

Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica).

Inmaculada Martínez-Morales, Francisco José Oliva-Paterna, David Verdiell-Cubedo & Mar Torralva.

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

Resumen

Correspondencia

I. Martínez-Morales

E-mail: imm82082@um.es

Tel: 34 968364961

Recibido: 5 febrero 2010

Aceptado: 19 julio 2010

Published on-line: 26 julio 2010

Los objetivos principales del fueron: 1) inventariar, en términos de composición y distribución, las poblaciones de peces de la cuenca alta del río Segura; 2) clasificar los distintos tramos fluviales en función del estado de conservación de su ictiofauna. Se ha detectado la presencia de 13 especies, 3 autóctonas (*Luciobarbus sclateri*, *Salmo trutta* y *Squalius pyrenaicus*), 3 translocadas desde otras cuencas pero nativas de la Península Ibérica (*Cobitis paludica*, *Gobio lozanoi* y *Pseudochondrostoma polylepis*) y 7 exóticas a la Península Ibéricas (*Alburnus alburnus*, *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Sander lucioperca* y *Onchorrhynchus mykiss*). Se han diferenciado 3 tipos de tramos fluviales en función del estado de conservación de las comunidades de peces: Tipo 1, estado bueno con dominio de especies autóctonas; Tipo 2, estado intermedio donde dominan las translocadas pero con importantes poblaciones de especies autóctonas; Tipo 3, estado deficiente con dominio de especies introducidas.

Palabras clave: Ríos mediterráneos, Ictiofauna, Distribución, Abundancia, Autóctonas, Exóticas.

Composition and Conservation status of the fish assemblage in the upper part of the Segura river basin (SE Iberian Peninsula).

Abstract

The objectives of this study were: 1) to establish the composition and distribution of fish populations in the upper Segura river basin, and 2) to characterize the conservation status of the sampling sites according to their ichthyofauna. It was detected the occurrence of 13 fish species, 3 native (*Luciobarbus sclateri*, *Salmo trutta* and *Squalius pyrenaicus*), 3 translocated from Iberian basins (*Cobitis paludica*, *Gobio lozanoi* and *Pseudochondrostoma polylepis*) and 7 exotic fish to the Iberian Peninsula (*Alburnus alburnus*, *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Sander lucioperca* and *Onchorrhynchus mykiss*). Sampling sites were characterized according to the conservation status of their fish communities: Type 1, good condition which are dominated by native fish species; Type 2, intermediate condition which are dominated by non-native fish species but significant populations of native fish species inhabiting in these sectors; Type 3, poor condition where sampling sites were dominated by exotic fish species.

Key words: Mediterranean rivers, Ichthyofauna, Distribution, Abundance, Native fish, Exotic fish.

Introducción

La cuenca del río Segura nunca se ha caracterizado por presentar una diversidad elevada de peces dulceacuícolas (Torralva et al. 2005, Oliva-Paterna et al. 2007, Andreu-Soler 2008). Desde la revisión realizada por Mas (1986) sobre la evolución histórica de la ictiofauna continental de la cuenca del río Segura, se ha avanzado mucho en el conocimiento y distribución de la ictiofauna presente en las zonas medias y bajas de dicha cuenca, principalmente en los límites de la Región de Murcia (Andreu-Soler et al. 2004, 2006, Andreu-Soler 2008, García de Jalón et al. 1999, Miñano et al. 2002, 2003, Oliva-Paterna et al. 2005, Torralva & Oliva-Paterna 1997, 2003, Torralva et al. 1999, 2005). El número de especies de peces dulceacuícolas detectadas en la cuenca ha aumentado vertiginosamente, 16 especies en 2007 frente a las 9 reconocidas en 1986 (Andreu-Soler et al. 2007). Dicho aumento está relacionado con la introducción por parte del hombre de especies foráneas, ya sean especies nativas de la Península Ibérica translocadas desde otras cuencas hidrográficas (ej. *Gobio lozanoi* y *Pseudochondrostoma poplylepis*), o bien especies exóticas procedentes de Centroeuropa y Norteamérica (ej. *Sander lucioperca*, *Alburnus alburnus*, *Lepomis gibbosus*, etc.), con consecuencias negativas sobre las especies autóctonas de la cuenca, cuyo rango de distribución se ha reducido de forma considerable durante las últimas décadas (Andreu-Soler 2008).

El estado actual de la ictiofauna en la cuenca del río Segura está íntimamente ligado a la intensa regulación hidrológica de la misma y a la gestión de los caudales circulantes desde un punto de vista principalmente productivista. Además, el uso lúdico-deportivo al que se ve sometido este grupo de vertebrados y la inadecuada gestión del recurso han afectado tanto a la composición como a la densidad y distribución de las especies que conforman las comunidades ícticas de la cuenca (Torralva & Oliva-Paterna 2003, Andreu-Soler et al. 2006).

Si bien se ha ampliado de forma notable el conocimiento científico sobre la ictiofauna en las cuencas media y baja del río Segura, es destacable la escasez de conocimientos acerca de la situación actual de las comunidades de peces presentes en la cuenca alta. En este sentido, el objetivo principal del presente trabajo es aportar información ac-

tualizada sobre las comunidades de peces en dicha área y, específicamente, los objetivos planteados son: 1) inventariar, en términos de composición y distribución, las poblaciones de peces que habitan la cuenca alta del río Segura y 2) caracterizar los tipos de localidades o tramos fluviales en función del estado de conservación de su ictiofauna.

Material y Métodos

Área de estudio

La Cuenca Hidrográfica del Segura se localiza en el sureste de la Península Ibérica, presenta una superficie aproximada de 18.870 km² (CHS 2007). Se caracteriza por ser un territorio de gran variedad orográfica lo que le confiere una heterogeneidad ambiental notable, marcada por un clima mediterráneo en la que destacan condiciones de extremada aridez con periódicas e impredecibles lluvias torrenciales y largos períodos de sequía (Vidal-Abarca et al. 1987, Vidal-Abarca et al. 1990). De forma general el paisaje de la cuenca del Segura se encuentra bajo la influencia de una red de drenaje característica de zonas áridas y semiáridas, en el que casi el 80% de los cauces fluviales son ramblas, cursos secos que sólo transportan agua durante unos pocos días del año (Vidal-Abarca et al. 1992).

El área de estudio seleccionada comprende la sección hidrogeológica denominada Zona Alta del Segura (CHS 2007). Durante el periodo de estudio se prospectaron un total de 32 localidades de muestreo distribuidas en los ejes del río Segura y el río Mundo, así como en diversos tributarios de estos últimos (río Zumeta, río Tús, río Taibilla, río Bogarra, etc.) (Fig. 1 y Tabla 1).

