

Efectos de la modificación hidromorfológica sobre el crecimiento y estado de condición de *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) en la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica)

David Verdiell-Cubedo, Francisco J. Oliva-Paterna, Ana Ruíz-Navarro, Mar Torralva.

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. 30100 Murcia. (verdiell@um.es)

RESUMEN

Los índices de crecimiento y condición son de gran utilidad en el seguimiento y evaluación de los efectos ambientales sobre el estado de poblaciones ícticas. El objetivo del presente trabajo fue analizar las posibles diferencias en el crecimiento y la condición de poblaciones de *Luciobarbus sclateri* en tres sectores fluviales con distintas condiciones de caudal y hábitat ripario, en la cuenca del río Segura.

El sector del río Mundo mostró una alteración del caudal muy elevada junto con unos valores de RQI muy bajos, si bien, los valores más elevados en crecimiento y condición se observaron en este sector. Esta situación probablemente refleja una respuesta adaptativa de la especie a las alteraciones hidromorfológicas. Estos resultados muestran la importancia de estudiar parámetros biológicos para evaluar los impactos antropogénicos sobre la ictiofauna nativa.

Palabras clave: Ríos mediterráneos, impactos antrópicos, caudales, ciprínidos, parámetros biológicos, plasticidad fenotípica.

ABSTRACT

Growth and condition indices are useful to assess and evaluate the effects of environmental conditions on fish populations. The objective of this study was to analyse the possible differences in growth and condition of *Luciobarbus sclateri* populations, inhabiting three river sectors with different flow and riparian habitat conditions in the Segura River basin.

Flow alteration was higher and RQI index was lower in the Mundo River. However, growth and condition indices were significantly higher in that sector. This situation was probably related to adaptive response of *L. sclateri* to altered hydromorphological conditions. Results emphasize the importance of studying biological traits to assess anthropogenic impacts on native fish fauna.

Key words: Mediterranean rivers, anthropogenic impacts, flows, cyprinids, biological traits, phenotypic plasticity.

INTRODUCCIÓN

Los ríos mediterráneos se caracterizan por estar sometidos a una fuerte variación estacional de sus caudales, alternando periodos de sequía, típicos de los meses de verano, junto con avenidas relacionadas con lluvias torrenciales, de intensidad variable y que pueden llegar a ser de gran magnitud. A esta gran variabilidad intraanual se superpone una variabilidad interanual, sumada a una variabilidad espacial relacionada con la presencia en un mismo sistema fluvial de tramos de aguas permanentes frente a tramos de aguas temporales (ríos intermitentes). Dichas peculiaridades ambientales hacen que las comunidades biológicas de los ríos mediterráneos hayan desarrollado estrategias que les confieren un elevado grado de singularidad y exclusividad (Gasith & Resh 1999).

En la cuenca mediterránea la intervención humana sobre los sistemas acuáticos epicontinentales es muy antigua, pero sus efectos se han visto agudizados durante las últimas décadas debido al incremento en la demanda de agua (Hooke 2006). La construcción de un gran número de embalses, la derivación de caudales, la canalización de los tramos medios y bajos de los ríos y el incremento de la contaminación orgánica e inorgánica de las aguas, han dado como resultado una profunda transformación de los mismos, con consecuencias muy negativas sobre la ictiofauna nativa (Hermoso & Clavero 2011).

La mayor parte de las cuencas fluviales de la Península Ibérica tienen un carácter mediterráneo por lo que las comunidades de peces nativos han evolucionado y se han estructurado en función de dicho marco ambiental (Magalhaes et al. 2003, Encina et al. 2006, Pires et al. 2010). Dicha coevolución ha dado lugar a que sus especies ícticas hayan desarrollado estrategias de vida exclusivas que, junto con su elevado grado de rareza y endemidad, determinan el elevado interés conservacionista que presentan estas comunidades (Clavero et al. 2004, Vinyoles & Sostoa 2007, Hermoso et al. 2009, Maceda-Veiga et al. 2010).

La modificación de los regímenes hidrológicos naturales es uno de los principales factores de amenaza sobre las poblaciones de peces nativos epicontinentales a nivel mundial (Richter et al. 2003). La modificación antrópica de los flujos naturales puede resultar en una simplificación del ecosistema fluvial, reduciendo la riqueza de especies nativas, modificando su distribución y abundancia, así como ciertos parámetros relacionados con la estrategia de vida de dichas especies (Torralva et al. 1997, Bernardo et al. 2003, Sánchez-Navarro et al. 2007, Benejam et al. 2010).

La Cuenca Hidrográfica del Segura es una cuenca fuertemente regulada, con más de 30 grandes presas que representan un volumen total de embalse de aproximadamente 1.141 hm³ frente a los 871 hm³ de recursos superficiales naturales que posee. Además, recibe anualmente un promedio de 340 hm³ a través del trasvase Tajo-Segura (en algunos años hasta 600 hm³) (CHS 2007). En este contexto, la intensa modificación de los regímenes hidrológicos naturales está considerada como uno de los principales factores de amenaza sobre las comunidades de peces de la cuenca (Andreu-Soler et al. 2006, Martínez-Morales et al. 2010, Verdiell-Cubedo et al. 2011).

