar fenómenos de competencia interespecífica. Sin embargo, en nuestra opinión ambas hipótesis requieren de análisis más detallados para llegar a conclusiones ta-

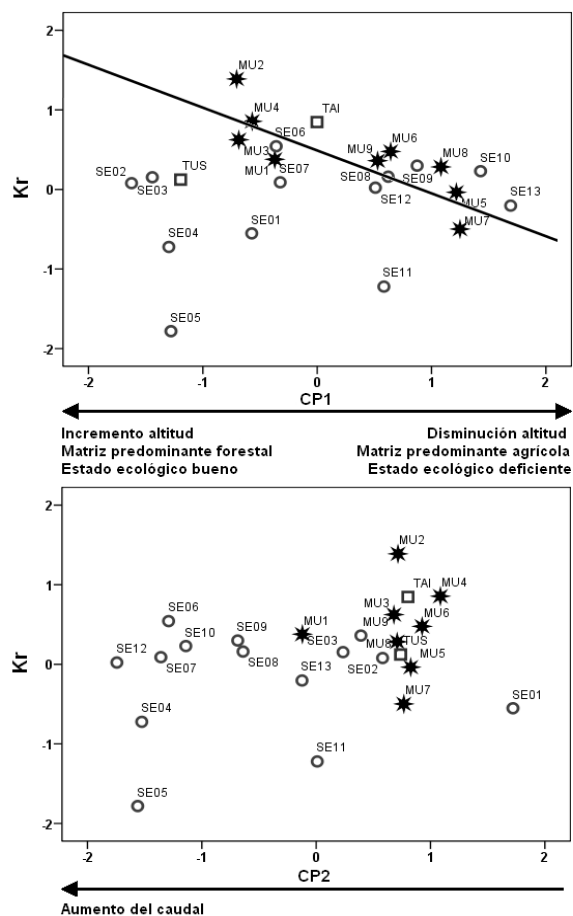


Figura 4. Relaciones entre los gradientes ecológicos (CP1 y CP2) a escala de macrohábitat y el índice de condición (Kr) de las poblaciones de *Luciobarbus sclateri*. Línea continua: modelo de regresión para las localidades del río Mundo.

Figure 4. Relationships between the ecological gradients (CP1 and CP2) at the macrohabitat level and the condition index (Kr) from the studied populations of *Luciobarbus sclateri*. Solid line: regression model for the Mundo river sampling sites.

xativas.

En la subcuenca del río Segura el estado de condición se relaciona con la calidad del refugio íctico, un elemento determinado por la cantidad y calidad de las estructuras físicas presentes en el cauce, la cobertura de vegetación y restos vegetales presentes, entre otros (Everett & Ruiz 1993). Oliva-Paterna et al. (2003b) observa que la condición de *L. sclateri* se relaciona positivamente con la calidad del hábitat y refugio íctico, sin embargo, los resultados obtenidos muestran un óptimo y posterior disminución de la condición con el incremento de la calidad del hábitat y refugio íctico (Fig. 5). Consideramos que ambos resultados no son comparables, ya que en el mencionado estudio se incluyeron localidades con tramos fluviales de régimen hídrico discontinuo, donde el cauce se