En conjunto, la Cuenca del Segura ha sido dividida en 11 sectores ecogeográficos en función de sus características ambientales y bióticas (Vidal-Abarca et al. 1990), y en 4 sectores ecológicos atendiendo a las comunidades de peces presentes según referencias históricas (Mas 1986). En función de los sectores antes aludidos, las localidades de muestreo quedaron ubicadas en los sectores ecogeográficos 1 (Zona de captura de agua y escasa incidencia humana), 2 (Zona de reserva de agua y baja densidad de población) y 8 (Zona del altiplano Yecla-Jumilla) de los establecidos por Vidal-Abarca et al. (1990), así como en el sector IV de los establecidos en función de la ictiofauna

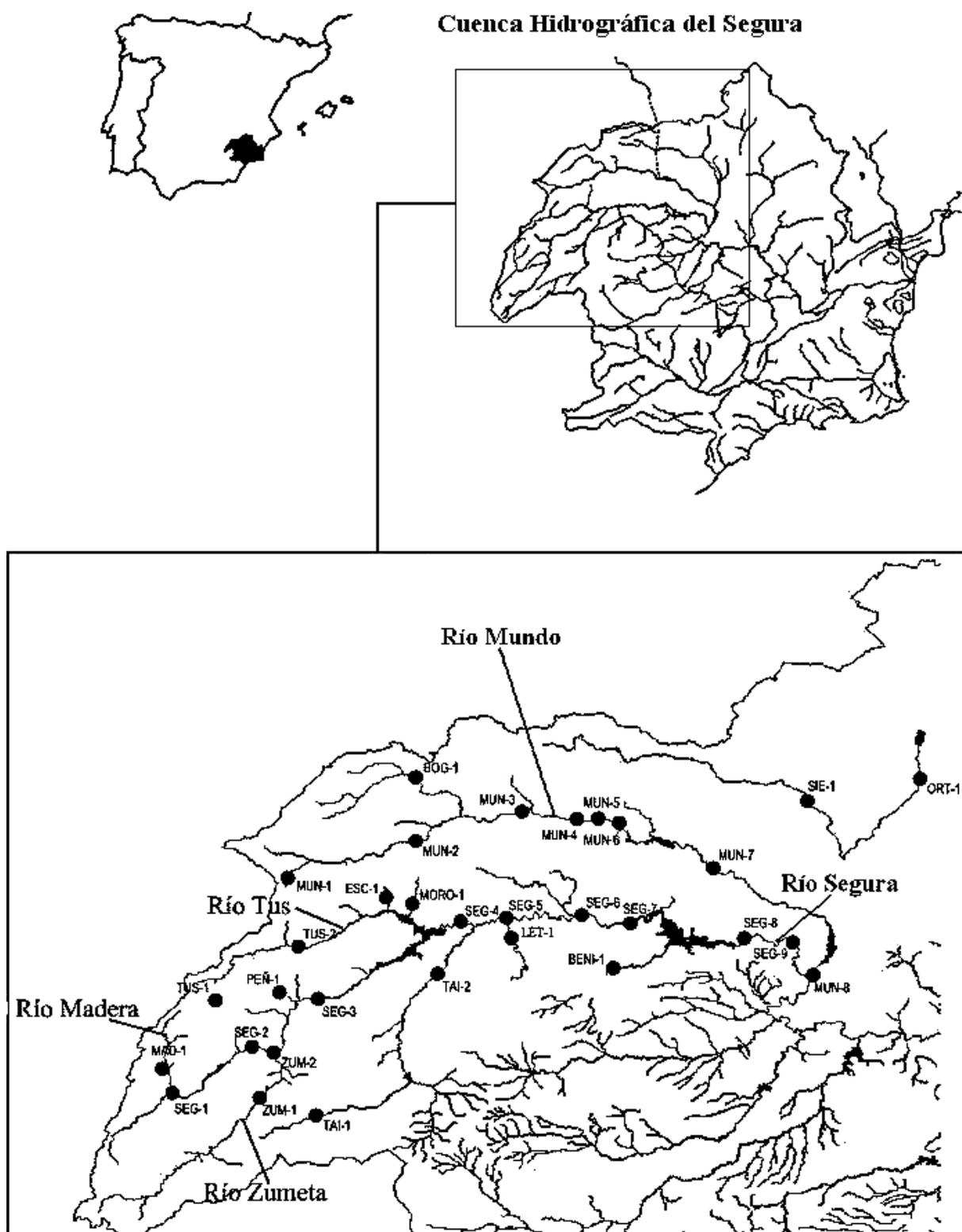


Figura 1. Localización del área de estudio y distribución de las localidades de muestreo.

Figure 1. Location of the study area and distribution of sampling sites.

(Mas 1986) que comprende desde la zona de Calasparra hasta las cabeceras de los cauces principales y tributarios.

Metodología de muestreo y análisis de datos

El periodo de muestreo se desarrolló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2008 utilizando la pesca eléctrica como técnica de muestreo, método muy efectivo en la obtención de datos cualitativos y cuantitativos de poblaciones de peces fluviales (Lobón-Cerviá 1991). El procedimiento de pesca eléctrica desarrollado en este trabajo queda descrito en la Directiva CEN “*Water Analysis-Fishing with electricity*” (CEN 2003) para ríos vadeables y no vadeables. En este sentido, cada localidad de muestreo tuvo una longitud aproximada de 10-20 veces la anchura del río, con una longitud mínima de 100m.

En cada una de las localidades de muestreo, y una vez finalizada la pesca, se procedió a la determinación de las especies capturadas y la obtención de parámetros tales como su abundancia (nº individuos por especie) y biomasa (g de individuos por especie). Todos los ejemplares capturados fueron devueltos al medio una vez finalizado su procesamiento, con excepción de las especies exóticas a la Península Ibérica cuyos individuos fueron anestesiados, sacrificados y conservados en formaldehído al 10%. Ejemplares de estas últimas especies se encuentran depositados en la colección ictiológica del Departamento de Zoología y Antropología Física.

Una vez en el laboratorio se estimaron las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE: nº de ejemplares/hora) y la biomasa por unidad de esfuerzo (BPUE: peso (g) de ejemplares/hora) por especie, así como las CPUE y BPUE totales, para cada una de las localidades.

La calidad del hábitat fluvial de cada localidad de muestreo fue caracterizada aplicando el índice IHF (Índice de Hábitat Fluvial) (Pardo et al. 2002) y el índice IEVHR (Índice de Evaluación Visual del Hábitat Fluvial) (Sostoa et al. 2003) (Tabla 1).