Puesto que las especies ícticas de los ríos ibéricos mediterráneos están adaptadas a los regímenes hidrológicos naturales, cualquier alteración antrópica de este patrón puede estar provocando, a su vez, cambios en determinados parámetros de la biología de dichas especies. Así, los principales objetivos del presente estudio fueron: (1) analizar la variación espacial del crecimiento y el estado de condición del ciprínido nativo *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) en tres sectores de la cuenca del río Segura con diferentes condiciones hidromorfológicas, y (2) evaluar las relaciones entre la alteración hidromorfológica y la variación en dichos parámetros biológicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La Cuenca Hidrográfica del Segura se encuentra situada en el sureste de la Península Ibérica y tiene una superficie aproximada de 18.870 Km² (Fig. 1). Su clima es mediterráneo con características semiáridas en una gran superficie de su territorio con una precipitación media de 400 mm anuales. El sustrato geológico dominante son rocas calizas, aunque en muchas zonas son abundantes las margas. Si bien las zonas altas de la cuenca poseen usos del suelo forestales o cultivos de secano (cereales, almendros y olivos), las zonas situadas a menor altitud (Vegas Media y Baja del Segura, Campo de Cartagena) sostienen una intensa actividad agrícola dominada por el regadío intensivo de hortalizas, cítricos y otros frutales (CHS 2007).

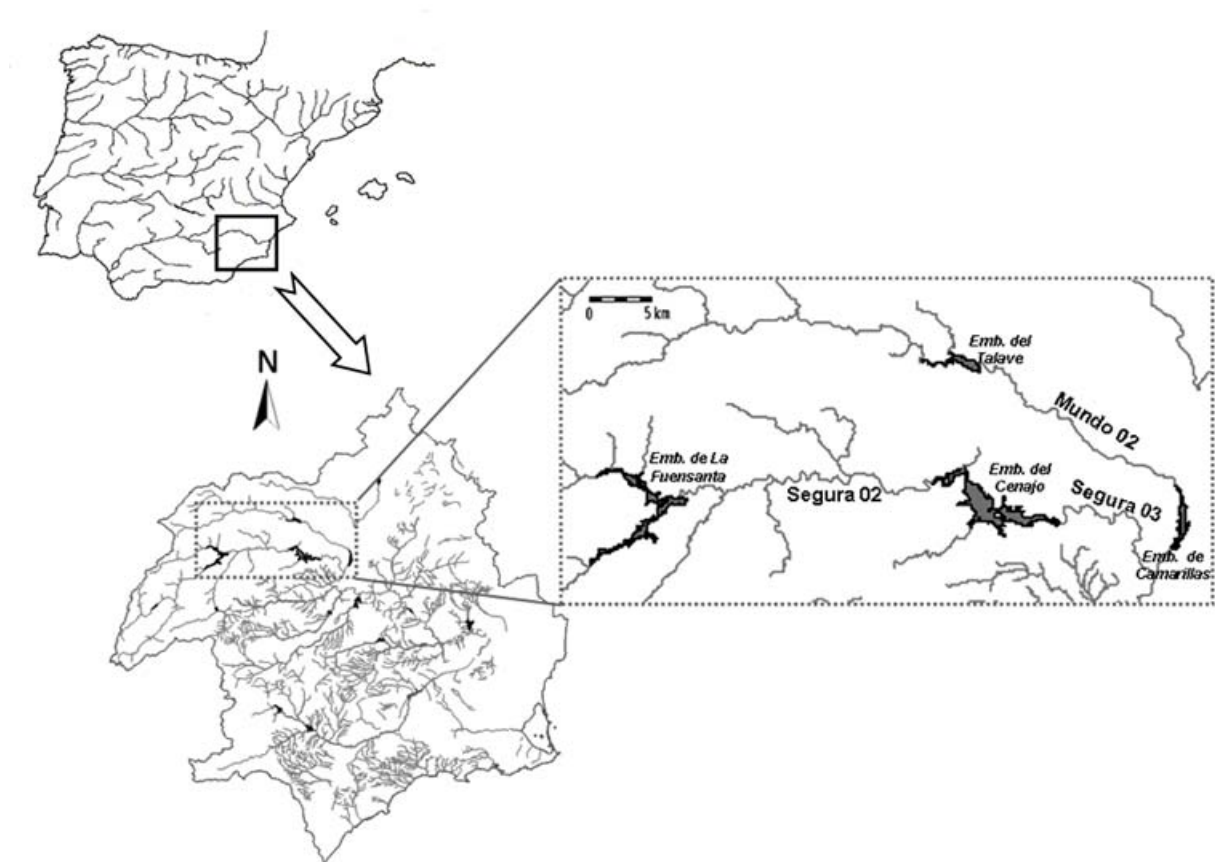


Figura 1. Cuenca Hidrográfica del Segura y localización de los sectores establecidos en el presente trabajo.

Los tramos de río o sectores objeto de estudio se localizaron en la zona alta de la cuenca y fueron los siguientes: 1) Sector Mundo 02 (MUN02), tramo del río Mundo localizado entre el embalse del Talave (receptor de las aguas del trasvase Tajo-Segura) y el embalse de Camarillas; 2) Sector Segura 02 (SEG02), tramo del río Segura localizado entre el embalse de La Fuensanta y el embalse del Cenajo; 3) Sector Segura 03 (SEG03), tramo del río Segura localizado entre el embalse del Cenajo y la confluencia del río Mundo con el río Segura (Fig. 1).