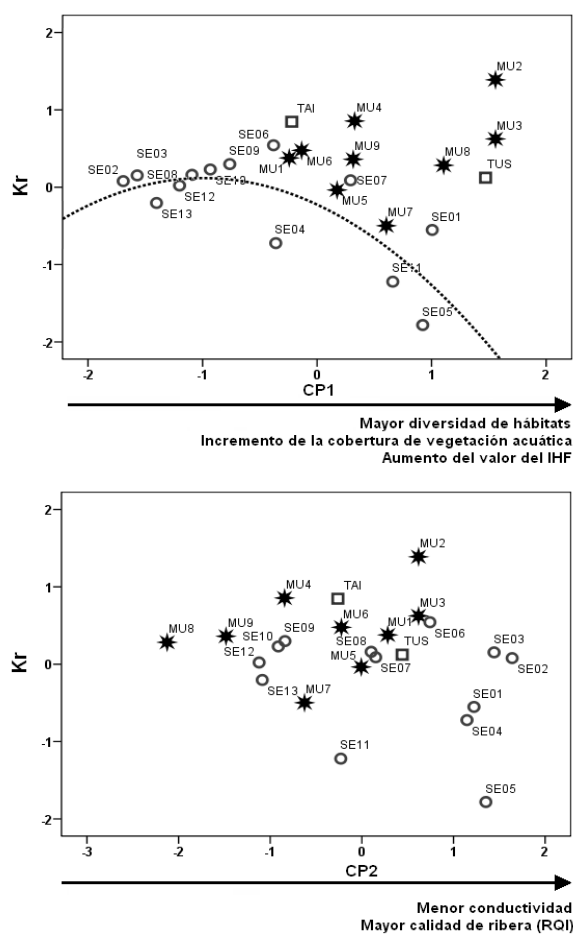


Figura 5. Relaciones entre los gradientes ecológicos (CP1 y CP2) a escala de mesohábitat y el índice de condición (Kr) de las poblaciones de *Luciobarbus sclateri*. Línea discontinua: modelo de regresión para las localidades del río Segura.

Figure 5. Relationships between the ecological gradients (CP1 and CP2) at the mesohabitat level and the condition index (Kr) from the studied populations of *Luciobarbus sclateri*. Dashed line: regression model for the Segura river sampling sites.

seca estacionalmente reduciéndose a pozas aisladas, mientras que en nuestro estudio todas las localidades cuentan con agua durante todo el año. Por lo tanto, el tipo de régimen hídrico presente en el tramo fluvial debe ser un factor a considerar.

También encontramos que la condición muestra un óptimo y posterior disminución con la abundancia de especies exóticas a la Península Ibérica. Estas especies incluyen depredadores cuyo impacto negativo en la Península Ibérica sobre nuestra especie objeto de estudio y/o especies emparentadas ha sido constatado en varios estudios (Rincón et al. 1990, Nicola et al. 1996), siendo además la exposición prolongada a depredadores un factor que podría afectar negativamente a la condición de poblaciones ícticas (Laakkonen 2006). Estas especies exóticas también incluyen

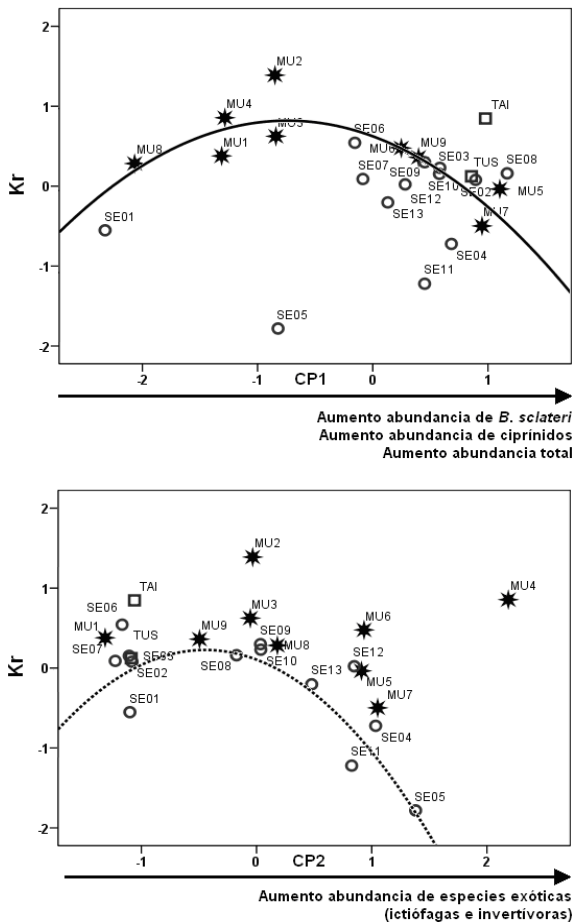


Figura 6. Relaciones entre los gradientes ecológicos (CP1 y CP2) a escala de comunidad piscícola y el índice de condición (Kr) de las poblaciones de *Luciobarbus sclateri*. Línea continua: modelo de regresión para las localidades del río Mundo; línea discontinua: modelo de regresión para las localidades del río Segura.

Figure 6. Relationships between the ecological gradients (CP1 and CP2) at the fish assemblage level and the condition index (Kr) from the studied populations of *Luciobarbus sclateri*. Solid line: regression model for the Mundo river sampling sites; dashed line: regression model for the Segura river sampling sites.

especies de dieta invertívora, que pueden incluir huevos y larvas de otras especies de peces en su dieta, como el ciprínido *Alburnus alburnus* y el centrárquido *Lepomis gibbosus*, cuya presencia también puede tener consecuencias negativas sobre las comunidades ícticas nativas (Torralva et al. 2005) y, en consecuencia, sobre las poblaciones de *L. sclateri*.