Por otro lado, y a partir de los datos obtenidos sobre la comunidad de peces, para cada localidad se calcularon los valores de diversos índices relacionados con el estado de conservación de la comunidad: Índice de diversidad de Shannon, Índice de Bienestar o IWB (Hugues & Gammon 1987),

Índice Modificado de Bienestar o MIWB (Ohio EPA 1987), así como la proporción de especies autóctonas, translocadas y de especies exóticas (Tabla 2).

La clasificación de las localidades de muestreo en función de los índices descriptores de la comunidad de peces se realizó mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) sobre matrices de indicadores x localidades con el método Varimax de rotación (Quinn & Keough 2002). Así, se representaron gráficamente las puntuaciones obtenidas en el ACP para cada una de las localidades con la finalidad de determinar la existencia de grupos o tipos de localidades con características similares.

Posteriormente, se aplicó un test de ANOVA para comprobar la existencia de diferencias significativas en las puntuaciones obtenidas para los índices IHF e IEVHR en función del tipo de localidad establecido.

Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico SPSS® 15.0 con un nivel de significación estadística de $P < 0,05$.

Resultados

En un 25% de las localidades prospectadas (8 localidades) no se detectó la presencia de especies ícticas, correspondiendo la totalidad de ellas a tributarios de escasa entidad.

Con respecto a la composición de la comunidad íctica y la distribución de sus especies en el área de estudio cabe resaltar que la familia dominante fue Cyprinidae, con la presencia de 6 especies frente a un total de 13 detectadas (Tabla 3). En este sentido, las especies con una distribución más amplia fueron los ciprínidos *Luciobarbus sclateri* (barbo gitano) y *Gobio lozanoi* (gobio) que fueron detectadas en un 59% y un 47% de las localidades prospectadas, respectivamente (Tabla 3). La especie autóctona *Salmo trutta* (trucha común) tuvo también una distribución relativamente amplia (35% de las localidades prospectadas), si bien su distribución estuvo restringida a las localidades de cabecera, tanto del río Segura como el río Mundo, así como de alguno de sus tributarios (río Zumeta, río Tus y río Madera) (Tabla 3). Finalmente, cabe resaltar la presencia de la especie exótica *Alburnus alburnus* en un 27% de las localidades muestreadas (Tabla 3).

CÓDIGO	LOCALIDAD	UTM_X/UTM_Y	IHF	IEVHR
SEG-1	Río Segura	534650 / 4224485	92	104
SEG-2	Río Segura	547609 / 4230508	75,5	95
SEG-3	Río Segura	553425 / 4239230	64	85,5
SEG-4	Río Segura	571831 / 4250897	69,5	89
SEG-5	Río Segura	577381 / 4251488	61	82
SEG-6	Río Segura	586828 / 4252110	73	82
SEG-7	Río Segura	593381 / 4250438	78	95,5
SEG-8	Río Segura	607507 / 4248727	83	81
SEG-9	Río Segura	614764 / 4244142	70	80
MUN-1	Río Mundo	549200 / 4256500	79	104
MUN-2	Río Mundo	565112 / 4262842	94,5	99
MUN-3	Río Mundo	579877 / 4267364	82	81
MUN-4	Río Mundo	591489 / 4266195	66	88
MUN-5	Río Mundo	593274 / 4264565	63	73
MUN-6	Río Mundo	593126 / 4263251	85	89
MUN-7	Río Mundo	605297 / 4258130	77,5	82,5
MUN-8	Río Mundo	616848 / 4241020	62,5	67
BENI-1	Arroyo de Benízar	590314 / 4242576	72	78,5
BOG-1	Río Bogarra	566114 / 4272487	70	84
ESC-1	Arroyo Escudero	562414 / 4255814	81	98,5
LET-1	Arroyo de Letur	577958 / 4248819	81	76
MAD-1	Río Madera	534881 / 4225202	67	90,5
MORO-1	Arroyo Morote	565423 / 4252327	74	74
ORTI-1	Rambla de Ortigosa	630590 / 4275301	55	65
PEÑ-1	Arroyo de la Peña	548380 / 4239980	71	99
SIE-1	Rambla de la Sierra	616662 / 4268714	52	63
TAI-1	Río Taibilla	555283 / 4221937	65	70
TAI-2	Río Taibilla	568632 / 4242584	75,5	74,5
TUS-1	Río Tus	540181 / 4237669	89	97
TUS-2	Río Tus	550511 / 4247240	87	100
ZUM-1	Río Zumeta	545551 / 4223035	79	91,5
ZUM-2	Río Zumeta	547860 / 4230149	82	92

Tabla 1. Listado de las localidades de muestreo prospectadas en el presente estudio. Se incluyen las coordenadas UTM, así como los valores de los índices IHF e IEVHR.

Table 1. List of sampling sites prospectated in the present study. UTM coordinates are included as well as the values of IHF and IEVHR indices.

VARIABLE	DESCRIPCIÓN
H_{CPUE} (Índice de diversidad de Shannon en función de CPUE)	$H_{CPUE} = -\sum CPUE_i/CPUE \times \ln (CPUE_i/CPUE)$
H_{BPUE} (Índice de diversidad de Shannon en función de BPUE)	$H_{BPUE} = -\sum BPUE_i/BPUE \times \ln (BPUE_i/BPUE)$
IWB (Índice de bienestar de la comunidad)	$IWB = 0,5 \ln CPUE + 0,5 \ln BPUE + H_{CPUE} + H_{BPUE}$
MIWB (Índice de bienestar de la comunidad modificado)	$MIWB = 0,5 \ln CPUE(nativas+translocadas) + 0,5 \ln BPUE(nativas+translocadas) + H_{CPUE(nativas+translocadas)} + H_{BPUE(nativas+translocadas)}$
% Autóctonas (Frecuencia de especies autóctonas)	% de CPUE de las especies autóctonas con respecto a las CPUE totales en la localidad
% Translocadas (Frecuencia de especies translocadas)	% de CPUE de las especies translocadas con respecto a las CPUE totales en la localidad
% Exóticas (Frecuencia de especies exóticas)	% de CPUE de las especies exóticas con respecto a las CPUE totales en la localidad

Tabla 2. Descripción de los índices utilizados en el presente estudio para evaluar el estado de conservación de la comunidad íctica.

Table 2. Description of the indices used to assess the fish community conservation status in the present study.