Metodología de campo y laboratorio

El periodo de muestreo se desarrolló durante los meses de octubre y noviembre del año 2009. En cada uno de los sectores de estudio se establecieron tres localidades de muestreo representativas de las condiciones generales del hábitat fluvial características del sector. Cada una de las localidades consistió en un tramo de río

de unos 100 m de longitud donde se realizó una valoración de la calidad del hábitat fluvial mediante la aplicación del índice RQI “Riparian Quality Index” (González del Tánago et al. 2006).

La metodología de pesca consistió en la realización de muestreos cuantitativos mediante pesca eléctrica con un voltaje de 200-400 V e intensidad de 2,0-3,5 A (ver Zamora et al. 2009). Los ejemplares de *L. sclateri* capturados fueron anestesiados con benzocaína y, para cada una de las localidades, se obtuvo una muestra de 25-30 ejemplares que fueron conservados en formol al 10%. Además, se obtuvo una muestra adicional de 3-4 ejemplares por localidad (10 ejemplares por sector) que fueron conservados en nitrógeno líquido para los análisis de composición bioquímica. En el laboratorio se tomaron medidas individuales de longitud furcal (LF \pm 1 mm), peso total (PT \pm 0,1 g), peso eviscerado (PE \pm 0,1 g) y peso del hígado (PH \pm 0,001 g), así como del sexo de los ejemplares (macho, hembra, indeterminado).

De cada ejemplar se obtuvo una muestra de 4-6 escamas para la determinación de la edad. Las escamas fueron examinadas mediante una lupa Leica MZ 9.5 con cámara digital incorporada. La distancia desde el foco de la escama a cada uno de los anillos de crecimiento fue determinada mediante el software LAS V 3.5.0.

En el análisis bioquímico los ejemplares fueron homogenizados y analizados por duplicado. Los valores de proteína se calcularon mediante el método de Kjeldahl utilizando el factor de conversión 6,25. Los lípidos totales se extrajeron con etil-éter utilizando un extractor SOXTEC System HT6. La determinación de cenizas se realizó en horno eléctrico a 450 ± 2 °C y el contenido en agua (humedad) se determinó por secado a peso constante en estufa a 105 ± 1 °C.

Análisis de datos

La condición somática y hepática se analizaron mediante el análisis de la covarianza (ANCOVA), utilizando el peso total, peso eviscerado y peso del hígado como variables dependientes, la longitud furcal como covariable (todas con transformación logarítmica) y el sector como factor fijo. Los valores promedio estimados por el ANCOVA fueron utilizados como índices de condición para la comparación entre sectores fluviales.

El análisis del retrocálculo se ha realizado aplicando el criterio de Bagenal & Tesch (1978). El cálculo de las tasas instantáneas de crecimiento en longitud (g) se realizó según Wootton (1998).

Las posibles diferencias en los parámetros bioquímicos entre sectores (% peso húmedo, transformación arcoseno), así como en las longitudes medias retrocalculadas, fueron analizadas mediante el test de ANOVA y el post-hoc de Tukey. Del mismo modo, la relación entre la longitud furcal (LF) y el radio de la escama (RT) fue analizada mediante el análisis de la covarianza (ANCOVA).

La caracterización de los regímenes hidrológicos de los distintos sectores se realizó a partir de los datos aportados por las estaciones de aforo que posee la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), para un periodo de tiempo comprendido entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2009. Las estaciones de aforo escogidas se localizaron aguas abajo y a pie de presa de cada uno de los embalses que delimitan por su zona superior a los sectores de estudio (p.e. sector Mundo 02-embalse del Talave). Para la estimación de los regímenes naturales (caudales estimados) se realizó el cálculo a partir de las aportaciones que recibió cada uno de estos embalses durante el periodo 2000-2009.

RESULTADOS

En el análisis de la condición somática y hepática de *L. sclateri* se constató la homogeneidad de las pendientes de las regresiones LF-PT, LF-PE y LF-PH entre sectores (Tabla I). Por otro lado, se detectaron diferencias

significativas en los valores promedio estimados del PT, PE y PH en función del sector (Tabla 1), mostrando una condición somática significativamente mayor en los sectores MUN02 y SEG03 (Fig. 2), y una condición hepática superior en el sector SEG03 con respecto al resto (Fig. 2).

Tabla 1. Resultados de los ANCOVAs de las relaciones L_F-P_T, L_F-P_E y L_F-P_H de *Luciobarbus sclateri* en el área de estudio.

	F	gl	P
Peso total			
Diseño preliminar (interacción)			
Longitud	20533,74	1	<0,001
Sector	2,29	2	0,104
Longitud x sector	1,64	2	0,196
Diseño final (sin interacción)			
Longitud	26145,83	1	<0,001
Sector	20,09	2	<0,001
Peso eviscerado			
Diseño preliminar (interacción)			
Longitud	21999,84	1	<0,001
Sector	2,31	2	0,102
Longitud x sector	1,49	2	0,228
Diseño final (sin interacción)			
Longitud	27195,74	1	<0,001
Sector	14,76	2	<0,001
Peso hígado			
Diseño preliminar (interacción)			
Longitud	944,97	1	<0,001
Sector	1,38	2	0,254
Longitud x sector	2,25	2	0,108
Diseño final (sin interacción)			
Longitud	1203,26	1	<0,001
Sector	13,69	2	<0,001