La condición de *L. sclateri* y de especies cercanas puede verse influida por la disponibilidad de refugio (Vila-Gispert et al. 2000, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001, Oliva-Paterna et al. 2003a), la calidad del hábitat fluvial (Oliva-Pater-

na et al. 2003b), la calidad del agua (Oliva-Paterna et al. 2003c), el nivel de impacto antrópico sobre el entorno fluvial (agricultura, regulación hídrica, etc.) (Torralva et al. 1997, Oliva-Paterna et al. 2003c), la concentración de oxígeno y el estado de la vegetación de ribera (Vila-Gispert et al. 2000, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2001), entre otros.

Este estudio constata la variación espacial del estado de condición de las poblaciones de *L. sclateri* en la cuenca del río Segura. Detectamos una mejor condición en la subcuenca del río Mundo, donde obtenemos modelos significativos con la degradación de la vegetación de ribera y el estado ecológico del tramo fluvial, así como con la abundancia intraespecífica y de otras especies de ciprínidos nativos a la Península Ibérica. Por su parte, en el eje longitudinal del río Segura los modelos significativos relacionan la condición con la calidad del hábitat y del refugio íctico, así como con la presencia de especies exóticas. Los resultados obtenidos muestran que el estado de condición de una población está sujeto a múltiples factores ambientales, incluyendo el impacto antrópico sobre el entorno fluvial. Esta información debe tenerse en consideración para abordar cualquier medida de conservación y gestión de las especies implicadas.

Agradecimientos

A la fundación SENECA por la financiación del Proyecto “Efecto de la modificación antrópica del régimen hídrico sobre los peces epicontinentales nativos y exóticos de la Cuenca del Río Segura”, que ha permitido la realización de este estudio. Parte del estudio se ha realizado en el contexto del Máster en Gestión de la Biodiversidad de Ambientes Mediterráneos de la Universidad de Murcia.

Referencias

- Abdoli A, Pont D & Sagnes P. 2007. Intrabasin variations in age and growth of bullhead: the effects of temperature. *Journal of Fish Biology* 70: 1224-1238.
- Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Fernández-Delgado C & Torralva M. 2003. Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 19 (4): 202-208.
- Bagamian KH, Heins DC & Baker JA. 2004. Body condi-