En relación a la abundancia y biomasa de las especies capturadas los valores más elevados de abundancia fueron para el barbo gitano y el gobio, con un 30% y un 29% sobre las capturas totales, respectivamente, seguidas por el alburno con un 15% y el cacho (*Squalius pyrenaicus*) con un 10% (Tabla 3). Así mismo, la especie con mayor biomasa fue *L. sclateri* con un 70% de la biomasa total, seguida por *S. trutta fario* con un 11% (Tabla 3).

Con respecto al valor promedio de las CPUE específicas (considerando únicamente las localidades con presencia de la especie), cabe destacar que el cacho (106,75 CPUE), el gobio (73,61 CPUE), el barbo (61,50 CPUE) y la boga (55,48 CPUE) fueron las especies que obtuvieron los valores más elevados. Por otro lado, el resto de especies presentes en el área de estudio mostraron valores muy inferiores, siendo el alburno (27,87 CPUE) la especie exótica con mayores CPUE promedio.

En la Figura 2 se presentan los valores obtenidos de CPUE y BPUE totales para cada una de las localidades de muestreo. Como se observa, en el eje del río Segura podemos diferenciar las localidades de cabecera (SEG-1, SEG-2 y SEG-3), con valores de CPUE totales relativamente elevadas y BPUE totales muy bajas, y las localidades de tramos inferiores, principalmente SEG-8 y SEG-9,

con valores de CPUE y BPUE muy elevados (Fig. 2A).

En el eje del río Mundo se observa un patrón similar, presentando las localidades de tramos inferiores, mayormente MUN-7 y MUN-8, los valores más elevados de CPUE y BPUE (Fig. 2B). Sin embargo, las localidades MUN-2 y MUN-3 localizadas en el tramo de cabecera presentaron valores de BPUE y CPUE muy elevados, respectivamente (Fig. 2B). Por un lado, en la localidad MUN-2 se detectó la presencia de una población muy importante de *S. trutta* y en la localidad MUN-3 fueron muy abundantes las capturas de *S. pyrenaicus*. Con respecto a los tributarios cabe destacar la localidad TAI-2, con valores de CPUE y BPUE similares, y en algunos casos superiores, a los obtenidos en el río Segura y río Mundo (Fig. 2C).

Los índices de diversidad de Shannon, HC-PUE y HBPUE, presentaron en general un patrón similar entre las localidades del río Segura y el río Mundo, siendo las localidades de tramos inferiores las que presentaron valores más elevados (Tabla 4). Las localidades pertenecientes a los tributarios mostraron valores relativamente bajos para estos índices, debido al carácter monoespecífico de la comunidad íctica en gran parte de los casos (Tabla 4). Respecto a los índices de bienestar IWB y MIWB, cabe resaltar la presencia de diferencias más marcadas entre ambos índices en las localida-

Especie	Familia	Abundancia	Biomasa	Presencia
<i>Salmo trutta fario</i> Linnaeus, 1758 *	Salmonidae	133	12002,3	35,29
<i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum, 1792 ***	Salmonidae	16	7673	11,76
<i>Luciobarbus sclateri</i> Günther, 1868 *	Cyprinidae	647	75216,1	58,82
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> Steindachner, 1864 **	Cyprinidae	139	4409,4	11,76
<i>Squalius pyrenaicus</i> Günther, 1868 *	Cyprinidae	205	994,6	11,76
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira, 2004 **	Cyprinidae	632	2582,2	47,06
<i>Cyprinus carpio carpio</i> Linnaeus, 1758 ***	Cyprinidae	4	218,2	5,88
<i>Alburnus alburnus</i> Linnaeus, 1758 ***	Cyprinidae	332	1699,6	26,47
<i>Lepomis gibbosus</i> Linnaeus, 1758 ***	Centrarchidae	38	372,68	8,82
<i>Micropterus salmoides</i> Lacepède, 1802 ***	Centrarchidae	3	97	2,94
<i>Cobitis paludica</i> De Buen, 1930 **	Cobitidae	10	40,7	5,88
<i>Sander lucioperca</i> Linnaeus, 1758 ***	Percidae	2	95	2,94
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758 ***	Esocidae	3	2048	5,88

Tabla 3. Especies ícticas capturadas en la cuenca alta del río Segura durante el presente estudio. *Especies autóctonas a la Cuenca; **Especies translocadas, exóticas a la Cuenca pero autóctonas de la Península Ibérica; ***Especies exóticas a la Península Ibérica. Abundancia, número total de ejemplares capturados; Biomasa, biomasa total de ejemplares capturados (g); Presencia, porcentaje de localidades con presencia de la especie con respecto al total de localidades muestreadas.

Table 3. Fish species captured in the upper Segura river basin during the study period. *Native fish species; **Translocated, non-native fish species but native to the Iberian Peninsula; ***Exotic fish species. Abundance, total number of captured individuals; Biomass, total biomass of captured individuals; Presence: percentage of sampling sites with presence of the species over total sampling sites).

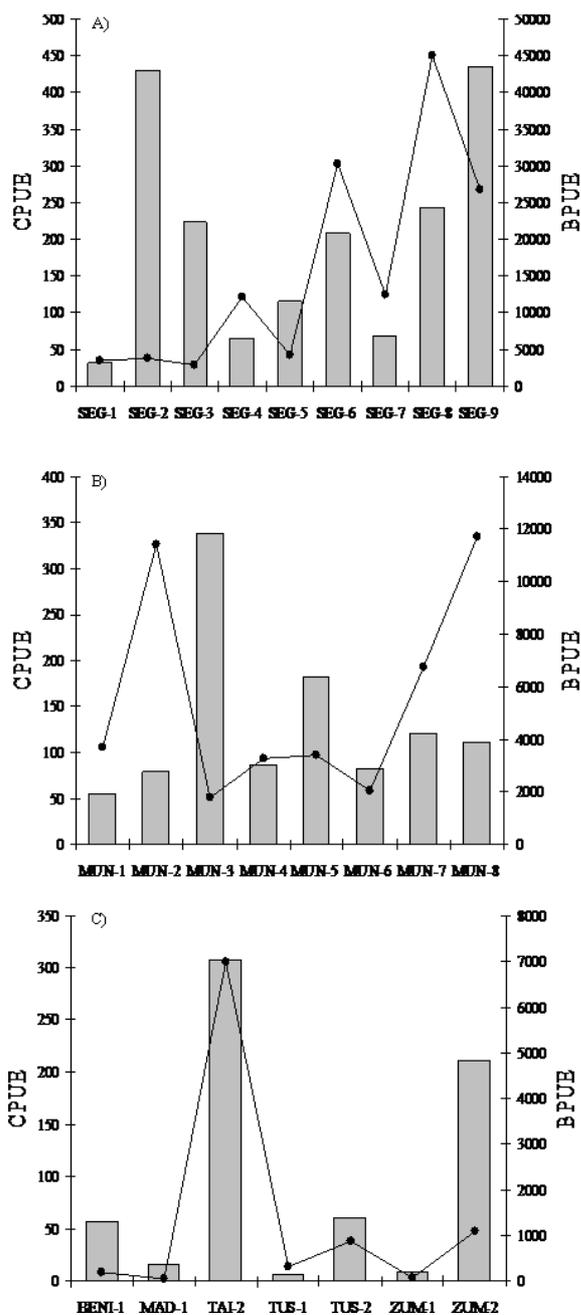


Figura 2. Valores promedio de CPUE y BPUE totales obtenidos en cada una de las localidades de muestreo. A: Río Segura. B: Río Mundo. C: Tributarios.