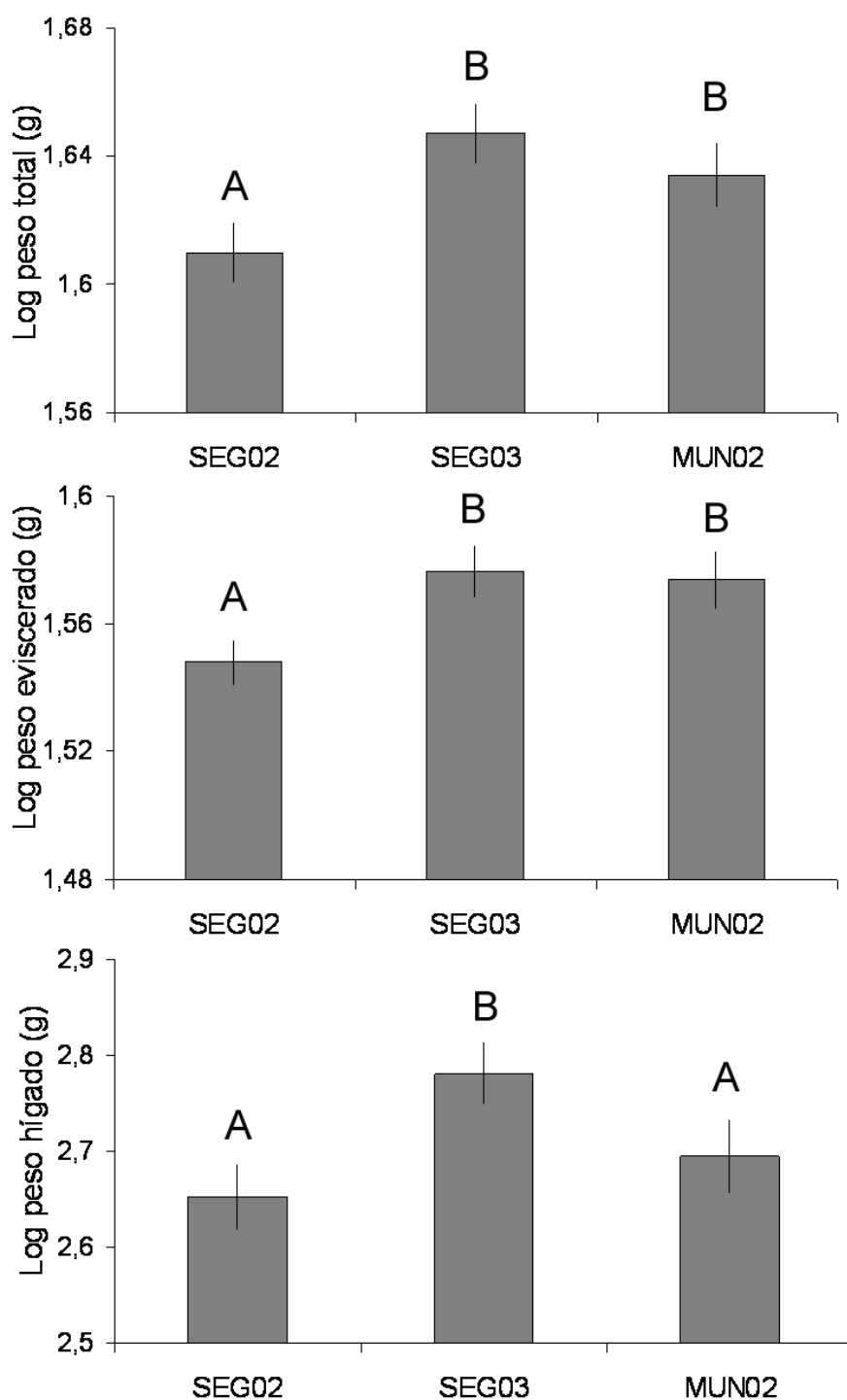


Figura 2. Valores promedio de la condición somática (\pm L.C. 95%) y la condición hepática (\pm L.C. 95%) de *Luciobarbus sclateri* en cada uno de los sectores de estudio. La presencia de diferencias significativas entre grupos (test de Bonferroni) se indica mediante letras.

En la relación entre la longitud furcal (LF) y el radio de la escama (RT), no se detectaron diferencias significativas entre machos ($n = 95$) y hembras ($n = 72$) (ANCOVA: $F = 0,475$, $P = 0,492$), por lo que ambos fueron tratados de forma conjunta. La regresión lineal LF-RT resultó significativa para todos los sectores

(MUN02: $R^2 = 0,88$, $P < 0,001$; SEG02: $R^2 = 0,93$, $P < 0,001$; SEG03: $R^2 = 0,92$, $P < 0,001$), sin embargo la constante resultó no significativa en todos los casos ($P > 0,05$), por lo que la ecuación del retrocálculo aplicada a cada uno de los sectores fue: $L_n = R_n / RT$, siendo L_n la longitud a la edad “n”, RT el radio total de la escama y R_n el radio de la escama a la edad “n”. En la Tabla 2 se muestran las longitudes retrocalculadas en cada uno de los sectores para los ejemplares con edades inferiores a 7+.

Tabla 2. Longitudes medias retrocalculadas (mm), incremento anual en longitud y tasas instantáneas de crecimiento de *Luciobarbus sclateri* en cada uno de los sectores de estudio. Los números romanos indican las edades a las que han sido retrocalculadas las longitudes. g: tasa instantánea de crecimiento.