- tion and reproductive capacity of three-spined stickleback infected with the cestode *Schistocephalus solidus*. *Journal of Fish Biology* 64 (6): 1568-1576.
- Brown ML & Austin DJ. 1996. Data management and statistical techniques. En *Fisheries Techniques* (Murphy BR & Willis DW, eds.). Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp 17-61.
- CEN document. 2003. Water quality-Sampling of fish with electricity. CEN/TC 230.
- CHS. 2007. Confederación Hidrográfica del Segura - Ministerio de Medio Ambiente. Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Versión 4. Disponible en internet en <www.chsegura.es> [Accedido el día 18 de Mayo de 2010].
- Clavero M, Pou-Rovira Q & Zamora L. 2009. Biology and habitat use of three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in intermittent Mediterranean streams. *Ecology of Freshwater* 18: 550-559.
- Descroix A, Desvillettes C, Martin P, Anneville O, Bec A & Bourdier G. 2009. Feeding, growth and nutritional status of restocked salmon parr along the longitudinal gradient of a large European river: the Allier. *Ecology of Freshwater Fish* 18 (2): 282-296.
- Doadrio I, Carmona JA & Machordom A. 2002. Haplotype Diversity and Phylogenetic Relationships Among the Iberian Barbels (*Barbus*, Cyprinidae) Reveal Two Evolutionary Lineages. *The Journal of Heredity* 93 (2): 140-147.
- Encina L & Granado-Lorencio C. 1997. Seasonal changes in condition, nutrition, gonad maturation and energy content in barbel, *Barbus sclateri*, inhabiting a fluctuating river. *Environmental Biology of Fishes* 50 (1): 75-84.
- Everett RA, & Ruiz GM. 1993. Coarse Woody Debris as a Refuge from Predation in Aquatic Communities. *An Experimental Test. Oecologia* 93 (4): 475-486.
- González del Tánago M, García de Jalón D, Lara F & Garilleti R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil* 143: 97-108.
- Herrera M & Fernández-Delgado C. 1992. The life-history patterns of *Barbus bocagei sclateri* (Günther, 1868) in a tributary stream of the Guadalquivir River basin, southern Spain. *Ecology of Freshwater Fish* 1: 42-51.
- Jakob EM, Marshall SD & Uetz GW. 1996. Estimating Fitness: A Comparison of Body Condition Indices. *Oikos* 77 (1): 61-67.
- Laakkonen MVM. 2006. The effects of long-term predator exposure on body composition and condition of young Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Annales Zoologici Fennici* 43: 263-270.
- Martínez-Morales I, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D & Torralva M. 2010. Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica). *Anales de Biología* 32: 47-58.
- Nash, RDM, Valencia AH & Geffen AJ. 2006. The origin of fulton's condition factor: Setting the record straight. *Fisheries* 31 (5): 236-238.
- Nicola GG, Almodóvar A & Elvira B. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera lakes, Central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43 (2): 179-184.
- Oliva-Paterna FJ, Torralva M & Fernández-Delgado C. 2002. Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *Journal of Fish Biology* 60: 389-404.
- Oliva-Paterna FJ, Vila-Gispert A & Torralva M. 2003a. Condition of *Barbus sclateri* from semi-arid aquatic systems: habitat quality effects. *Journal of Fish Biology* 63: 699-709.
- Oliva-Paterna FJ, Miñano PA & Torralva M. 2003b. Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Environmental Biology of Fishes* 67: 13-22.
- Oliva-Paterna FJ, Andreu A & Torralva M. 2003c. Water quality affects the Condition of *Barbus sclateri* Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) in semi-arid reservoirs from the Iberian Peninsula. *Anales de Biología* 25: 3-11.
- Oliva-Paterna FJ, Andreu A & Torralva M. 2007. Especies Invasoras colonizan la Cuenca del Río Segura: El efecto Frankenstein. *Dugastella* 4: 63-68.
- Oliveira JM, Ferreira AP & Ferreira MT. 2002. Intraspecific variations in age and growth of *Barbus bocagei* populations. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 134-139.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuellar P, Moyà G, Prat N, Robles S, Luisa-Suárez M, Toro M & Vidal-Abarca MR. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21(3-4): 115-133.
- Quinn GP & Keough MJ. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Rincón PA, Velasco JC, González N & Pollo C. 1990. Fish assemblages in small streams in western Spain: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie* 118 (1): 81-91.
- Schindler DE, Hodgson JR & Kitchell JF. 1997. Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. *Oecologia* 110 (4): 592-600.
- Sostoa A, Casals F, Caiola NM, Vinyoles D, Sánchez S & Franch C. 2003. Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya. Documents tècnics de l'Agència Catalana de l'Aigua. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.
- Sutton SG, Bult TP & Haedrich RL. 2000. Relationships among Fat Weight, Body Weight, Water Weight, and Condition Factors in Wild Atlantic Salmon Parr. *Transactions of the American Fisheries Society* 129 (2): 527-538.
- Tedesco PA, Sagnes P & Laroche J. 2009. Variability in the growth rate of chub *Leuciscus cephalus* along a longitudinal river gradient. *Journal of Fish Biology* 74: 312-319.
- Torgersen CE, Baxter CV, Li HW & McIntosh BA. 2006. Landscape Influences on Longitudinal Patterns of

- River Fishes: Spatially Continuous Analysis of Fish Habitat Relationships. American Fisheries Society Symposium 48: 473-492.
- 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.
- Torralva M, Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Verdiell D, Miñano PA & Egea A. 2005. Atlas de Distribución de los Peces Continentales de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. CARM.
- Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2006. Condition of *Salaria pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology* 22 (5): 407-413.
- Vidal-Abarca MR, Montes C, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1990. Sectorización ecológica de cuencas fluviales: Aplicación a la Cuenca del Río Segura (SE. De España). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 10: 149-182.
- Vidal-Abarca MR, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica* 8: 151-160.
- Vila-Gispert, A., L. Zamora & R. Moreno-Amich. 2000. Use of the condition of Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) to assess habitat quality in stream ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie* 148 (1): 135-145.
- Vila-Gispert A & Moreno-Amich R. 2001. Mass-length relationship of Mediterranean barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. *Journal of Fish Biology* 59 (4): 824-832.
- Yıldırım A, Arslan M, Bektas S & Pegg M. 2006. Spatial and Seasonal Variations in Condition of *Barbus plebejus escherichi* in the Upper Çoruh River, Turkey. *Journal of Freshwater Ecology* 21 (3): 379-384.