Figure 2. Mean total CPUE and BPUE values obtained in each sampling site. A: Segura river. B: Mundo river. C: Tributaries.

des de tramos medios y bajos, ya que en estas últimas las especies exóticas representan un elevado porcentaje sobre la abundancia total de la comunidad íctica (Tabla 4). En este sentido, determinadas localidades del río Mundo (MUN-4, MUN-5 y MUN-8) presentaron los valores más elevados respecto a la frecuencia de especies exóticas de

toda el área de estudio (Tabla 4).

En la Figura 3 se muestran los resultados del ACP realizado con las variables descriptoras de la comunidad de peces y la posición de las localidades de muestreo en función de las puntuaciones obtenidas en el mismo. Como se puede observar el Componente 1 (60,6% de varianza explicada) estuvo fuertemente correlacionado con las variables relativas a la frecuencia de especies autóctonas y translocadas, así como el índice MIWB, interpretándose como un gradiente que diferencia entre aquellas localidades que presentan una comunidad íctica constituida básicamente por especies autóctonas y valores bajos de MIWB, en la parte izquierda del gráfico, y aquellas que mostraron una comunidad dominada por las especies nativas de la Península Ibérica translocadas y con valores elevados de MIWB, en la parte derecha (Fig. 3). Por otro lado, el Componente 2 (19,7% de varianza explicada) estuvo correlacionado mayoritariamente con la frecuencia de especies exóticas a la Península Ibérica (Fig. 3).

Así, se diferenciaron tres tipos de localidades o tramos fluviales en función de las puntuaciones obtenidas en el ACP (Fig. 3): Tipo 1, tramos fluviales en buen estado de conservación con una comunidad íctica dominada por especies autóctonas (*S. trutta*, *L. sclateri* y *S. pyrenaicus*) y formadas por una o dos especies con abundancias relativamente bajas; Tipo 2, tramos con un estado de conservación moderado y con una comunidad íctica dominada por especies translocadas como *G. lozanoi* y *P. polylepis*, si bien presentan poblaciones abundantes de especies autóctonas (principalmente *L. sclateri*); Tipo 3, localidades que presentan un estado de conservación deficiente de sus comunidades ícticas debido a la presencia abundante de especies exóticas como *A. alburnus*, *L. gibbosus* y *O. mykiss*, y abundancias intermedias de especies autóctonas.

Con respecto a las puntuaciones obtenidas en los índices de calidad del hábitat fluvial, cabe resaltar que el análisis de ANOVA detectó diferencias significativas en sus valores promedio en función de los tipos de tramos fluviales establecidos ($\text{ANOVA}_{\text{IHF}}$, $F = 3,866$; $p < 0,05$; $\text{ANOVA}_{\text{IEVHR}}$, $F = 4,121$; $p < 0,05$), siendo las localidades pertenecientes al Tipo 1 las que presentaron mayores valores promedio (Fig. 4), situación que indicaría una mayor calidad del hábitat fluvial en estas últimas.

	H _{CPUE}	H _{BPUE}	IWB	MIWB	% Autóctonas	% Translocadas	% Exóticas
Río Segura							
SEG-1	0	0	5,82	5,82	100	0	0
SEG-2	0,49	1,14	8,78	8,78	11,16	88,84	0
SEG-3	0,67	1,30	8,67	8,12	22,30	76,92	0,78
SEG-4	1,17	0,69	8,66	7,39	36,36	47,72	15,90
SEG-5	0,43	0,61	7,61	6,94	5,17	89,65	5,17
SEG-6	1,04	0,81	9,68	7,53	60,91	4,59	34,48
SEG-7	0,77	0,19	7,79	6,85	76,47	2,94	20,58
SEG-8	1,07	0,33	9,51	9,51	40,14	59,86	0
SEG-9	0,95	0,34	9,43	9,43	57,93	42,07	0
Río Mundo							
MUN-1	0	0	6,10	6,10	100	0	0
MUN-2	0,34	0,11	7,31	7,09	97,83	0	2,17
MUN-3	0,27	0,61	7,54	7,54	100	0	0
MUN-4	1,28	1,27	8,82	6,27	27,90	13,95	58,15
MUN-5	1,21	1,29	9,17	8,35	23,60	16,03	60,37
MUN-6	1,03	0,75	7,79	7,79	87,80	12,20	0
MUN-7	0,84	0,23	7,87	7,11	66,66	10	23,34
MUN-8	1,11	0,46	8,61	7,11	26,78	5,35	67,85
Tributarios							
MAD-1	0,53	0,69	4,60	4,60	100	0	0
TUS-1	0	0	3,75	3,75	100	0	0
TUS-2	0,69	0,61	6,74	6,74	100	0	0
ZUM-1	0	0	3,25	3,25	100	0	0
ZUM-2	0,66	0,77	7,60	7,60	21,95	78,05	0
TAI-2	0,57	0,15	8,01	8,01	74,02	25,95	0
BENI-1	0	0	4,64	4,64	100	0	0

Tabla 4. Valores de los índices descriptores del estado de la comunidad íctica en cada una de las localidades de muestreo establecidas en el presente estudio.

Table 4. Values of the fish community status indices in each sampling site of the present study.

Discusión

En la revisión realizada por Mas (1986) se establecen como especies propias del Sector IV *S. trutta* (trucha común), *L. sclateri* (barbo gitano), *O. mykiss* (trucha arco-iris) y *G. lozanoi* (gobio). Estas dos últimas especies aparecen en la cuenca debido a introducciones con fines deportivos por parte del hombre en el caso de la trucha arco-iris y, en el caso del gobio, por translocaciones a través de las aguas procedentes del trasvase Tajo-Segura. A su vez, destacaba la presencia esporádica, entre otras, de especies introducidas como *Micropterus salmoides* (black-bass o perca americana) y *Cyprinus carpio* (carpa). En el presente estudio, cuyas localidades de muestreo se han ubicado en el Sector IV de los establecidos por Mas (1986), han sido detectadas 13 especies, de las cuales, la trucha común, el barbo gitano y el gobio siguen siendo las especies dominantes.