MUN02	n	Longitud furcal (mm)						
		I	II	III	IV	V	VI	VII
1+	3	44,2						
2+	4	46,3	76,0					
3+	3	60,3	90,7	121,5				
4+	21	49,0	77,2	113,6	153,8			
5+	14	50,1	77,4	110,2	140,4	167,5		
6+	2	52,0	83,1	112,6	138,6	169,4	193,8	
7+	2	61,5	109,1	147,6	185,9	216,0	249,9	284,7
Media		50,4	79,9	114,6	149,1	172,1	209,4	246,9
L.C. 95%		2,1	3,9	5,6	6,4	9,8	42,9	90,4
Incremento			29,5	34,6	34,5	23,2	37,3	37,5
g			0,46	0,36	0,26	0,14	0,2	0,16
SEG02								
1+	0							
2+	1	56,2	91,7					
3+	2	44,4	70,0	107,0				
4+	26	46,6	73,0	101,1	124,7			
5+	14	45,6	67,7	90,2	118,9	144,5		
6+	5	50,1	75,3	104,6	130,7	164,3	200,1	
7+	2	46,3	71,2	93,4	114,5	152,1	180,2	206,9
Media		46,8	71,9	98,1	123,2	150,3	193,3	208,7
L.C. 95%		1,4	2,2	3,0	3,7	8,1	17,2	43,3
Incremento			25,2	26,2	25,0	27,1	43,1	15,4
g			0,43	0,31	0,23	0,20	0,25	0,08
SEG03								
1+	9	48,7						
2+	7	48,8	68,2					
3+	21	48,7	77,6	100,4				
4+	21	42,0	66,1	88,9	106,8			
5+	5	49,8	70,7	90,9	115,1	135,5		
6+	5	52,7	79,2	103,9	129,3	148,0	162,0	
7+	3	47,7	71,3	96,1	115,5	136,9	151,9	166,9
Media		47,0	71,9	95,2	112,1	140,6	158,2	166,9
L.C. 95%		1,4	2,5	3,7	5,3	13,6	22,7	88,7
Incremento			24,9	23,3	16,9	28,5	17,6	8,7
g			0,42	0,28	0,16	0,23	0,12	0,05

El test de ANOVA mostró diferencias significativas entre sectores para las longitudes retrocalculadas en las edades I a VI (I: $F = 5,71$, $P < 0,01$; II: $F = 9,97$, $P < 0,001$; III: $F = 24,47$, $P < 0,001$; IV: $F = 52,46$, $P < 0,001$; V: $F = 10,87$, $P < 0,001$; VI: $F = 5,70$, $P < 0,01$), sin embargo no se detectaron diferencias en la edad VII ($F = 2,99$, $P > 0,05$). El sector MUN02 mostró longitudes retrocalculadas superiores con respecto a los otros dos sectores para las edades comprendidas entre I y V (post-hoc de Tukey: $P < 0,01$) (Tabla 2). Para la edad VI, la longitud retrocalculada fue significativamente mayor en MUN02 con respecto a SEG03 (post-hoc de Tukey: $P < 0,05$), no existiendo diferencias significativas entre MUN02 y SEG02 y entre SEG03 y SEG02 (post-hoc de Tukey: $P > 0,05$).

El cálculo de las tasas instantáneas de crecimiento reveló mayores tasas para los ejemplares del sector MUN02 durante los tres primeros años de vida (Tabla 2).

El contenido proteico y contenido en agua mostraron diferencias significativas en función del sector (ANOVA: $F = 26,97$, $P < 0,001$; $F = 3,53$, $P < 0,05$, respectivamente). El contenido en proteínas fue significativamente mayor en los ejemplares capturados en el sector MUN02 con respecto a los otros sectores, siendo menor en el sector SEG02 (Fig. 3). No se detectaron diferencias significativas para el contenido en lípidos y cenizas (ANOVA: $F = 0,97$, $P > 0,05$; $F = 0,01$, $P > 0,05$, respectivamente) (Fig. 3).

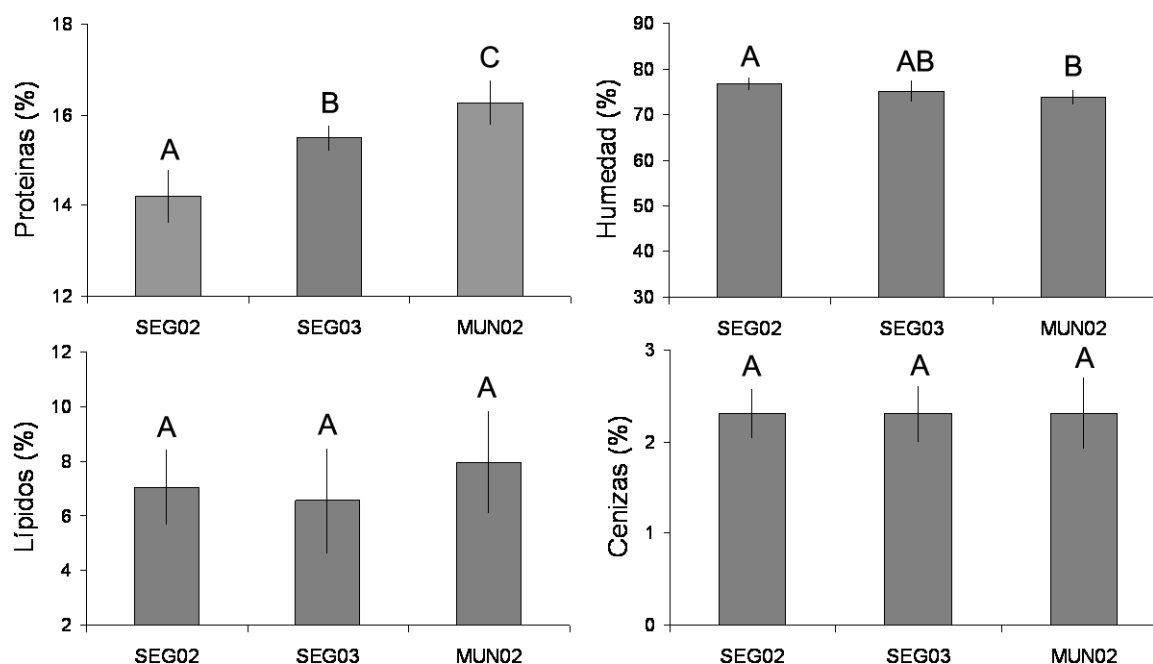


Figura 3. Valores promedio (\pm L.C. 95%) de los parámetros bioquímicos (% peso húmedo) para *Luciobarbus sclateri* en cada uno de los sectores de estudio. La presencia de diferencias significativas entre grupos (post-hoc de Tukey) se indica mediante letras.

Con respecto a la caracterización hidrológica, el caudal promedio anual en el sector MUN02 (14,3 m³/s) fue mucho más elevado que en los sectores SEG02 (4,3 m³/s) y SEG03 (4,8 m³/s). Cabe destacar el importante incremento de los caudales circulantes en el sector MUN02, ya que el caudal promedio estimado es 2,4 m³/s. Además, la variabilidad de los caudales mensuales para este sector resultó mucho más elevada que para el resto de sectores (Fig. 4), registrándose la menor variabilidad mensual en el sector SEG02 (Fig. 4).

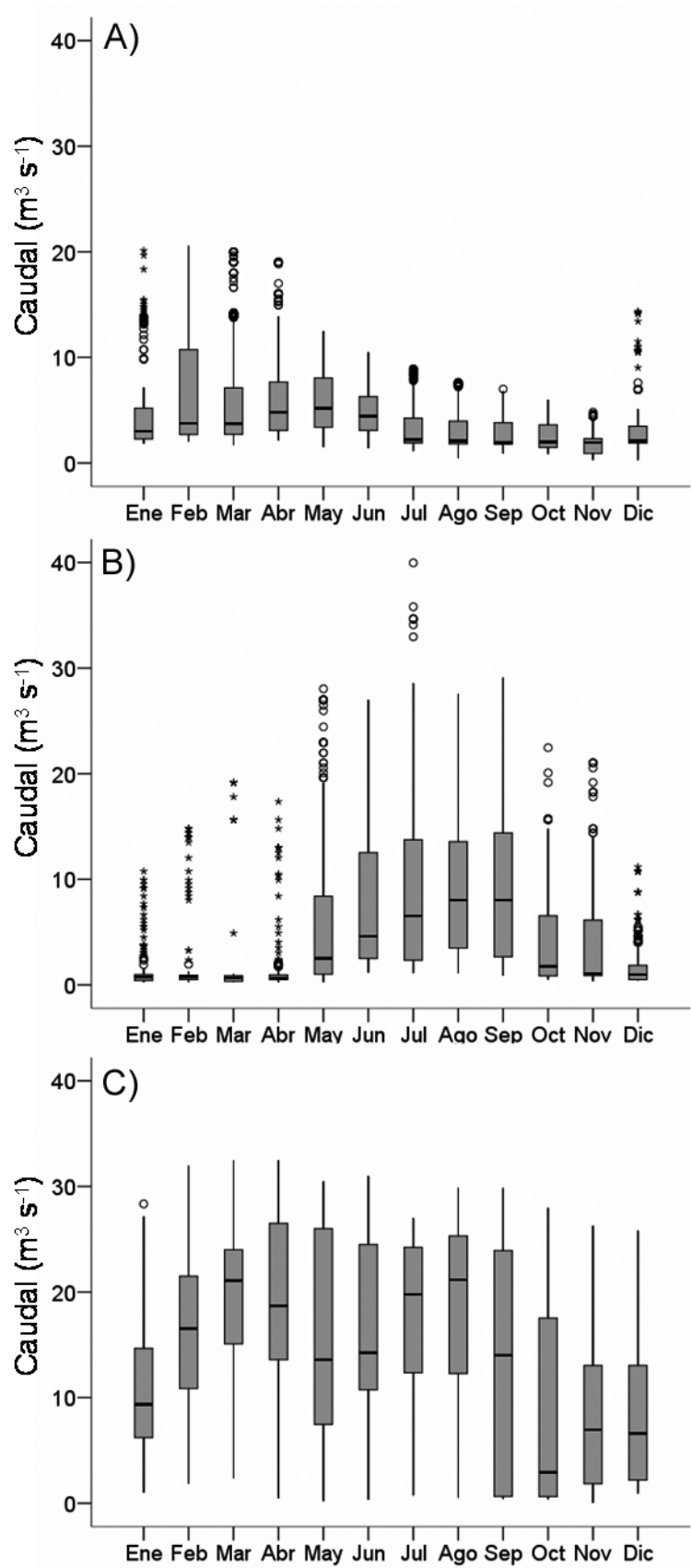


Figura 4. Box-plots para los caudales mensuales (periodo 2000-2009) en cada uno de los sectores objeto de estudio. A) SEG02; B) SEG03; C) MUN02.