Así mismo, se han detectado otras especies no citadas en el trabajo de Mas (1986), como es el caso de *S. pyrenaicus* (cacho), especie autóctona

considerada como extinta en la cuenca del Segura por dicho autor y cuya presencia fue detectada años después en el río Mundo (Torralva et al. 1999), en la cabecera del río Argos y en el tramo del río Segura comprendido entre el embalse del Cenajo y su confluencia con el río Mundo (Andreu-Soler et al. 2006). En el presente estudio, se ha detectado la presencia de cacho en un sector importante del río Mundo y en el arroyo de Benízar, tributario del río Segura que desemboca en el embalse del Cenajo. A pesar de que esta especie ha sido detectada en un número reducido de localidades de muestreo, su abundancia fue relativamente elevada, por lo que dichos tramos deberían ser objeto de protección debido al estado precario de conservación que presentan, en general, las poblaciones de cacho en la cuenca del río Segura (Torralva et al. 2005).

Por otro lado, cabe destacar la presencia de poblaciones importantes en el río Segura y el río Mundo de especies introducidas en la cuenca del Segura como *P. polylepis* (boga del Tajo), cuya vía de entrada ha sido a probablemente a través

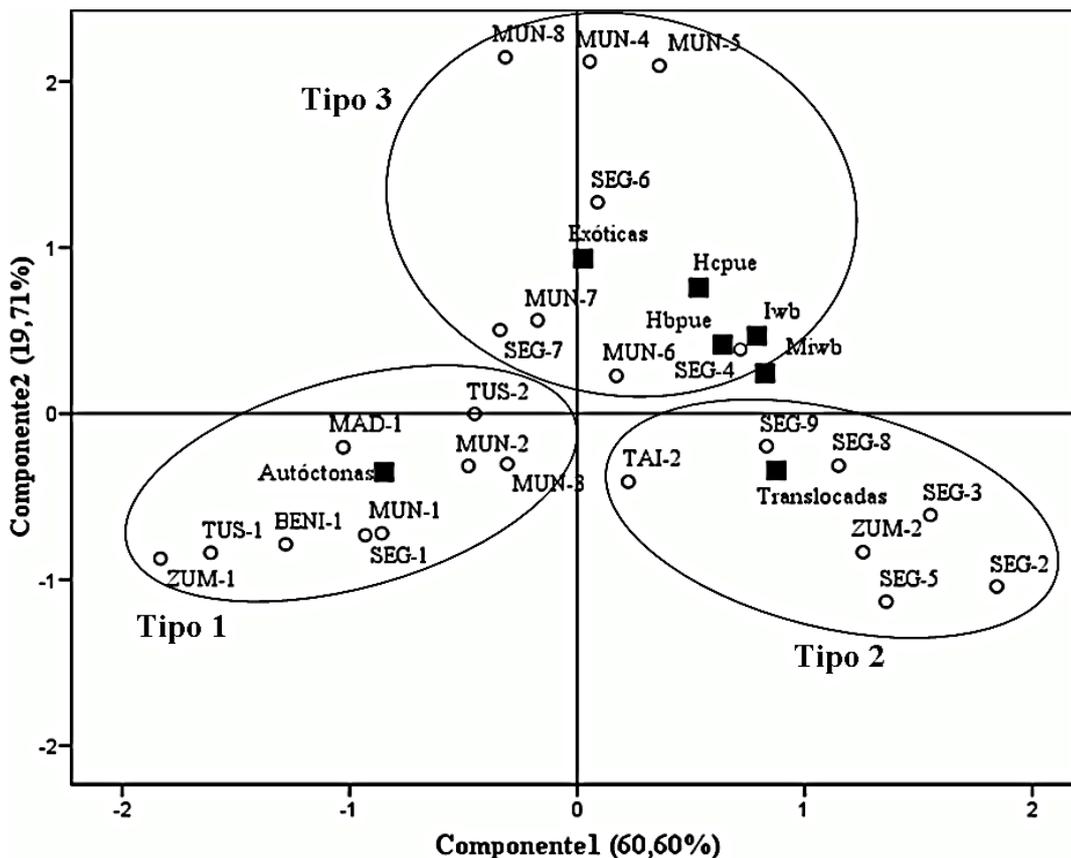


Figura 3. Resultados del análisis de componentes principales (ACP) y situación de las localidades de muestreo en función de las puntuaciones obtenidas en el ACP.

Figure 3. Results of the principal components analysis (PCA) and location of sampling sites according to PCA scores.

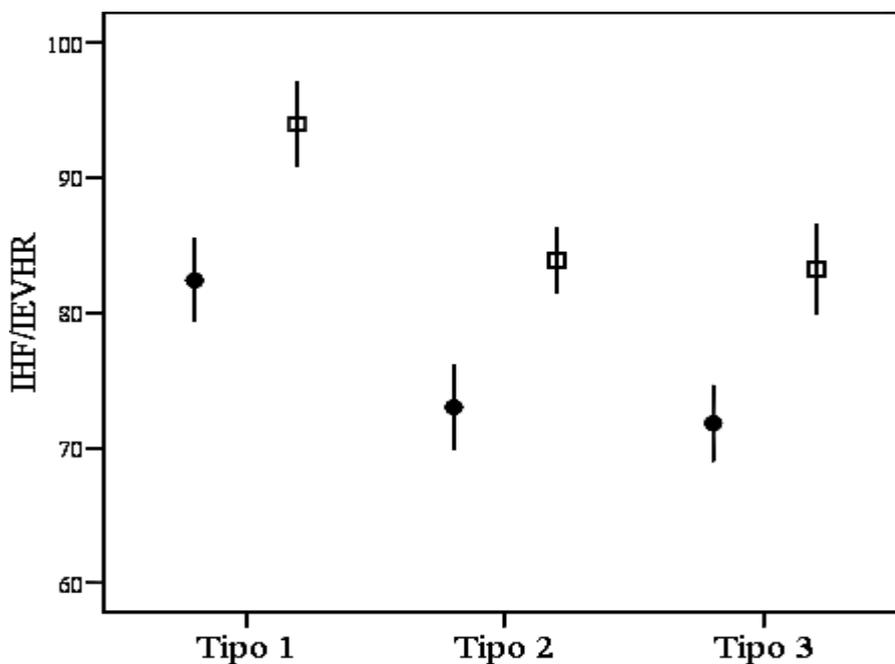


Figura 4. Valores promedio (\pm E.S.) de los índices IHF (●) e IEVHR (□) en función de los tipos de tramos fluviales establecidos de acuerdo con el estado de conservación de sus comunidades icticas.