En la Fig. 5 se representa la desviación mensual de los caudales circulantes con respecto a los caudales estimados para cada uno de los sectores. El sector MUN02 presentó durante todos los meses del año un caudal muy superior a su régimen natural, especialmente durante los meses de marzo a agosto, en los que la alteración de caudal superó los 15 m³/s (Fig. 5). Por otro lado, el sector SEG03 mostró una reducción de caudal durante los meses de diciembre a abril, meses durante los cuales el caudal se redujo en 5 m³/s respecto al caudal estimado para este sector. Este patrón se invierte a partir del mes de mayo, ya que durante los meses de junio a septiembre el caudal fue superior en unos 5 m³/s (Fig. 5). El caudal circulante en el sector SEG02 mostró una menor alteración respecto al caudal estimado, siendo ligeramente inferior durante los meses de noviembre a enero y algo superior de junio a agosto (Fig. 5).

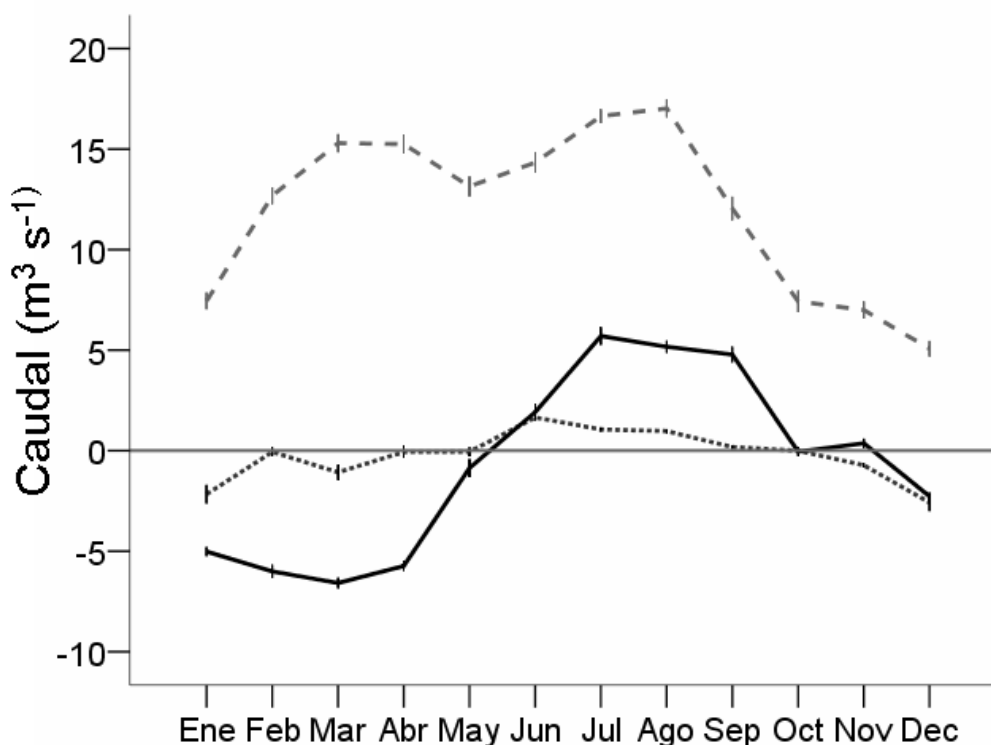


Figura 5. Alteración de los caudales mensuales (periodo 2000-2009) en cada uno de los sectores objeto de estudio (el valor 0 indica no alteración). SEG02: línea punteada; SEG03: línea continua; MUN02: línea discontinua.

Los valores promedio obtenidos para el índice RQI en el sector MUN02 ($44,0 \pm 8,3$) fueron inferiores con respecto a los obtenidos en los sectores SEG02 ($82,4 \pm 11,8$) y SEG03 ($71,2 \pm 4,6$). Las bajas puntuaciones obtenidas en MUN02 se deben mayormente a la presencia de una fuerte incisión de su cauce, es decir, existe una reducción muy importante de la conectividad lateral y la estructura de la orilla presenta signos evidentes de degradación.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran diferencias significativas en la condición, crecimiento y composición bioquímica de las poblaciones de *L. sclateri* en función de los sectores establecidos. Además, se ha constatado la presencia de importantes diferencias en las características hidromorfológicas presentes en los mismos, siendo el sector perteneciente al río Mundo el que mostró una mayor alteración de sus caudales y una mayor degradación del hábitat ripario. El hecho de que en este sector el caudal circulante sea 6 veces superior al

caudal natural, debido a los aportes que recibe este río a través del trasvase Tajo-Segura, ha provocado una incisión severa de su cauce. Esta circunstancia se refleja en una reducción importante de la conectividad lateral de la ribera con el cauce y, en definitiva, en una menor disponibilidad de refugio para la ictiofauna frente a los caudales extremadamente elevados y variables que sufre este sector fluvial.