Figure 4. Mean values (\pm S.E.) of IHF (●) and IEVHR (□) according to sampling site types established by the conservation status of their fish communities.

del trasvase Tajo-Segura (Torralva & Oliva-Paterna 1997, Andreu-Soler et al. 2006). Resulta destacable también la presencia de *Cobitis paludica* (colmilleja) en 2 localidades de muestreo (SEG-2 y ZUM-2), circunstancia que ratifica la presencia de esta especie en la cuenca del río Segura. En este sentido, prospecciones realizadas con posterioridad al presente trabajo han permitido constatar la presencia de colmilleja en varias localidades del río Mundo próximas al embalse del Talave (datos no publicados), por lo que, probablemente, su traslocación a la cuenca del Segura esté relacionada con el trasvase Tajo-Segura acompañada del uso de la misma como cebo vivo para la pesca deportiva (Doadrio 2002).

Por otro lado, cabe destacar el alarmante incremento en el número de especies exóticas a la Península Ibérica detectadas, siete frente a las tres establecidas por Mas (1986). Dicho autor citaba a estas especies como esporádicas en el sector objeto de estudio, en el presente trabajo se ha constatado la rápida expansión y proliferación de *L. gibbosus* (perca sol) y *A. alburnus* (alburno), detectadas por primera vez en la cuenca en el año 2004 (Andreu-Soler et al. 2004, Oliva-Paterna et al. 2005), así como la presencia de poblaciones viables de especies ictiófagas como *Sander lucioperca* (lucio) y *Esox lucius* (lucio).

L. sclateri es la especie autóctona más ampliamente distribuida en los cuerpos de agua de la cuenca del río Segura (Oliva-Paterna et al. 2003, Torralva & Oliva-Paterna 2003, Torralva et al. 2005, Andreu-Soler et al. 2006, Andreu-Soler 2008). Esta especie ha sido detectada en casi la totalidad de localidades prospectadas, a excepción de algunos arroyos y localidades de cabecera del río Segura y río Mundo, donde las especies dominantes fueron *S. trutta* y *G. lozanoi*. De hecho, *G. lozanoi* es la segunda especie con una distribución más amplia en el área de estudio, conformando poblaciones estables y abundantes, tanto en los ríos Segura y Mundo, como en algunos de sus tributarios más importantes (río Taibilla y río Zume-ta). Así mismo, si bien la trucha común no presenta una distribución tan amplia como el barbo gitano y el gobio, es junto a estas dos últimas, la especie con mayor presencia en las localidades muestreadas, mostrando además valores relativamente elevados de abundancia y biomasa. En el presente estudio ha sido detectada en gran parte de los arroyos de cabecera, así como en los tramos altos

del río Segura y río Mundo, tramos fluviales generalmente dominados por esta especie en ríos típicamente mediterráneos (Sostoa 2002).

Con respecto a la clasificación de las localidades en función del estado de conservación de sus comunidades ícticas, cabe resaltar que aquellas clasificadas como Tipo 1 estuvieron dominadas por especies autóctonas como *S. trutta*, *L. sclateri* y *S. pyrenaicus*, y a su vez, se localizaron en los tramos mejor conservados de la cuenca (valores elevados de los índices relativos a la calidad del hábitat fluvial). En general, dichas localidades han presentado valores bajos de diversidad y abundancia relativa, circunstancia debida a la baja riqueza de especies capaces de adaptarse a las condiciones particulares del hábitat reinantes en estos tramos (Sostoa 2002). En este sentido podemos considerar que son tramos fluviales con un buen estado de conservación de su fauna piscícola.

Las localidades clasificadas como Tipo 2 pertenecieron en su mayor parte a los tramos más bajos del río Segura y, en menor medida, a alguno de sus tributarios como el río Taibilla y el río Zume-ta. Éstas quedaron definidas por la presencia de poblaciones abundantes y bien estructuradas de especies introducidas como *G. lozanoi* y *P. poly-lepis*, junto a especies autóctonas como *L. sclateri*, pudiendo argumentar que su estado de conservación es moderado. En general presentaron valores elevados de abundancia y biomasa relativas, situación que podría relacionarse con una mayor capacidad para mantener poblaciones importantes y con ejemplares de gran tamaño, debido a la presencia de una mayor disponibilidad de hábitats (rápidos, tablas y pozas) (Pires et al. 1999, Sostoa 2002, Ferreira et al. 2007).

En el caso de las localidades Tipo 3, casi la totalidad de localidades del río Mundo y algunas del río Segura (principalmente aquellas situadas entre el embalse de La Fuensanta y el embalse del Cenajo) han presentado el peor estado de conservación de sus comunidades ícticas y, a su vez, los valores más bajos de los índices de calidad del hábitat fluvial. En estas localidades, con un elevado grado de alteración antrópica básicamente derivada de la regulación hídrica (presencia de embalses y pequeñas presas, destrucción de la vegetación de ribera, canalizaciones, etc.), prácticamente se han anulado por completo los patrones estacionales de los ambientes mediterráneos como la elevada estacionalidad de caudales, dando lugar a la

homogeneización del medio y favoreciendo el asentamiento de las especies exóticas, que presentan mayor grado de tolerancia a la degradación ambiental (Aparicio et al. 2000, Benejam et al. 2008). En nuestro estudio, se caracterizaron por la dominancia de especies exóticas, una mayor diversidad y valores de abundancia y biomasa no muy elevados. Así, la presencia de grandes depredadores como la perca americana, el lucio y, más recientemente, la lucioperca podría estar ejerciendo un impacto negativo muy importante sobre las especies nativas debido a la falta de adaptación de las mismas a la presencia de especies ictiófagas (Elvira 1997, Aparicio et al. 2000, Elvira & Almodóvar 2001). En este sentido, los sistemas acuáticos modificados por las actividades humanas, como es el caso de las localidades pertenecientes a esta tipología, y que han sufrido un impacto muy importante en las últimas décadas, parecen ser particularmente vulnerables a las invasiones por especies exóticas, circunstancia que, unida a la degradación del hábitat, puede incrementar la vulnerabilidad de las especies autóctonas frente a las exóticas (Clavero et al. 2004).