En relación a los resultados sobre la condición y la composición bioquímica, se observó que en los sectores con mayor alteración hidromorfológica (MUN02 y SEG03), tanto la condición somática como el contenido proteico fueron superiores con respecto al sector que mostró unas condiciones de hábitat ripario y caudal menos alteradas (SEG02). Probablemente, esta situación está relacionada con cambios morfológicos y de composición bioquímica en individuos de la especie, como por ejemplo un incremento de la masa muscular en ejemplares de poblaciones que están sujetas a velocidades del agua muy elevadas (Johnston 2006, Langerhans 2008).

Por otro lado, los resultados muestran mayores tasas de crecimiento en edades tempranas (I-III) para las poblaciones de *L. sclateri* en el sector del río Mundo. Las condiciones existentes en este tramo, con caudales muy elevados y escasez de refugio, forzaría a los individuos más jóvenes de la población a incrementar sus tasas de crecimiento, para así alcanzar un determinado tamaño que les permita resistir dichas condiciones ambientales. Aspecto constatado en otras poblaciones de la especie objeto de estudio (Torralva et al. 2007).

Los resultados expuestos indican la presencia de plasticidad fenotípica en *L. sclateri*, circunstancia que le permitiría adaptarse a condiciones hidrológicas muy diversas (Torralva et al. 1997). No obstante, si bien esta diferenciación fenotípica puede conferirle cierta capacidad de adaptación individual a condiciones hidromorfológicas fuertemente alteradas, trabajos previos realizados en el área de estudio ponen de manifiesto el precario estado de conservación que muestran poblaciones de la especie en determinados sectores fluviales de la Cuenca Hidrográfica del Segura (Martínez-Morales et al. 2010, Verdiell-Cubedo et al. 2011).

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a la fundación SÉNECA 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. Así mismo, queremos mostrar nuestro agradecimiento a Inmaculada Martínez y Diego Castejón por su inestimable ayuda en los trabajos de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D, Egea-Serrano A, Ruiz-Navarro A & Torralva M. 2006. Peces continentales de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): inventario y distribución. *Zoologica Baetica* 17: 11-31.

Bagenal T & Tesch FW. 1978. Age and Growth. En: *Methods for assessment of fish production in fresh waters* T. Bagenal (ed): London, Blackwell Scientific Publications, 101–136.

Benejam L, Angermeier PL, Munné A & García-Berthou E. 2010. Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 55: 628-642.

Bernardo JM, Ilhéu M, Matono P & Costa AM. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Applications* 19: 521-532.

CHS, Confederación Hidrográfica del Segura-Ministerio de Medio Ambiente. 2007. Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Versión 4.

Clavero M, Blanco-Garrido F & Prenda J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 575-584.

Encina L, Rodríguez-Ruiz A & Granado-Lorencio C. 2006. The Iberian ichthyofauna: ecological contributions. *Limnetica* 25 (1-2): 331-350.

Gasith A & Resh VH. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51-81.

González del Tánago M, García de Jalón D, Lara F & Garilletei 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.

Hermoso V & Clavero M. 2011. Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Marine and Freshwater Research* 62: 244-254.

Hermoso V, Linke S & Prenda J. 2009. Identifying priority sites for the conservation of freshwater fish biodiversity in a Mediterranean basin with a high degree of threatened endemics. *Hydrobiologia* 623: 127-140.

Hooke JM. 2006. Human impacts on fluvial systems in the Mediterranean region. *Geomorphology* 79: 311-335.

Johnston IA. 2006. Environment and plasticity of myogenesis in teleost fish. *Journal of Experimental Biology* 209: 2249-2264.

Langerhans RB. 2008. Predictability of phenotypic differentiation across flow regimes in fishes. *Integrative and Comparative Biology* 48: 750-768.

Maceda-Veiga A, Monleon-Getino A, Caiola N, Casals F & Sostoa A. 2010. Changes in fish assemblages in catchments in north-eastern Spain: biodiversity, conservation status and introduced species. *Freshwater Biology* 55: 1734-1746.

Magalhaes MF, Schlosser IJ & Collares-Pereira MJ. 2003. The role of life history in the relationship between population dynamics and environmental variability in two Mediterranean stream fishes. *Journal of Fish Biology* 63:300-317.

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.

Pires DF, Pires AM, Collares-Pereira MJ & Magalhaes MF. 2010. Variation in fish assemblages across dry-season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 74-86.

Richter D, Mathews R, Harrison D & Wigington R. 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications* 13: 206-224.

Sánchez-Navarro R, Stewardson M, Breil P, García de Jalón D & Eisele M. 2007. Hydrological impacts affecting endangered fish species: a Spanish case study. *River Research and Applications* 23: 511-523.

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.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Martínez-Morales I, & Torralva M. 2011. Efectos de la modificación antrópica de los regímenes hidrológicos naturales sobre poblaciones de ciprínidos bentónicos de la Península Ibérica. En *Actas del VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Talavera de la Reina.

Vinyoles D & Sostoa A. 2007. Life-history traits of the endangered river blenny *Salaria fluviatilis* (Asso) and their implications for conservation. *Journal of Fish Biology* 70: 1088-1108.

Wootton RJ. 1998. Ecology of teleost fishes. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Zamora L, Vila A & Naspleda J. 2009. La biota de los ríos: los peces. En *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* A. Elosegi y S. Sabater (coords);, Bilbao, Fundación BBVA, 271-291.