En resumen, los resultados obtenidos en el presente trabajo suponen una aproximación actualizada sobre el conocimiento del estado de las comunidades de peces que habitan los sistemas fluviales de la zona alta de la cuenca del río Segura. Los datos recopilados nos han permitido estimar los importantes cambios sufridos en dicha comunidad durante las últimas décadas, en comparación con datos históricos de referencia (Mas 1986). Se detecta un incremento notable en el número de especies como consecuencia de la presencia actual de especies invasoras. Aunque resulta necesario continuar en el tiempo con el inventario de la fauna piscícola en el sector ecogeográfico de estudio, disponer de esta información puede ser clave a la hora de abordar la gestión y manejo tanto de las poblaciones de especies autóctonas como de las exóticas, así como de los ecosistemas que ocupan, al tratarse, en muchos casos, de elementos clave para el funcionamiento de estos medios.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a la Confederación Hidrográfica del Segura por el convenio específico firmado con la Universidad de Murcia, "Realización de las tareas de asesoramiento y supervisión

de los trabajos de explotación de la red de control biológico en la cuenca del Segura y el establecimiento de las condiciones de referencia", y a las doctoras M^a Luisa Suárez y M^a Rosario Vidal-Abarca por su responsabilidad desde la Universidad en dicho convenio. 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 parte de este estudio. Así mismo, queremos agradecer a Asunción Andreu, Raquel Moreno, Antonio García, Ana Ruiz y Jesús Caravaca su inestimable labor en el trabajo de campo. 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

- Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D & Torralva M. 2004. Primera cita de *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) y *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura (Murcia, SE de la Península Ibérica). *Anales de Biología*, 26: 222-224.
- Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D, Egea-Serrano A, Ruíz-Navarro A & Torralva M. 2006. Peces continentales de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): Inventario y distribución. *Zoologica Baetica* 17: 11-31.
- Andreu-Soler A. 2008. La ictiofauna epicontinental de la Región de Murcia: distribución, problemática y propuestas para su conservación. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Aparicio E, Vargas MJ, Olmo JM & Sostoa A. 2000. Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes* 59: 11-19.
- Benejam L, Aparicio E & Vargas MJ. 2008. Assessing fish metrics and biotic indices in a Mediterranean stream: effects of uncertain native status of fish. *Hydrobiologia* 603: 197-210.
- CEN. 2003. Water quality-Sampling of fish with electricity. EN 14011. European Committee for standardization, Brussels. 18 pp.
- CHS. Confederación Hidrográfica del Segura-Ministerio de Medio Ambiente. 2007. Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Versión 4. Disponible en <http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planificacion/html> (Accedido el día 12 de Mayo de 2009).
- 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 Eco-*

- systems 14: 575-585.
- Doadrio I. 2002. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Elvira B 1997. El declive de los peces fluviales en España. *Ecosistemas* 27: 66-71.
- Elvira B & Almodóvar A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59 (Supplement A): 323-331.
- Ferreira MT, Sousa L, Santos JM, Reino L, Oliveira J, Almeida PR & Cores RV. 2007. Regional and local environmental correlates of native Iberian fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 504-514.
- García de Jalón D, Torralva M, Lurueña J, Andreu-Soler A, Martínez F, Oliva-Paterna FJ & Alonso C. 1999. Plan de Gestión Piscícola de la Región de Murcia. Informe Final. Documento Técnico. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Murcia, 318 pp.
- Hughes, R M & Gammon, J R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River. Oregon. *Transactions of the American Fishery Society*, 116: 196-209.
- Lobón-Cerviá J. 1991. Dinámica de Poblaciones de Peces en Ríos. Pesca Eléctrica y Métodos de Capturas sucesivas en la estima de abundancias. Monografías Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid.
- Mas J. 1986. La ictiofauna continental de la cuenca del río Segura. Evolución histórica y estado actual. *Anales de Biología* 8 (Biología Ambiental, 2): 3-17.
- Miñano PA, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2002. Primera cita de Sander lucioperca (L.) (Actinopterygii, Percidae) en la cuenca del río Segura, SE de España. *Anales de Biología* 24: 77-79.
- Miñano PA, García-Mellado A, Oliva-Paterna FJ, 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.
- Ohio EPA. 1987. Ohio Environmental Protection Agency. Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life. Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Vols. 1, 11, 111.
- Oliva-Paterna FJ, Miñano P & Torralva M. 2003. Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Environmental Biology of Fishes* 67: 13-22.
- Oliva-Paterna FJ, Andreu-Soler A, Verdiell-Cubedo D & Torralva M. 2005. First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L., 1758) in the Segura basin (SE, Spain). *Limnetica* 24 (3-4): 199-202.
- Oliva-Paterna FJ, Andreu-Soler A & Torralva M. 2007. Especies Invasoras colonizan la Cuenca del Río Segura: El efecto Frankenstein. *Dugastella* 4: 63-68.
- Pardo I, Álvarez M, Casas J, Moreno JL, Vivas S, Bonada N, Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuellar P, Moyá G, Prat N, Robles S, Suarez ML, 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.
- Pires AM, Cowx IG & Coelho MM. 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology* 54: 235-249.
- Quinn GP & Keough MJ. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press. Cambridge.
- Sostoa A. 2002. Las comunidades de peces de las cuencas mediterráneas: caracterización y problemática. En: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. (Doadrio I, ed.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid, pp. 52-56.
- 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.
- Torralva M & Oliva-Paterna FJ. 1997. Primera cita de *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura, S.E. de España. *Limnetica* 13 (1): 1-3.
- Torralva M & Oliva-Paterna FJ. 2003. El recurso íctico de las aguas continentales de la Región de Murcia. En: Los recursos naturales de la Región de Murcia, un análisis interdisciplinar. (Esteve MA, Llorens M & Martínez C, ed.). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia, pp. 412-417.
- Torralva M, Ubero-Pascal NA, Oliva-Paterna FJ & Malo J. 1999. *Leuciscus pyrenaicus* Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura (S.E. España). *Zoologica Baetica* 10: 203-205.
- Torralva M, Oliva-Paterna FJ, Andreu-Soler A, Verdiell-Cubedo D, Miñano PA & Egea A. 2005. Atlas de Distribución de los Peces Continentales de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. CARM.
- Vidal-Abarca MR, Montes C, Ramírez L & Suárez ML. 1987. El clima de la Cuenca del Río Segura (S. E. de España): Factores que lo controlan. *Anales de Biología* 12: 11-28.
- Vidal-Abarca MR, Montes C, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1990. Sectorización ecológica de cuencas fluviales: aplicación a la cuenca del río Segura (SE 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.